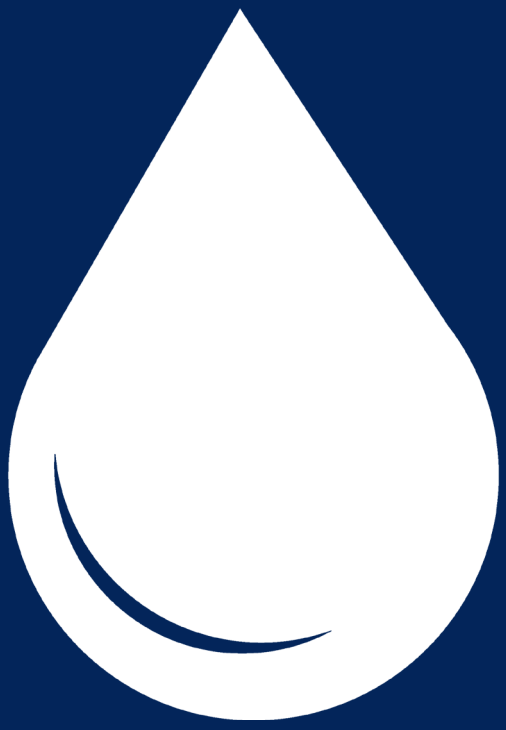
ESTUDIOS UNIVERSITARIOS DE
POSGRADO EN HIDROLOGÍA

máster en hidrología y gestión de recursos hídricos

PROYECTOS 2022



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: 978-84-09-54901-6

ÍNDICE

EVOLUCIÓN DEL ESTADO DE LAS MASAS DE AGUA EN EL TERCER CICLO DE PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA

Autor/a: Álvaro Yuste Andrinal

Director/a: Alberto Jiménez Madrid……3

INTEGRACIÓN DE LA PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA EN LA RED NATURA 2000. ESTUDIO EN LA DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA DEL SEGURA

Autor/a: Laura Daniela Vanegas Otálora

Director/a: Alberto Jiménez Madrid……51

HIDROQUÍMICA DE LAS AGUAS DE LOS POZOS MINEROS DE HIENDELAENCINA. EVALUACIÓN DE POSIBLES FLUJOS CONTAMINANTES DESDE LAS BALSAS DE LODOS MEDIANTE TOMOGRAFÍA ELÉCTRICA

Autor/a: Vladyslava Pryimak

Director/a: David Gómez Ortiz y Tomás Martín Crespo ……91

RECONSTRUCCIÓN DE SERIES DE CAUDAL MENSUAL EMPLEANDO DATOS DEL ÍNDICE DE OSCILACIÓN DEL SUR (IOS) PARA LA CUENCA DEL RÍO BENI, BOLIVIA

Autor/a: Diego Inturias Guzmán

Director/a: Mauricio Villazón Gómez y Ángel Udías Moinelo……137

SENSORES ELECTROQUÍMICOS MICROBIANOS PARA LA DETECCIÓN DE BENCENO EN AGUAS SUBTERRÁNEAS

Autor/a: Marina Espejo Fernández

Director/a: Daniela Torruella Salas y Abraham Esteve Núñez ……171

ESTUDIO DE LA APLICACIÓN DE HUMUS COMO INTERCAMBIADOR REDOX EN COMBINACIÓN CON SISTEMAS ELECTROACTIVOS PARA LA ELIMINACIÓN DE NITRÓGENO EN AGUAS

Autor/a: Silvia Blázquez Hernández

Director/a: Mario Jiménez Conde y Abraham Esteve Núñez ……..……209

DETERMINACIÓN DEL ESTADO DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL EMBALSE DE AS CONCHAS MEDIANTE TÉCNICAS DE TELEDETECCIÓN

Autor/a: Jorge Arturo Quirós Fernández

Director/a: Francisco Carreño Conde…….……..……251

ESTUDIO DE LA INFILTRACIÓN DE FÁRMACOS Y PRODUCTOS DE TRANSFORMACIÓN A TRAVÉS DE SUELOS AGRÍCOLAS

Autor/a: Juan Pablo García Montealegre

Director/a: Raffaella Meffe y Virtudes Martínez Hernández ……..……281

EFECTO DE LOS MICROPLÁSTICOS Y NANOPLÁSTICOS SOBRE EL FUNCIONAMIENTO DE REACTORES BIOLOGICOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Autor/a: Marina Bastante Rabadán

Director/a: Ana Karina Boltes Espínola…….……..……317

ESTUDIO DEL TRATAMIENTO DIFERENCIAL DE LA PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA ENTRE CUENCAS INTRACOMUNITARIAS E INTERCOMUNITARIAS

Autor/a: Sandra Pujol Carrillo

Director/a: Alberto Jiménez Madrid…..…….……..……349

ESTUDIO DE LA INUNDABILIDAD EN LA CUENCA DEL RIO BADIEL, ZONAS URBANAS INUNDABLES CON HEC-RAS Y ANALISIS DE LA INFILTRACIÓN DE LAS INUNDACIONES

Autor/a: Marcos Martínez Ocaña

Director/a: Francisco Carreño Conde..……..……..……380

MÉTODOS DE DETECCIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE PRECURSORES DE BIOFOULING EN AGUAS DE MAR. ALTERNATIVAS DE DISEÑO Y MÉTODOS DE OPERACIÓN PARA MINIMIZAR SU IMPACTO SOBRE LAS MEMBRANAS DE ÓSMOSIS INVERSA

Autor/a: Víctor Carvajal González

Director/a: Elena Campos Pozuelo y Rafael Buendía Candel..……..…400

EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE DESINFECCIÓN DE LOS COMPONENTES DE LA ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES DE LA PARROQUIA CEBADAS, PROVINCIA DE CHIMBORAZO, ECUADOR

Autor/a: Hugo Andrés Sánchez Velasco

Director/a: Alice Luminita Petre Bujan……...……..…461

MODELACIÓN DE LA RESPUESTA HIDROLÓGICA DE CUENCAS DE LOS ANDES SEMIÁRIDOS DE CHILE (30°S) A ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO

Autor/a: Eduardo Yáñez San Francisco

Director/a: Juan Antonio Pascual y Shelley MacDonell….....……..…487

MODELO HIDROGEOLÓGICO CONCEPTUAL DE LA CUENCA DEL RÍO PARITA, REPÚBLICA DE PANAMÁ

Autor/a: David Enrique Trejos Hurtado

Director/a: Francisco Carreño Conde y Francisco Javier Montalván Toala.....……..…531

DISEÑO DE UN SISTEMA DE ABASTECIMIENTO DE AGUA POTABLE EN LA ISLA DE IDJWI, REPÚBLICA DEMOCRÁTICA DEL CONGO

Autor/a: Javier de Mingo Martín

Director/a: Noemí Merayo Cuevas y Ana Karina Boltes…….....……..…594

EVALUACIÓN DE LA IMPLEMENTACIÓN DE OBRAS HIDRÁULICAS DE RIEGO PARA ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA REGIÓN DE VALPARAÍSO, CHILE

Autor/a: Joaquín Elgueta Rodríguez

Director/a: María del Pino Palacios Díaz…….....……..…645

TECNOLOGÍAS PARA LA PRODUCCIÓN DE ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES A PARTIR DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA CERVECERA

Autor/a: José Alberto Beltethon Escobar

Director/a: Ana Karina Boltes…….....……..…693

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ

Y

UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

MASTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

PROYECTO DE FIN DE MASTER

Evolución del estado de las masas de agua en el tercer ciclo de planificación hidrológica.

AUTOR:
Álvaro Yuste Andrinal

DIRECTOR:
Dr. Alberto Jiménez Madrid

Alcalá de Henares, 7 de febrero de 2022

ÍNDICE.

ÍNDICE. 7
ÍNDICE DE GRÁFICOS 8
ÍNDICE DE TABLAS 9
ABREVIATURAS 10
1. RESUMEN 11
2. INTRODUCIÓN 11
3. OBJETIVOS 13
3.1 Objetivo general. 13
3.2 Objetivo específico. 13
4. MATERIAL Y MÉTODOS 13
4.1. Zona de estudio. 13
4.2. Obtención de datos. 14
4.3. Procesamiento y homogenización de datos. 14
4.3.1.Creación de una base de datos para las MASp. 14
4.3.2.Creación de una base de datos para las MASb. 17
5. RESULTADOS. 18
5.1 Evolución del número y porcentaje de las MASp atendiendo a su categoría. 19
5.2 Número y porcentaje de las MASp agrupadas por categoría y demarcación hidrográfica. 19
5.3 Evolución del estado de las MASp. 20
5.3.1 Evolución de las MASp englobadas en la categoría río. 22
5.3.2 Evolución de las MASp englobadas en la categoría lago. 23
5.3.3. Evolución de las MASp englobadas en la categoría transición. 25
5.3.4. Evolución en las MASp englobadas en la categoría costeras. 26
5.4 Evolución de las MASb. 28
5.5 Evolución del estado global de las MASp por demarcaciones hidrográficas. 30
5.5.1 Evolución del estado global de las MASp englobadas en la categoría ríos, por demarcaciones hidrográficas. 31
5.5.2. Evolución del estado global de las MASp englobadas en la categoría lagos, por demarcaciones hidrográficas. 32
5.5.3. Evolución del estado global de las MASp englobadas en la categoría transición, por demarcaciones hidrográficas. 33
5.5.4. Evolución del estado global de las MASp englobadas en la categoría costera, por demarcaciones hidrográficas. 34
5.6 Evolución del estado global de las MASb por demarcaciones hidrográficas. 35
6. DISCUSIÓN 36
6.1 Análisis de las MASp. 36
6.1.1.Análisis del estado de las MASp…. 36
6.1.2.Análisis del estado de las MASp englobadas en la categoría ríos……. 37
6.1.3.Análisis del estado de las MASp englobadas en la categoría lagos…… 38
6.1.4.Análisis del estado de las MASp englobadas en la categoría transición. 38
6.1.5.Análisis del estado de las MASp englobadas en la categoría costeras… 39
6.2. Análisis del estado de las MASb. 40
7. CONCLUSIONES 41
7.1. Conclusiones sobre la toma de datos… 41

7.2. Conclusiones sobre el análisis estadístico. 41
7.3. Conclusiones sobre las MASp. 41
7.4. Conclusiones sobre las MASp englobadas en la categoría ríos. 41
7.5. Conclusiones sobre las MASp englobadas en la categoría lago. 42
7.6. Conclusiones sobre las MASp englobadas en la categoría transición… 42
7.7. Conclusiones sobre las MASp englobadas en la categoría costera.. 43
7.8. Conclusiones sobre las MASb. 43
8. BIBLIOGRAFÍA. 44
9. ANEXO I. Evolución de las MASp. Análisis por demarcaciones hidrográficas ..... **¡Error! Marcador no definido.**
10. ANEXO II. Evolución de las MASb. Análisis por demarcaciones hidrográficas ..... **¡Error! Marcador no definido.**

ÍNDICE DE GRÁFICOS

Gráfico 1: Evolución del estado/potencial ecológico de las MASp. 21
Gráfico 2: Evolución del estado químico de las MASp. 21
Gráfico 3: Evolución del estado global de las MASp. 22
Gráfico 4: Evolución del estado/potencial ecológico de las MASp categoría río. 22
Gráfico 5: Evolución del estado químico de las MASp categoría río. ... 23
Gráfico 6: Evolución del estado global de las MASp categoría río. 23
Gráfico 7: Evolución del estado/potencial ecológico de las MASp categoría lago. 24
Gráfico 8: Evolución del estado químico de las MASp categoría lago.. 24
Gráfico 9: Evolución del estado global de las MASp categoría lago 25
Gráfico 10: Evolución del estado/potencial ecológico de las MASp categoría transición. 25
Gráfico 11: Evolución del estado químico de las MASp categoría transición. 26
Gráfico 12: Evolución del estado global de las MASp categoría transición. 26
Gráfico 13: Evolución del estado/potencial ecológico de las MASp categoría costera. 27
Gráfico 14: Evolución del estado químico de las MASp categoría costera. 27
Gráfico 15: Evolución del estado global de las MASp categoría costera. 28
Gráfico 16: Evolución del estado cuantitativo de las MASb. 28
Gráfico 17: Evolución del estado químico de las MASb. 29
Gráfico 18: Evolución del estado global de las MASb. 29

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Evolución del número de las MASp atendiendo a su categoría. 19
Tabla 2: Número y porcentaje de las MASp agrupadas por categoría y demarcación. 20
Tabla 3: Evolución del estado global de las MASp por demarcaciones 30
Tabla 4: Evolución del estado global de las MASp categoría ríos por demarcaciones 31
Tabla 5: Evolución estado global de las MASp categoría lagos por demarcaciones 32
Tabla 6: Evolución estado global de MASp categoría transición por demarcaciones 33
Tabla 7: Evolución estado global de las MASp categoría costera por demarcaciones. 34
Tabla 8: Evolución del estado global de las MASb por demarcaciones.....35
Tabla 9: Análisis estado/potencial ecológico de las MASp. 36
Tabla 10: Análisis estado químico de las MASp. 37
Tabla 11: Análisis estado global de las MASp. 37
Tabla 12: Análisis estado/potencial ecológico de las MASp categoría río..37
Tabla 13: Análisis estado químico de las MASp categoría río. 37
Tabla 14: Análisis estado global de las MASp categoría río.....37
Tabla 15: Análisis estado/potencial ecológico MASp categoría lago. 38
Tabla 16: Análisis estado químico de las MASp categoría lago. 38
Tabla 17: Análisis estado global de las MASp categoría lago. 38
Tabla 18: Análisis estado/potencial ecológico de las MASp categoría transición. 38
Tabla 19: Análisis estado químico de las MASp categoría transición. 39
Tabla 20: Análisis estado global de las MASp categoría transición. 39
Tabla 21: Análisis estado/potencial ecológico de las MASp categoría costeras. 39
Tabla 22: Análisis estado químico de las MASp categorías costeras. 39
Tabla 23: Análisis estado global de las MASp categoría costeras. 40
Tabla 24: Análisis estado cuantitativo de las MASb. 40
Tabla 25: Análisis estado químico de las MASb. 40
Tabla 26: Análisis estado global de las MASb. 40

ABREVIATURAS

CH: Confederación Hidrográfica.

CPH: Ciclo de Planificación Hidrológica.

DHC Oc.: Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Occidental.

DHC Or.: Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental.

DHCE: Demarcación Hidrográfica de Ceuta.

DHCIC: Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Internas Catalanas.

DHCMA: Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas.

DHD: Demarcación Hidrográfica del Duero.

DHE: Demarcación Hidrográfica del Ebro.

DHG: Demarcación Hidrográfica del Guadiana.

DHGB: Demarcación Hidrográfica del Guadalete y Barbate.

DHGC: Demarcación Hidrográfica de Galicia Costa.

DHGV: Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir.

DHIB: Demarcación Hidrográfica de las Islas Baleares.

DHJ: Demarcación Hidrográfica del Júcar.

DHM: Demarcación Hidrográfica de Melilla.

DHMS: Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil.

DHS: Demarcación Hidrográfica del Segura.

DHT: Demarcación Hidrográfica del Tajo.

DHTOP: Demarcación Hidrográfica del Tinto Odiel y Piedras.

DMA: Directiva Marco del Agua.

MASb: Masas de agua subterráneas.

MASp: Masas de agua superficiales.

MITECO: Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico.

OA: Organismo Autónomo.

TFM: Trabajo Fin de Máster.

1. RESUMEN

El trabajo presentado analiza la evolución del estado de las masas de agua superficiales (MASp) y el estado de las masas de agua subterráneas (MASb) de 18 demarcaciones hidrográficas de España, desde la publicación de la Directiva Marco hasta la revisión del tercer ciclo de planificación hidrológica.

El estudio se centra en la evolución del estado de las MASp y MASb a lo largo de los sucesivos ciclos de planificación hidrológica (CPH), comparando su evolución y tendencias. En las MASp se analiza la evolución del estado ecológico, el estado químico y del estado global. De las MASb se analiza la evolución del estado cuantitativo, el estado químico y el estado global.

Se realiza un estudio individualizado para cada demarcación hidrográfica que se puede consultar en los anexos I y II. A partir de estos datos se realiza un análisis global para las 18 demarcaciones motivo de estudio.

2. INTRODUCIÓN

La regulación nacional de los recursos hídricos está condicionada por las normas de la Unión Europea. La norma principal es la Directiva Marco del Agua (DMA 2000/60/CE) que entra en vigor el 22 de diciembre del 2000. Es la norma que rige la política de aguas, siendo una norma innovadora y ambiciosa. Además de compleja en su contenido y aplicación. Surge ante la necesidad de unificar las actuaciones en materia de gestión del agua en la Unión Europea.

La DMA es transpuesta al ordenamiento jurídico español mediante la ley 62/2003 de 30 de diciembre, que modifica el texto refundido de la Ley de Aguas, aprobada por el Real Decreto Legislativo 1/2001 de 20 de Julio.

La DMA supone cambio en las políticas del agua en Europa. Adquiere gran importancia la protección de las aguas y su potencial ecológico.

Los objetivos principales de la DMA son:

- Prevenir el deterioro, proteger y mejorar el estado de los ecosistemas acuáticos y de los ecosistemas terrestres y humedales directamente dependientes de los sistemas acuáticos.
- Promover un uso sostenible del agua, basado en la protección a largo plazo mediante el “principio de no deterioro” y de conseguir el “buen estado” para el año 2015.

- Mayor protección y mejora del medio acuático.
- Reducción progresiva de la contaminación del agua subterránea y evitar nuevas contaminaciones.
- Paliar los efectos de las inundaciones y sequias.

El desarrollo y cumplimiento de estos objetivos se integran en el contenido de los planes hidrológicos de cuenca de las distintas Confederaciones Hidrográficas (CH).

La planificación hidrológica en España ha tenido que ajustarse a las exigencias comunitarias. Los países miembros de la Unión Europea cuentan con nueve años desde la entrada en vigor de la DMA para establecer los programas de medidas. Todas las medidas serán operativas doce años después de la entrada en vigor.

En España, entre los años 2011 y 2015 se aprobaron nuevos planes hidrológicos de cuenca, acordes con la DMA, que reemplazan a los anteriores de 1998. El proceso de planificación hidrográfica debe completarse cada seis años, con cierre en los años 2009,2015,2021… y así sucesivamente.

La nueva planificación hidrológica derivada de la DMA está enfocada al logro de unos objetivos medioambientales en función de cada tipo de masa de agua, que se concretan en evitar el deterioro adicional y en la idea de alcanzar el "buen estado" de las aguas, o situación equivalente.

El concepto de "estado" de las aguas es más amplio que el tradicional concepto de "calidad". La propia DMA define el concepto "estado de las aguas superficiales" como una expresión general de su situación evaluada a partir del peor valor de su "estado ecológico" y de su "estado químico". El "estado ecológico" es una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales que se clasifican en función de indicadores hidromorfológicos, biológicos y fisicoquímicos.

La "masa de agua" es la unidad individual en que se realiza este análisis. Una masa de agua es una parte diferenciada de agua superficial o de agua subterránea que se caracteriza, tipifica y clasifica como un elemento homogéneo.

Clasifica a las masas de agua en función de su tipo, distinguiendo entre masas de aguas superficiales (MASp); clasificándolas como ríos, lagos, aguas de transición y aguas costeras. Y masas de aguas subterráneas (MASb), acuíferos.

La planificación se realiza para el ámbito territorial de las demarcaciones hidrográficas, concepto que supera al de cuenca hidrográfica por incorporar junto a las aguas continentales (superficiales y subterráneas) una franja de aguas costeras y de transición, con una anchura de una milla náutica, cuyo estado se encuentra afectado por las presiones que se ejercen desde el continente.

En el año 2021 se publica el tercer ciclo de planificación hidrológica (2021-2027) para las diferentes demarcaciones hidrográficas.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo general.

Con este estudio se pretende aportar una visión de la evolución del estado de las masas de agua desde la aplicación de la DMA hasta la fecha de la redacción de este TFM, que coincide con la publicación del tercer ciclo de planificación hidrológica.

3.2 Objetivo específico.

- Análisis de la evolución del número de MASp y MASb.
- Análisis de la evolución del estado ecológico, estado químico y estado global de las MASp.
- Análisis de la evolución del estado cuantitativo, estado químico y estado global de las MASb.
- Análisis de la evolución del estado ecológico, estado químico y estado global de las MASp clasificadas como río.
- Análisis de la evolución del estado ecológico, estado químico y estado global de las MASp clasificadas como lago.
- Análisis de la evolución del estado ecológico, estado químico y estado global de las MASp clasificadas como transición.
- Análisis de la evolución del estado ecológico, estado químico y estado global de las MASp clasificadas como costeras.

4. MATERIAL Y METODOS

4.1. Zona de estudio.

El área motivo de estudio abarca las siguientes demarcaciones hidrográficas:

Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil (DHMS), Demarcación Hidrográfica de Galicia Costa (DHGC), Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental (DHC Or.), Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Occidental (DHC Oc.),

Demarcación Hidrográfica del Duero (DHD), Demarcación Hidrográfica del Tajo (DHT), Demarcación Hidrográfica del Guadiana (DHG), Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir (DHGV), Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas (DHCMA), Demarcación Hidrográfica Guadalete y Barbate (DHGB), Demarcación Hidrográfica Tinto Odiel y Piedras (DHTOP), Demarcación Hidrográfica del Segura (DHS), Demarcación Hidrográfica del Júcar (DHJ), Demarcación Hidrográfica del Ebro (DHE), Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Internas Catalanas (DHCIC), Demarcación Hidrográfica de las Islas Baleares (DHIB), Demarcación Hidrográfica de Ceuta (DHCE), Demarcación Hidrográfica de Melilla (DHM).

En las demarcaciones internacionales solamente se analiza la parte que se encuentra en el territorio Español.

4.2. Obtención de datos.

Para la realización del estudio los datos se han obtenido de los diferentes ciclos de planificación hidrológica (CPH) publicados en las páginas web de las diferentes Confederaciones Hidrográficas, Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico (MITECO), Xunta de Galicia, Junta de Andalucía, Generalitat de Catalunya y Gobierno de las Islas Baleares.

4.3. Procesamiento y homogenización de datos.

Para el análisis de la evolución del estado de las masas de agua a lo largo de los diferentes CPH se van a crear dos bases de datos, una para las MASp y otra para las MASb.

4.3.1. Creación de la base de datos para las MASp.

Los datos sobre el estado de las MASp aportados por las diferentes CH presentan leves variaciones en cuanto a nomenclatura y organización. Estas heterogeneidades también están presentes entre los diferentes CPH dentro de una misma demarcación, acentuándose más en el primer CPH (2009-2015).

El MITECO en su página web dispone de una aplicación que permite consultar la información reportada a la Comisión Europea sobre los planes hidrológicos del segundo CPH. (https://servicio.mapama.gob.es/pphh/).

Todos los datos sobre el segundo CPH son obtenidos de esta aplicación.

Esta aplicación se toma como referencia. Los datos aportados por las diferentes

CH sobre el primer y tercer CPH se van a homogeneizar y adaptar a la nomenclatura y estructura utilizada en la aplicación del MITECO.

La aplicación del MITECO ofrece los datos agrupados en los siguientes campos:

-Demarcación: cada demarcación hidrográfica lleva asociado un código, el cual es el siguiente:

- ES010 – MIÑO-SIL
- ES014 – GALICIA-COSTA
- ES017 – CANTABRICO ORIENTAL
- ES018 – CANTABRICO OCCIDENTAL
- ES020 – DUERO
- ES030 – TAJO
- ES040 – GUADIANA
- ES050 – GADALQUIVIR
- ES060 – CUENCAS MEDITERRANEAS ANDALUZAS
- ES063 – GUADALETE Y BARBATE
- ES064 – TINTO ODIEL Y PIEDRAS
- ES070 - SEGURA
- ES080 – JUCAR
- ES091 – EBRO
- ES100 – CUENCAS INTERNAS DE CATALUÑA
- ES110 – ISLAS BALEARES
- ES150 – CEUTA
- ES160 – MELILLA

Este código es el que se va a utilizar y extrapolar a los diferentes CPH.

-Código: A cada MASp le corresponde un código único. Esta referencia es la que se va a utilizar para unir y combinar las bases de datos de los diferentes CPH. Va a permitir ver la evolución de cada MASp de forma individual.

El código utilizado en la base de datos del MITECO corresponde al código europeo de identificación de las MASp, denominado código MSPF. La mayoría de las CH y especialmente en el primer CPH el código utilizado no corresponde con el código MSPF, sino con una nomenclatura propia de cada CH. Presentando leves diferencias en el formato.

Es necesario referir todas las MASp utilizando el código MSPF.

Para el caso del primer CPH de la DHIB, el código utilizado es totalmente diferente al código MSPF, por lo que las MASp del primer CPH no se han podido correlacionar con las del segundo y tercer CPH.

- Nombre de la masa.

- Categoría: clasifica a las MASp en 4 categorías:

- Río
- Lago
- Costera
- Transición

La categoría que a cada MASp se le asigna en la aplicación del MITECO, es la que se va a utilizar y extrapolar a los diferentes CPH.

En algunas ocasiones una MASp en el primer CPH aparece clasificada como lago y en el segundo CPH aparece clasificada como rio, y viceversa.

Como ejemplo, en el primer CPH de la DHGV los embalses los engloba en la categoría río; y en el segundo CPH los engloba en la categoría lago.

Para poder realizar un análisis de la evolución del estado de las MASp atendiendo a la categoría, es necesario que esta se mantenga constante a lo largo de los sucesivos CPH. Por ello, se toma como referencia la clasificación utilizada en la aplicación del MITECO para el segundo CPH. Se reclasifican todas las MASp que presentan variaciones respecto a esta.

-Internacionalidad: Hace referencia a si las MASp es compartida con otro país.

-Naturaleza: clasifica a las MASp en 3 categorías:

- Artificial
- Muy modificada
- Natural.

-Embalse: hace referencia a si la MASp es un embalse.

-Tipo: clasifica a cada MASp en función de sus características. Existen 26 tipos diferentes de masas de aguas clasificadas como costeras, 22 tipos diferentes de masas de agua clasificadas como transición, 48 tipos diferentes de masas de agua clasificadas como rio y 30 tipos diferentes de masas de agua clasificadas como lago. En total existen 126 tipologías diferentes.

- Estado/Potencial Ecológico: Clasifica a las MASp en 6 categorías:

- Estado muy bueno o potencial máximo
- Estado o potencial bueno
- Estado o potencial deficiente
- Estado o potencial moderado
- Estado o potencial malo
- Estado o potencial desconocido

-Estado Químico: clasifica a las MASp en 3 categorías:

- Bueno
- No alcanza el bueno
- Sin datos

-Estado Global: clasifica a las MASp en 3 categorías:

- Bueno
- Peor que bueno
- Sin datos

Tomando como referencia esta estructura y nomenclatura que es la utilizada en la aplicación del MITECO, se extrapolan a los datos obtenidos del primer, y tercer CPH.

Dependiendo de la CH y del CPH, aparecen leves variaciones en la nomenclatura utilizada en las diferentes clasificaciones. Todas las nomenclaturas que difieren se homogenizan utilizando esta como referencia.

La toma de datos del primer CPH es la que presenta mayores heterogeneidades entre las diferentes CH. En algunos casos no se ha podido obtener toda la información detallada. En esos casos, a partir del código de la masa, su estado/potencial ecológico y su estado global, que son los parámetros que varían a lo largo de los sucesivos CPH y son el objeto de estudio de este trabajo, se han completado los datos que faltan con los del segundo CPH, dado que la naturaleza de los datos que no se han podido obtener es invariable a lo largo del tiempo.

También se ha observado, que algunos de los datos que son invariables, como el caso de la naturaleza, difieren entre el primer y segundo CPH. En esos casos se ha utilizado los datos del segundo CPH y se han extrapolado al primero.

En el primer CPH, para la DHT, DHIB, DHCE y DHM no se han podido encontrar datos sobre su estado/potencial ecológico y su estado químico. Solo se ha podido encontrar información referente a su estado global.

En el Primer CPH, para la DHD, la información sobre su estado/potencial ecológico y su estado químico no se ha podido encontrar de una forma explícita. La información que dan para cada MASp son los valores de los diferentes parámetros analizados para determinar su estado/potencial ecológico y su estado químico. Para obtener el valor habría que analizar cada MASp en función del su tipo y los valores de los diferentes parámetros. Ese proceso es muy laborioso, considerándolo fuera del ámbito de este trabajo. Por este motivo para la DHD en el primer CPH solo se disponen de los datos del estado global de cada MASp.

Con toda la información recopilada y clasificada en los diferentes campos se crea una hoja de cálculo de Microsoft Excel. Mediante la creación de tablas y gráficos dinámicos se obtienen los datos con los que se ha realizado este TFM.

- 4.3.2 Creación de la base de datos para las MASb.

El proceso y los criterios son los mismos que los seguidos para las MASp. La única diferencia es que la base de datos va a tener campos diferentes.

La información recopilada se va a clasificar en los siguientes campos:

-Demarcación: cada demarcación hidrográfica lleva asociado un código, el código es el mismo que para las MASp.

-Código: a cada masa de agua subterránea le corresponde un código único. Al igual que en el caso de las MASp, la mayoría de las CH y

especialmente en el primer CPH el código utilizado no corresponde con el código MSPF, sino con una nomenclatura propia de cada CH. Presentando leves diferencias en el formato.

Es necesario referir todas las MASb utilizando el código MSPF.

- Nombre de la masa.

- Categoría: todas las MASb poseen la misma categoría, subterránea.

- Estado cuantitativo: Clasifica a las MASb en 3 categorías.

- Bueno
- Malo
- Sin datos

- Estado químico: Clasifica a las MASb en 3 categorías.

- Bueno
- Malo
- Sin datos

- Estado global: Clasifica a las MASb en 3 categorías.

- Bueno
- Malo
- Sin datos

Al igual que en las MASp; dependiendo de la CH y del CPH, aparecen leves variaciones en la nomenclatura utilizada en las diferentes clasificaciones. Todas las nomenclaturas que difieren se homogenizan utilizando como referencia la nomenclatura del segundo CPH.

Para el primer CPH de la DHIB no se han podido encontrar información de una forma específica para cada MASb.

Con toda la información recopilada y clasificada en los diferentes campos se crea una hoja de cálculo de Microsoft Excel. Mediante la creación de tablas y gráficos dinámicos se obtienen los datos con los que se ha realizado este TFM.

5. RESULTADOS.

A continuación, se muestran los resultados expuestos de forma global de las 18 demarcaciones hidrográficas analizadas.

En los anexos I y II se pueden consultar los datos referidos por demarcación hidrográfica.

Todas las tablas y gráficos expuestos en el presente TFM son de elaboración propia a partir de los datos obtenidos de las diferentes CH. Los documentos consultados para la obtención de los datos se encuentran enumerados en la bibliografía.

5.1 Evolución del número y porcentaje de las MASp atendiendo a su categoría.

En la siguiente tabla se puede observar como el número de las MASp ha ido aumentando a lo largo de los tres CPH. También puede observarse el porcentaje que representa cada categoría.

Se muestra la evolución del número y porcentaje de las MASp entre los diferentes CPH. Cuando se incrementa el número de las MASp o el tanto por ciento de un CPH respecto a otro se muestra el dato en color verde. Cuando disminuye se muestra en color rojo.

Tabla 1: Evolución del número y porcentaje de las MASp atendiendo a su categoría.[1]

	Primer CPH		Segundo CPH		Tercer CPH		Evolución N.º		*Evolución %*	
Categoría	N.º MASp	*%*	N.º MASp	*%*	N.º MASp	%	CPH 1-2	CPH 2-3	*CPH 1-2*	*CPH 2-3*
Rio	**4326**	*85,7*	**4291**	*83,4*	**4563**	*83,5*	-35	271	*-2,3*	*0,1*
Lago	**314**	*6,2*	**443**	*8,6*	**490**	*9,0*	129	47	*2,4*	*0,4*
Transición	**195**	*3,9*	**189**	*3,7*	**191**	*3,5*	-6	2	*-0,2*	*-0,2*
Costera	**210**	*4,2*	**221**	*4,3*	**220**	*4,0*	11	-1	*0,1*	*-0,3*
Total	**5045**	*100*	**5144**	*100*	**5464**	*100*	99	319		

5.2 Número y porcentaje de las MASp agrupadas por categoría y demarcación hidrográfica.

El número de MASp varia a lo largo de los diferentes CPH. Para la realización de esta tabla se han tomado los datos del segundo CPH. Se muestra el número de las MASp atendiendo a su categoría y demarcación hidrológica. También muestra el porcentaje que representa el número de MASp respecto al total de su categoría.

Con esta tabla se pretende ofrecer una visión sobre el porcentaje y el peso que tiene cada demarcación hidrográfica respecto al total de los datos. Así como poner en relieve el peso que tiene cada demarcación hidrográfica respecto al tipo de masas. Se observa una distribución irregular entre las distintas demarcaciones.

[1] MASp= Masas de agua superficial. CPH= Ciclo de planificación hidrológica.

Tabla 2: Número y porcentaje de MASp agrupadas por categoría y demarcación hidrográfica 2º CPH.[2]

	Río		Lago		Transición		Costera		
Demarcación Hidrográfica	N.º MASp	%	N.º MASp	%	N.º MASp	%	N.º MASp	%	Total Demarcaciones
DHMS	**272**	*6,3*	**3**	*0,7*	**2**	*1,1*	**2**	*0,9*	**279**
DHGC	**407**	*9,5*	**8**	*1,8*	**22**	*11.6*	**29**	*13,1*	**466**
DHC Or.	**117**	*2,7*	**3**	*0,7*	**14**	*7,4*	**4**	*1,8*	**138**
DHC Oc.	**250**	*5,8*	**7**	*1,6*	**21**	*11.1*	**15**	*6,8*	**293**
DHD	**690**	*16,1*	**19**	*4,3*	**0**	*0,0*	**0**	*0,0*	**709**
DHT	**307**	*7,2*	**16**	*3,6*	**0**	*0,0*	**0**	*0,0*	**323**
DHG	**214**	*5,0*	**113**	*25,5*	**7**	*3,7*	**3**	*1,4*	**337**
DHGV	**340**	*7,9*	**90**	*20,3*	**13**	*6,9*	**3**	*1,4*	**446**
DHCMA	**133**	*3,1*	**10**	*2,3*	**7**	*3,7*	**27**	*12,2*	**177**
DHGB	**65**	*1,5*	**10**	*2,3*	**10**	*5,3*	**12**	*5,4*	**97**
DHTOP	**47**	*1,1*	**6**	*1,4*	**11**	*5,8*	**4**	*1,8*	**68**
DHS	**91**	*2,1*	**6**	*1,4*	**1**	*0,5*	**17**	*7,7*	**115**
DHJ	**304**	*7,1*	**19**	*4,3*	**4**	*2,1*	**22**	*10,0*	**349**
DHE	**698**	*16,3*	**106**	*23,9*	**16**	*8,5*	**3**	*1,4*	**823**
DHCIC	**261**	*6,1*	**27**	*6,1*	**25**	*13.2*	**33**	*14,9*	**346**
DHIB	**94**	*2,2*	**0**	*0,0*	**36**	*19.0*	**41**	*18,6*	**171**
DHCE	**0**	*0,0*	**0**	*0,0*	**0**	*0,0*	**3**	*1,4*	**3**
DHM	**1**	*0,0*	**0**	*0,0*	**0**	*0,0*	**3**	*1,4*	**4**
Total Categoría	**4291**		**443**		**189**		**221**		**5144**

5.3 Evolución del estado de las MASp.

En el siguiente gráfico se representa la evolución del estado/potencial ecológico de las MASp a lo largo de los diferentes CPH.

Las MASp se clasifican en cinco categorías atendiendo a su estado/potencial ecológico: Muy bueno/máximo, bueno, moderado, deficiente y malo. También se incluye una categoría que agrupa a las MASp que se desconoce su estado.

[2] MASp= Masas de agua superficiales. CPH= Ciclo de planificación hidrológica. DHMS = Miño-Sil. DHGC = Galicia Costa. DHC Or. = Cantábrico Oriental. DHC Oc. = Cantábrico Occidental. DHD = Duero. DHT = Tajo. DHG = Guadiana. DHGV = Guadalquivir. DHCMA = Cuencas Mediterráneas Andaluzas. DHGB Guadalete y Barbate. DHTOP = Tinto, Odiel y Piedras. DHS = Segura. DHJ = Júcar. DHE = Ebro. DHCIC = Cuencas Internas Catalanas. DHIB = Islas Baleares. DHCE = Ceuta. DHM = Melilla.

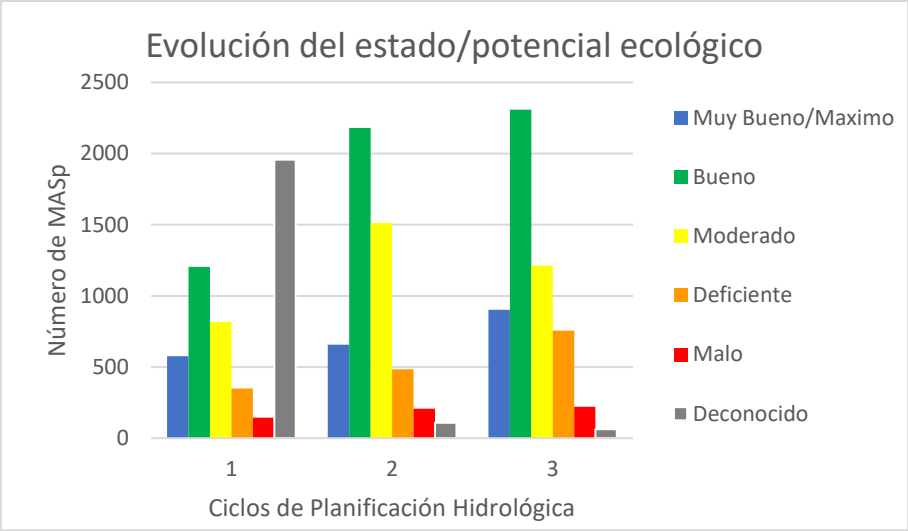


Gráfico 1: Evolución del estado/potencial ecológico de las MASp.

En el siguiente gráfico se representa la evolución del estado químico de las MASp a lo largo de los diferentes CPH.

Las MASp se clasifican en dos categorías atendiendo a su estado químico: bueno, no alcanza el bueno. También se incluye una categoría que agrupa a las MASp que no se tienen datos.

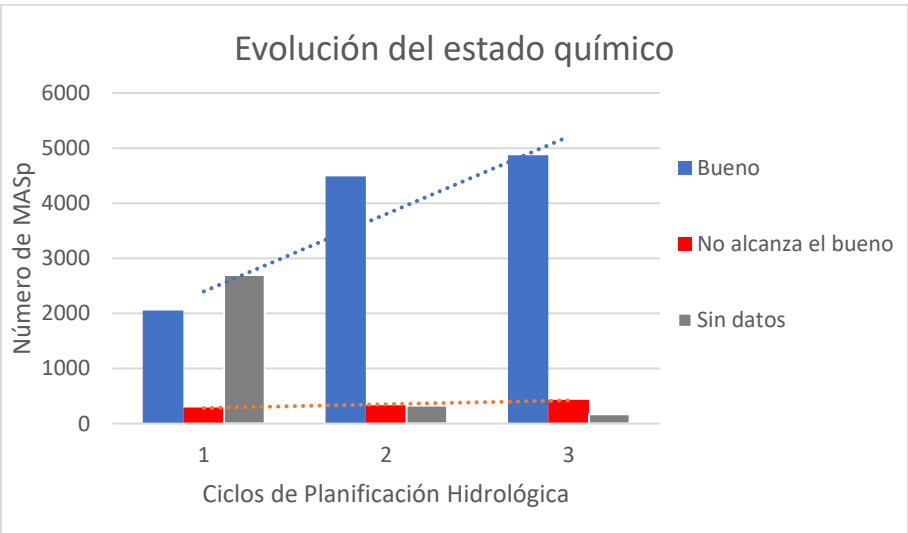


Gráfico 2: Evolución del estado químico de las MASp.

En el siguiente gráfico se representa la evolución del estado global de las MASp a lo largo de los diferentes CPH.

Las MASp se clasifican en dos categorías atendiendo a su estado global: bueno y peor que bueno. Se incluye una categoría que agrupa a las MASp que no se tiene datos.

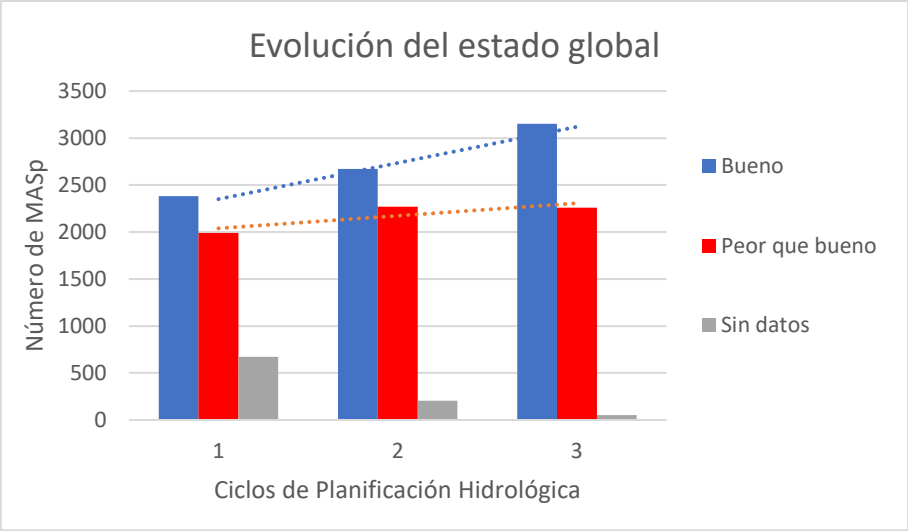


Gráfico 3: Evolución del estado global de las MASp.

- 5.3.1 Evolución de las MASp englobadas en la categoría río.

En el siguiente gráfico se representa la evolución del estado/potencial ecológico de las MASp englobadas en la categoría río a lo largo de los diferentes CPH.

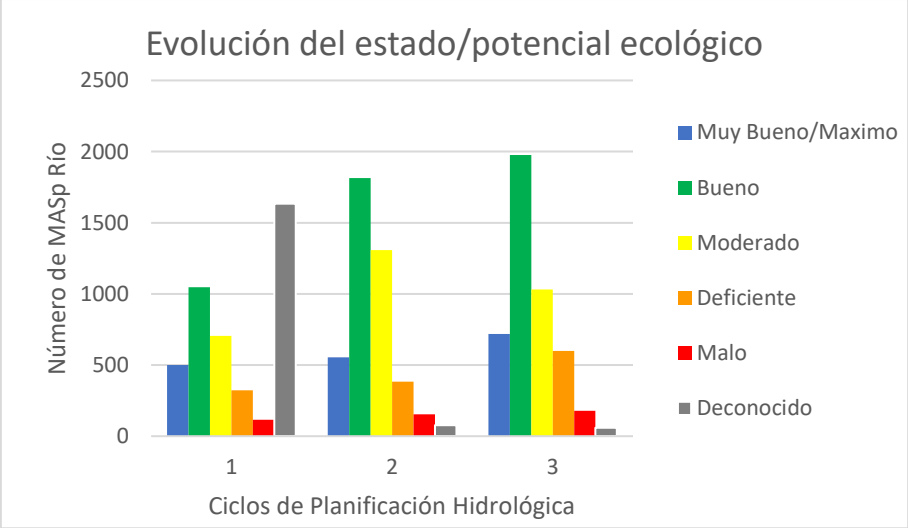


Gráfico 4: Evolución del estado/potencial de las MASp englobadas en la categoría río.

En el siguiente gráfico se representa la evolución del estado químico de las MASp englobadas en la categoría río a lo largo de los diferentes CPH.

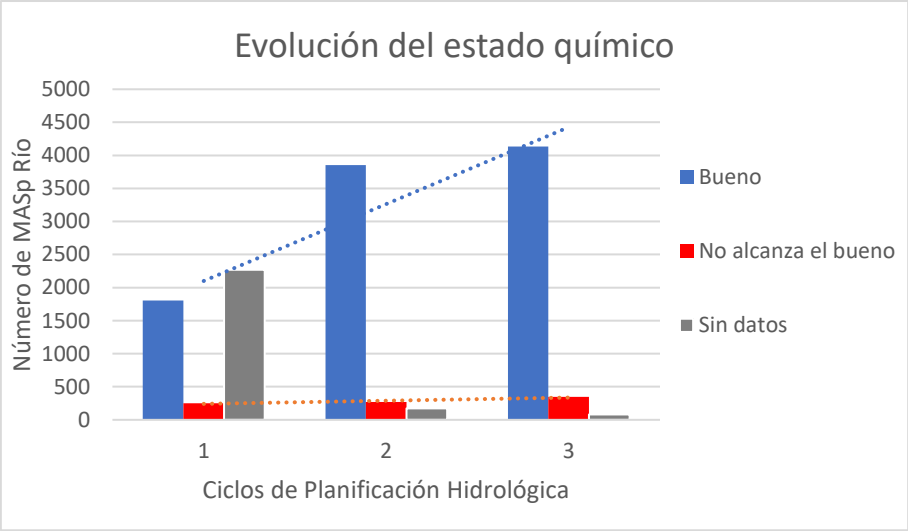


Gráfico 5: Evolución del estado químico de las MASp de agua englobadas en la categoría río.

En el siguiente gráfico se representa la evolución del estado global de las MASp englobadas en la categoría río a lo largo de los diferentes CPH.

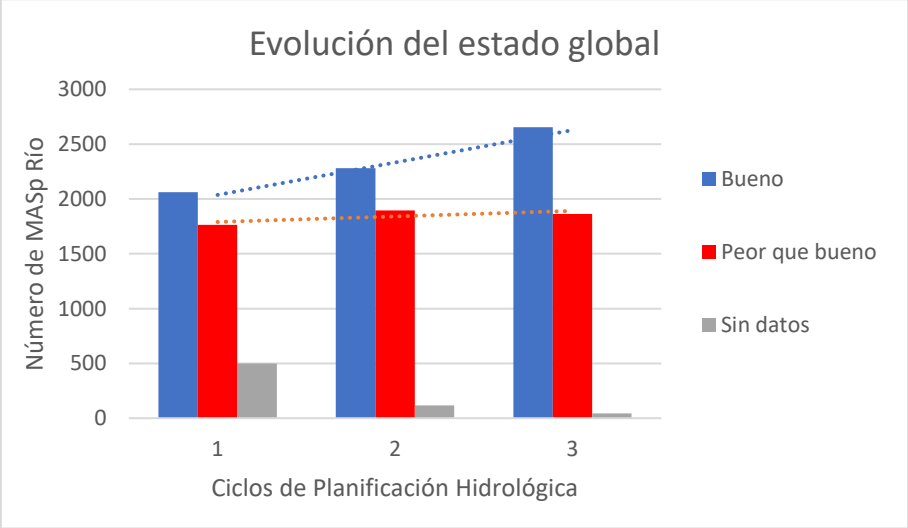


Gráfico 6: Evolución del estado global de las MASp englobadas en la categoría rio.

- 5.3.2 Evolución de las MASp englobadas en la categoría lago.

En el siguiente gráfico se representa la evolución del estado/potencial ecológico de las MASp englobadas en la categoría lago a lo largo de los diferentes CPH.

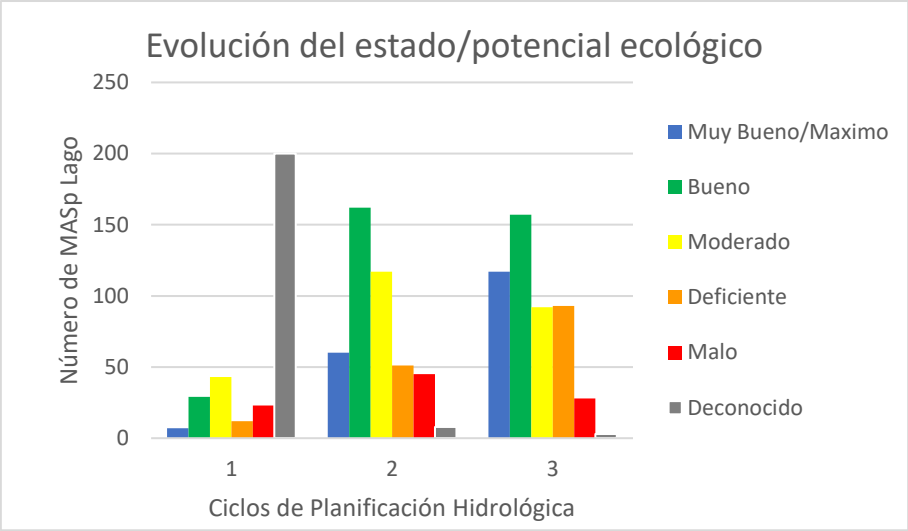


Gráfico 7: Evolución del estado/potencial ecológico de las MASp englobadas en la categoría lago.

En el siguiente gráfico se representa la evolución del estado químico de las MASp englobada en la categoría lago a lo largo de los diferentes CPH.

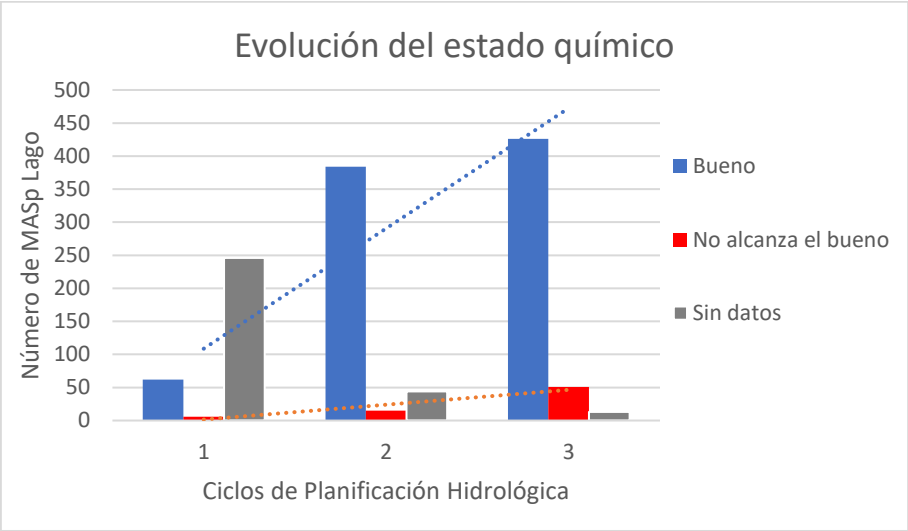


Gráfico 8: Evolución del estado químico de las MASp englobadas en la categoría lago.

En el siguiente gráfico se representa la evolución del estado global de las MASp englobadas en la categoría lago a lo largo de los diferentes CPH.

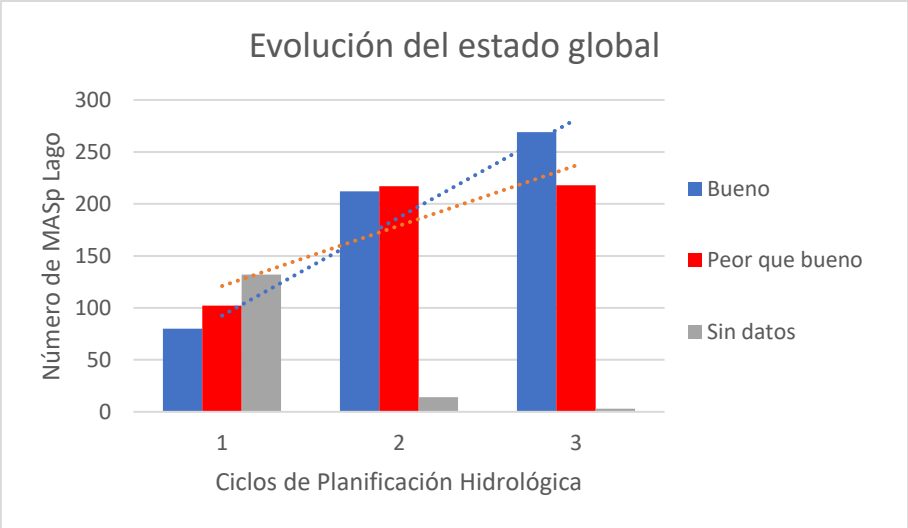


Gráfico 9: Evolución del estado global de las MASp englobadas en la categoría lago

- 5.3.3. Evolución de las MASp englobadas en la categoría transición.

En el siguiente gráfico se representa la evolución del estado/potencial ecológico de las MASp englobadas en la categoría transición a lo largo de los diferentes CPH.

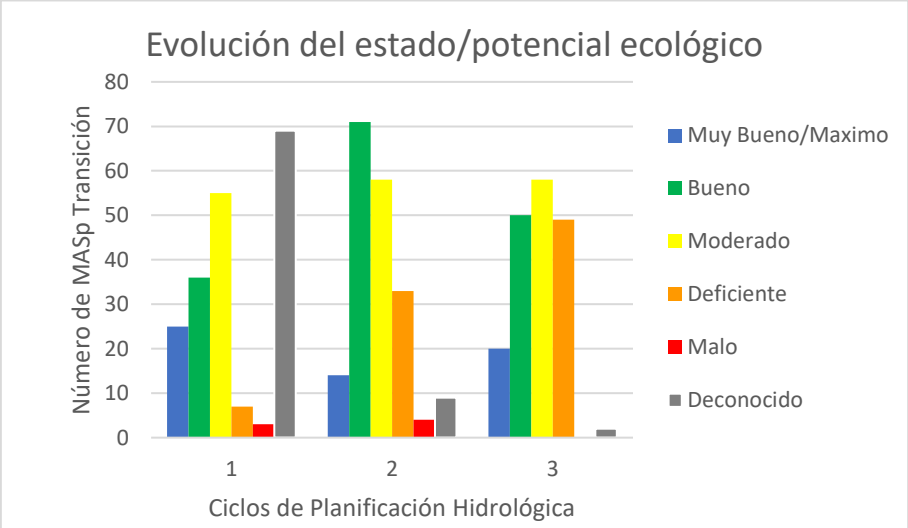


Gráfico 10: Evolución del estado de las MASp englobadas en la categoría transición.

En el siguiente gráfico se representa la evolución del estado químico de las MASp englobada en la categoría transición a lo largo de los diferentes CPH.

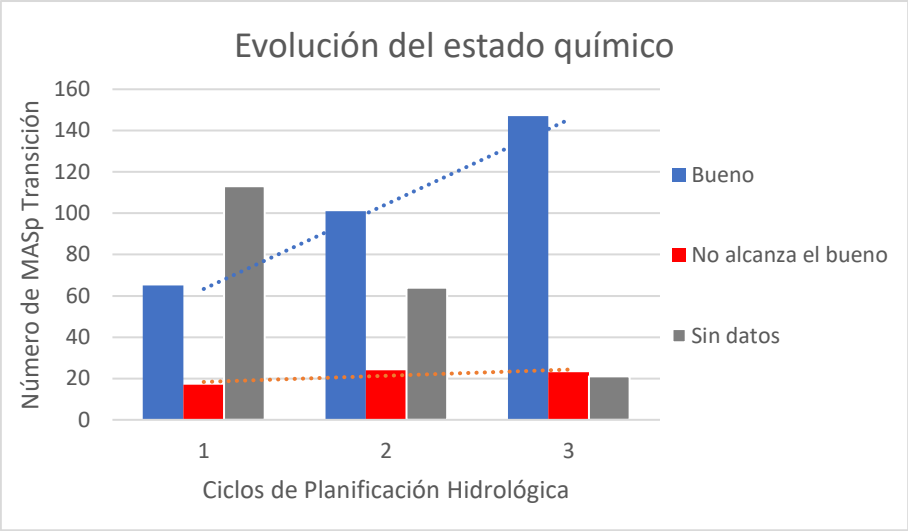


Gráfico 11: Evolución del estado químico de las MASp englobadas en la categoría transición.

En el siguiente gráfico se representa la evolución del estado global de las MASp englobadas en la categoría transición a lo largo de los diferentes CPH.

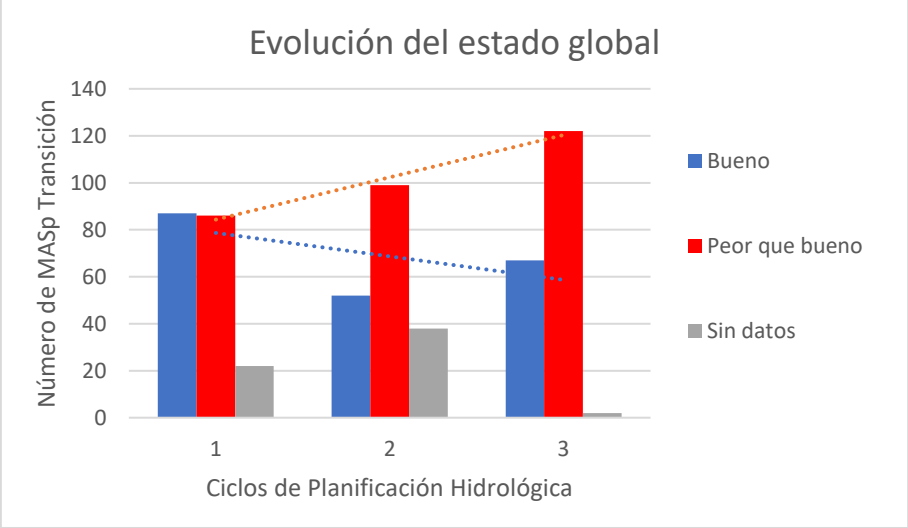


Gráfico 12: Evolución del estado de las MASp englobadas en la categoría transición.

- 5.3.4. Evolución en las MASp englobadas en la categoría costera.

En el siguiente gráfico se representa la evolución del estado/potencial ecológico de las MASp englobadas en la categoría costera a lo largo de los diferentes CPH.

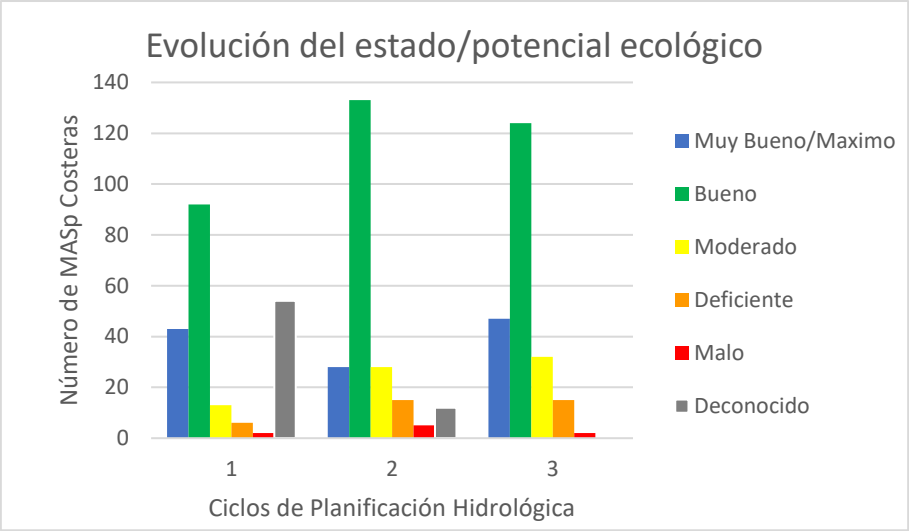


Gráfico 13: Evolución del estado/potencial ecológico de las MASp englobadas en la categoría costera.

En el siguiente gráfico se representa la evolución del estado químico de las MASp englobada en la categoría costera a lo largo de los diferentes CPH.

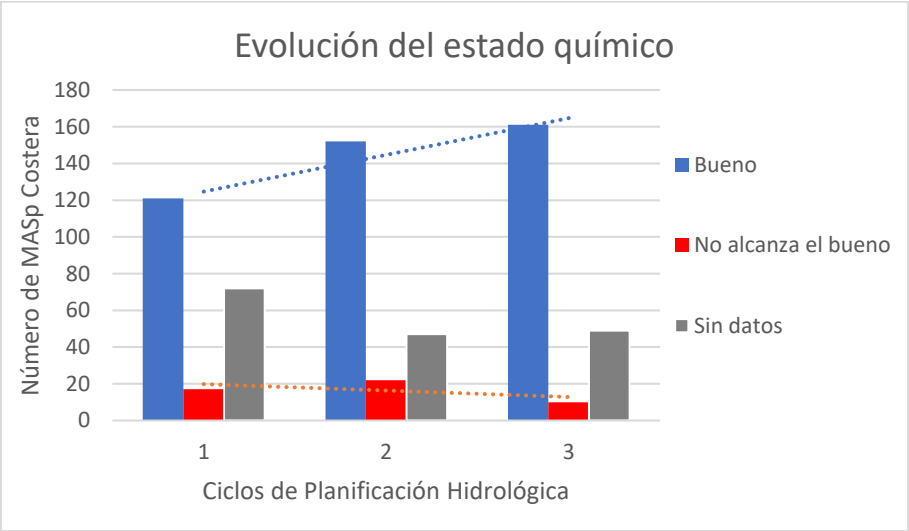


Gráfico 14: Evolución del estado químico de las MASp englobadas en la categoría costera.

En el siguiente gráfico se representa la evolución del estado global de las MASp englobadas en la categoría costera a lo largo de los diferentes CPH.

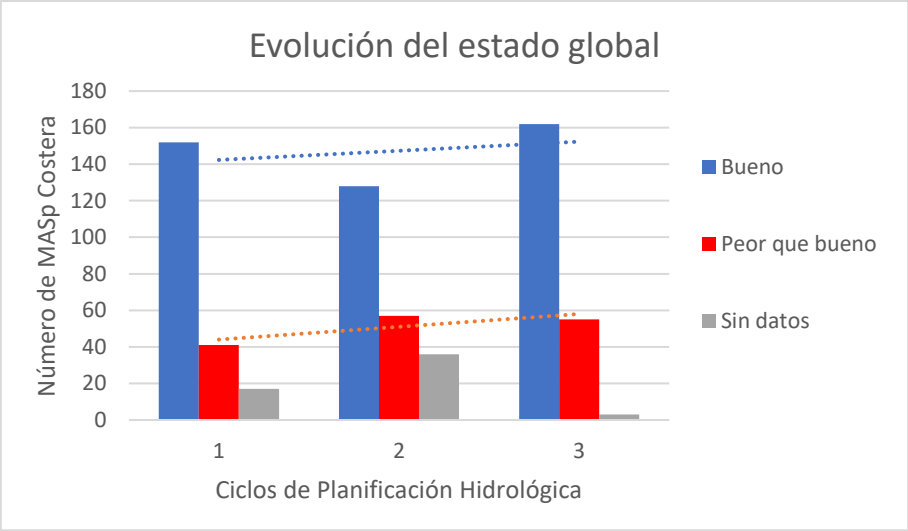


Gráfico 15: Evolución del estado global de las MASp englobadas en la categoría costera.

5.4 Evolución de las MASb.

En el siguiente gráfico se representa la evolución del estado cuantitativo de las MASb a lo largo de los diferentes CPH.

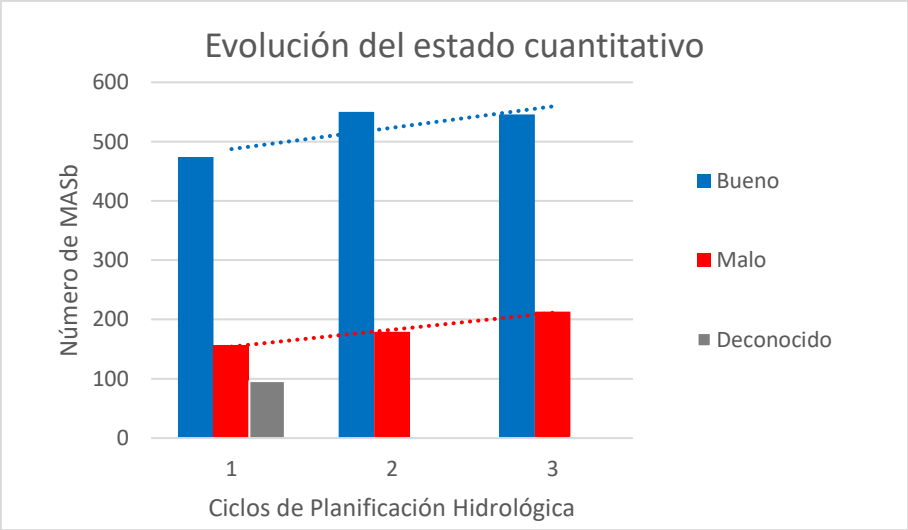


Gráfico 16: Evolución del estado cuantitativo de las MASb.

En el siguiente gráfico se representa la evolución del estado químico de las MASb a lo largo de los diferentes CPH.

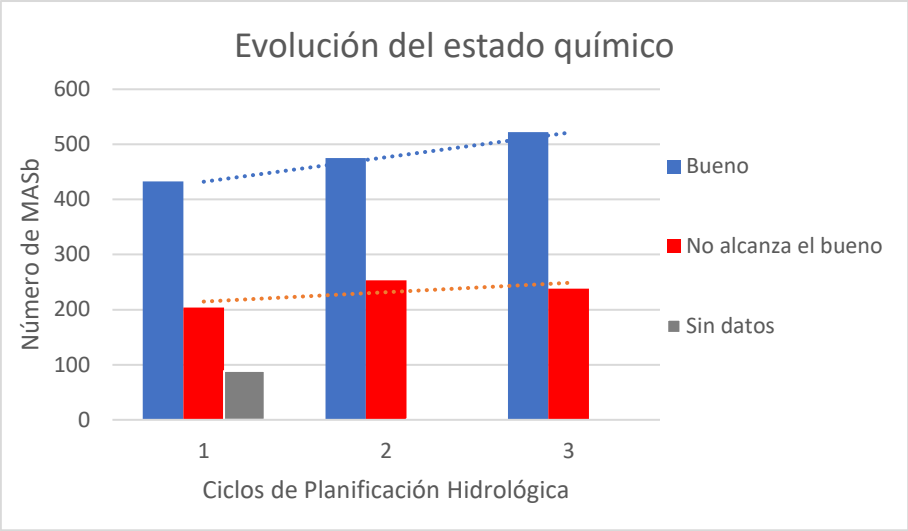


Gráfico 17: Evolución del estado químico de las MASb.

En el siguiente gráfico se representa la evolución del estado global de las MASb a lo largo de los diferentes CPH.

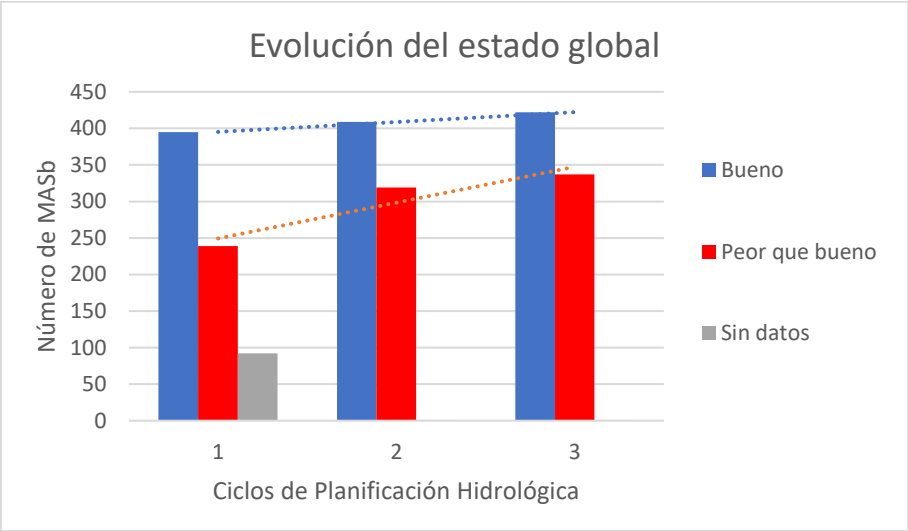


Gráfico 18: Evolución del estado global de las MASb.

5.5 Evolución del estado global de las MASp por demarcaciones hidrográficas.

En la siguiente tabla se muestra la evolución del porcentaje del estado global de las MASp a lo largo de los diferentes CPH. Los datos se agrupan por demarcaciones hidrográficas. Se muestra la evolución en el porcentaje de MASp que cambian de estado en cada CPH. También se muestra la evolución general respecto al primer CPH. Los valores con color verde indican que aumenta el tanto por ciento de las masas incluidas en el estado bueno, y el rojo indica que el aumento se produce en el estado peor que bueno y sin datos.

Tabla 3: Evolución del estado global de las MASp por demarcaciones hidrográficas. [3]

	Primer CPH			Segundo CPH			Tercer CPH			Evolución B %		*Evolución PB %*		*Evolución SD %*		ACUMULADA B %
Demarcación Hidrográfica	B %	PB %	*SD %*	B %	PB %	*SD %*	B %	PB %	SD %	CPH 1-2	*CPH 2-3*	CPH 1-2	CPH 2-3	CPH 1-2	CPH 2-3	
DHMS	83	17	0	76	24	0	73	27	0	*-7,5*	*-3,2*	*7,5*	*3,2*	*0,0*	*0,0*	***-10,6***
DHGC	69	30	0	77	23	0	78	22	0	*7,1*	*1,0*	*-6,7*	*-1,0*	*-0,4*	*0,0*	***8,2***
DHC Or.	41	54	5	62	38	0	70	30	0	*20,5*	*8,4*	*-15,9*	*-8,4*	*-4,7*	*0,0*	***28,9***
DHC Oc.	72	27	1	81	19	0	84	16	0	*9,1*	*2,8*	*-8,4*	*-3,2*	*-0,7*	*0,3*	***11,9***
DHD	41	59	0	29	71	0	41	58	1	*-12,6*	*12,6*	*12,6*	*-13,2*	*0,0*	*0,6*	***0,0***
DHT	58	41	1	56	42	2	61	39	0	*-1,7*	*4,4*	*1,1*	*-2,5*	*0,6*	*-1,9*	***2,7***
DHG	28	68	5	29	69	2	36	64	0	*1,6*	*6,8*	*0,7*	*-4,4*	*-2,3*	*-2,4*	***8,4***
DHGV	58	42	0	61	39	0	62	38	0	*3,4*	*0,8*	*-3,4*	*-1,0*	*0,0*	*0,2*	***4,2***
DHCMA	52	47	1	55	45	0	61	39	1	*2,8*	*6,0*	*-1,7*	*-6,5*	*-1,1*	*0,6*	***8,8***
DHGB	37	45	18	41	59	0	44	55	1	*4,4*	*3.1*	*13,5*	*-4.1*	*-17,9*	*1.0*	***7.5***
DHTOP	37	45	18	40	54	6	41	56	3	*2,4*	*1.5*	*9,6*	*1.5*	*-12,0*	*-2.9*	***3.9***
DHS	46	54	1	53	47	0	46	54	0	*7,4*	*-7,0*	*-6,6*	*7,0*	*-0,9*	*0,0*	***0,5***
DHJ	43	33	24	35	65	0	48	52	0	*-7,7*	*13,0*	*32,1*	*-13,0*	*-24,4*	*0,0*	***5,3***
DHE	28	20	53	70	29	1	68	32	0	*42,5*	*-1,7*	*9,2*	*2,4*	*-51,7*	*-0,7*	***40,8***
DHCIC	22	51	27	27	59	14	39	58	4	*5,5*	*11,3*	*8,4*	*-1,5*	*-13,9*	*-9,8*	***16,8***
DHIB	70	30	0	23	77	0	46	37	17	*-47,0*	*22,8*	*47,0*	*-39,8*	*0,0*	*17,0*	***-24,2***
DHCE	67	33	0	67	33	0	67	33	0	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	***0,0***
DHM	50	50	0	75	25	0	75	25	0	*25,0*	*0,0*	*-25,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	***25,0***

[3] MASp= Masas de agua superficial. CPH= Ciclo de planificación hidrológica. B =Estado global bueno. PB = Estado global peor que bueno. SD= Estado global sin datos. DHMS = Miño-Sil. DHGC = Galicia Costa. DHC Or. = Cantábrico Oriental. DHC Oc. = Cantábrico Occidental. DHD = Duero. DHT = Tajo. DHG = Guadiana. DHGV = Guadalquivir. DHCMA = Cuencas Mediterráneas Andaluzas. DHGB Guadalete y Barbate. DHTOP = Tinto, Odiel y Piedras. DHS = Segura. DHJ = Júcar. DHE = Ebro. DHCIC = Cuencas Internas Catalanas. DHIB = Islas Baleares. DHCE = Ceuta. DHM = Melilla.

- 5.5.1 Evolución del estado global de las MASp englobadas en la categoría ríos, por demarcaciones hidrográficas.

En la siguiente tabla se muestra la evolución del porcentaje del estado global de las MASp englobadas en la categoría rio a lo largo de los diferentes CPH. Los datos se agrupan por demarcaciones hidrográficas. Se muestra la evolución en el porcentaje de las MASp que cambian de estado en cada CPH. También se muestra la evolución general respecto al primer CPH.

Tabla 4: Evolución del estado global de las MASp englobadas en la categoría ríos, por demarcaciones hidrográficas.[4]

	Primer CPH			Segundo CPH			Tercer CPH			Evolución B %		*Evolución PB %*		*Evolución SD %*		ACUMULADA B %
Demarcación Hidrográfica	B %	PB %	*SD %*	B %	PB %	*SD %*	B %	PB %	SD %	CPH 1-2	*CPH 2-3*	CPH 1-2	CPH 2-3	CPH 1-2	CPH 2-3	
DHMS	84	16	0	76	24	0	73	27	0	*-7,3*	*-3,3*	*7,4*	*3,3*	*0,0*	*0,0*	***-10,6***
DHGC	71	29	0	78	22	0	81	19	0	*6,4*	*3,5*	*-6,4*	*-3,5*	*0,0*	*0,0*	***9,9***
DHC Or.	45	53	2	67	33	0	69	31	0	*21,7*	*2,2*	*-19,9*	*-2,2*	*-1,8*	*0,0*	***24,0***
DHC Oc.	71	28	1	82	18	0	86	14	0	*11,1*	*3,2*	*-10,3*	*-3,6*	*-0,8*	*0,4*	***14,3***
DHD	40	60	0	28	72	0	41	59	0	*-12,6*	*13,4*	*12,6*	*-13,9*	*0,0*	*0,4*	***0,8***
DHT	58	41	1	57	41	2	61	39	0	*-1,1*	*4,0*	*0,5*	*-2,1*	*0,6*	*-2,0*	***2,9***
DHG	27	71	2	2	71	1	29	71	0	*-25,0*	*27,4*	*0,0*	*-0,4*	*-1,0*	*-0,9*	***2,4***
DHGV	58	42	0	59	41	0	63	37	0	*0,7*	*4,6*	*-0,7*	*-4,6*	*0,0*	*0,0*	***5,2***
DHCMA	44	55	2	53	47	0	60	40	0	*9,0*	*6,9*	*-7,5*	*-6,9*	*-1,5*	*0,0*	***16,0***
DHGB	34	55	11	38	62	0	46	54	0	*4,6*	*7.7*	*6,2*	*-7.7*	*-10,8*	*0.0*	***12.3***
DHTOP	43	43	15	49	43	9	51	49	0	*6,4*	*2.1*	*0,0*	*6.4*	*-6,4*	*0.0*	***8.5***
DHS	42	58	0	48	52	0	42	58	0	*6,1*	*-6,6*	*-6,1*	*6,6*	*0,0*	*0,0*	***-0,5***
DHJ	43	33	24	34	66	0	46	54	0	*-8,6*	*12,2*	*32,6*	*-12,2*	*-24,0*	*0,0*	***3,6***
DHE	32	23	45	72	27	1	70	30	0	*40,1*	*-1,5*	*3,8*	*2,4*	*-43,9*	*-0,9*	***38,6***
DHCIC	18	49	33	30	5	11	37	58	5	*12,3*	*6,9*	*-44,0*	*52,9*	*-22,2*	*-5,8*	***19,2***
DHIB	62	38	0	0	26	74	34	37	29	*-61,8*	*33,7*	*-12,7*	*11,3*	*74,5*	*-45*	***-28,1***
DHCE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	***0,0***
DHM	0	100	0	0	100	0	0	100	0	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	***0,0***

[4] MASp= Masas de agua superficial. CPH= Ciclo de planificación hidrológica. B = Estado global bueno. PB = Estado global peor que bueno. SD= Estado global sin datos. DHMS = Miño-Sil. DHGC = Galicia Costa. DHC Or. = Cantábrico Oriental. DHC Oc. = Cantábrico Occidental. DHD = Duero. DHT = Tajo. DHG = Guadiana. DHGV = Guadalquivir. DHCMA = Cuencas Mediterráneas Andaluzas. DHGB Guadalete y Barbate. DHTOP = Tinto, Odiel y Piedras. DHS = Segura. DHJ = Júcar. DHE = Ebro. DHCIC = Cuencas Internas Catalanas. DHIB = Islas Baleares. DHCE = Ceuta. DHM = Melilla.

- 5.5.2. Evolución del estado global de las MASp englobadas en la categoría lagos, por demarcaciones hidrográficas.

En la siguiente tabla se muestra la evolución del porcentaje del estado global de las MASp englobadas en la categoría lago a lo largo de los diferentes CPH. Los datos se agrupan por demarcaciones hidrográficas. Se muestra la evolución en el porcentaje de las MASp que cambian de estado en cada CPH. También se muestra la evolución general respecto al primer CPH.

Tabla 5: Evolución del estado global de las MASp englobadas en la categoría lagos, por demarcaciones hidrográficas.[5]

	Primer CPH			Segundo CPH			Tercer CPH			Evolución B %		*Evolución PB %*		*Evolución SD %*		ACUMULADA B %
Demarcación Hidrográfica	B %	PB %	*SD %*	B %	PB %	*SD %*	B %	PB %	SD %	CPH 1-2	*CPH 2-3*	CPH 1-2	CPH 2-3	CPH 1-2	CPH 2-3	
DHMS	33	67	0	67	33	0	67	33	0	*33,3*	*0,0*	*-33,3*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	***33,3***
DHGC	13	88	0	0	100	0	14	86	0	*-12,5*	*14,3*	*12,5*	*-14,3*	*0,0*	*0,0*	***1,8***
DHC Or.	100	0	0	100	0	0	100	0	0	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	***0,0***
DHC Oc.	0	0	0	71	29	0	78	22	0	*71,4*	*6,3*	*28,6*	*-6,4*	*0,0*	*0,0*	***77,8***
DHD	84	16	0	74	26	0	55	40	5	*-10,5*	*-18,7*	*10,5*	*13,7*	*0,0*	*5,0*	***-29,2***
DHT	56	44	0	44	56	0	53	47	0	*-12,5*	*9,2*	*12,5*	*-9,2*	*0,0*	*0,0*	***-3,3***
DHG	24	62	14	32	65	4	50	50	0	*7,7*	*18,5*	*2,5*	*-15,0*	*-10,3*	*-3,5*	***26,2***
DHGV	57	43	0	76	24	0	65	34	1	*18,4*	*-10,3*	*-18,4*	*9,2*	*0,0*	*1,1*	***8,1***
DHCMA	50	50	0	50	50	0	45	45	9	*0,0*	*-4,6*	*0,0*	*-4,6*	*0,0*	*9,1*	***-4,6***
DHGB	0	0	100	60	40	0	40	60	0	*60,0*	*-20.0*	*40,0*	*20.0*	*-100*	*0.0*	***40.0***
DHTOP	0	0	100	33	67	0	17	83	0	*33,3*	*-16.7*	*66,7*	*16.7*	*-100*	*0.0*	***16.7***
DHS	33	67	100	50	50	0	50	50	0	*16,7*	*0,0*	*-16,7*	*0,0*	*-100*	*0,0*	***16,7***
DHJ	37	53	11	11	89	0	53	47	0	*-26,3*	*42,1*	*36,8*	*-42,1*	*-10,5*	*0,0*	***15,8***
DHE	0	0	100	55	44	1	61	39	0	*54,7*	*6,6*	*44,3*	*-5,7*	*-99,1*	*-0,9*	***61,3***
DHCIC	26	59	15	4	63	33	41	59	0	*-22,2*	*37,0*	*3,7*	*-3,7*	*18,5*	*-33*	***14,8***
DHIB	50	50	0	0	0	0	0	0	0	*-50,0*	*0,0*	*-50,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	***-50,0***
DHCE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	***0,0***
DHM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	***0,0***

[5] MASp= Masas de agua superficial. CPH= Ciclo de planificación hidrológica. B = Estado global bueno. PB = Estado global peor que bueno. SD= Estado global sin datos. DHMS = Miño-Sil. DHGC = Galicia Costa. DHC Or. = Cantábrico Oriental. DHC Oc. = Cantábrico Occidental. DHD = Duero. DHT = Tajo. DHG = Guadiana. DHGV = Guadalquivir. DHCMA = Cuencas Mediterráneas Andaluzas. DHGB Guadalete y Barbate. DHTOP = Tinto, Odiel y Piedras. DHS = Segura. DHJ = Júcar. DHE = Ebro. DHCIC = Cuencas Internas Catalanas. DHIB = Islas Baleares. DHCE = Ceuta. DHM = Melilla.

- 5.5.3. Evolución del estado global de las MASp englobadas en la categoría transición, por demarcaciones hidrográficas.

En la siguiente tabla se muestra la evolución del porcentaje del estado global de las MASp englobadas en la categoría transición a lo largo de los diferentes CPH. Los datos se agrupan por demarcaciones hidrográficas. Se muestra la evolución en el porcentaje de las MASp que cambian de estado en cada CPH. También se muestra la evolución general respecto al primer CPH.

Tabla 6: Evolución del estado global de las MASp englobadas en la categoría transición por demarcaciones hidrográficas.[6]

	Primer CPH			Segundo CPH			Tercer CPH			Evolución B %		*Evolución PB %*		*Evolución SD %*		ACUMULADA B %
Demarcación Hidrográfica	B %	PB %	*SD %*	B %	PB %	*SD %*	B %	PB %	SD %	CPH 1-2	*CPH 2-3*	CPH 1-2	CPH 2-3	CPH 1-2	CPH 2-3	
DHMS	100	0	0	0	100	0	0	100	0	*-100*	*0,0*	*100*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	***-100***
DHGC	68	27	5	68	32	0	36	64	0	*0,0*	*-31,8*	*4,6*	*31,8*	*-4,6*	*0,0*	***-31,8***
DHC Or.	14	86	0	0	100	0	64	36	0	*-14,3*	*64,3*	*14,3*	*-64,3*	*0,0*	*0,0*	***50,0***
DHC Oc.	67	33	0	62	38	0	62	38	0	*-4,8*	*0,0*	*4,8*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	***-4,8***
DHD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	***0,0***
DHT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	***0,0***
DHG	75	25	0	29	57	14	0	100	0	*-46,4*	*-28,6*	*32,1*	*42,9*	*14,3*	*-14*	***-75,0***
DHGV	38	62	0	15	85	0	8	92	0	*-23,1*	*-7,7*	*23,1*	*7,7*	*0,0*	*0,0*	***-30,8***
DHCMA	43	57	0	14	86	0	57	43	0	*-28,6*	*42,9*	*28,6*	*-42,9*	*0,0*	*0,0*	***14,3***
DHGB	30	70	0	20	80	0	0	100	0	*-10,0*	*-20.0*	*10,0*	*20.0*	*0,0*	*0.0*	***-30.0***
DHTOP	27	73	0	9	91	0	9	91	0	*-18,2*	*0.0*	*18,2*	*0.0*	*0,0*	*0.0*	***-18.2***
DHS	0	0	100	100	0	0	0	100	0	*100,0*	*-100*	*0,0*	*100*	*-100*	*0,0*	***0,0***
DHJ	0	0	100	50	50	0	50	50	0	*50,0*	*0,0*	*50,0*	*0,0*	*-100*	*0,0*	***50,0***
DHE	0	0	100	81	19	0	31	63	6	*81,3*	*-50.0*	*18,8*	*43,8*	*-100*	*6,3*	***31,3***
DHCIC	24	68	8	68	32	0	28	72	0	*44,0*	*-40.0*	*-36,0*	*40,0*	*-8,0*	*0,0*	***4,0***
DHIB	65	35	0	0	19	81	77	53	3	*-64,6*	*77,4*	*-16,0*	*33,3*	*80,6*	*-77*	***12,9***
DHCE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	***0,0***
DHM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	***0,0***

[6] MASp= Masas de agua superficial. CPH= Ciclo de planificación hidrológica. B = Estado global bueno. PB = Estado global peor que bueno. SD = Estado global sin datos. DHMS = Miño-Sil. DHGC = Galicia Costa. DHC Or. = Cantábrico Oriental. DHC Oc. = Cantábrico Occidental. DHD = Duero. DHT = Tajo. DHG = Guadiana. DHGV = Guadalquivir. DHCMA = Cuencas Mediterráneas Andaluzas. DHGB Guadalete y Barbate. DHTOP = Tinto, Odiel y Piedras. DHS = Segura. DHJ = Júcar. DHE = Ebro. DHCIC = Cuencas Internas Catalanas. DHIB = Islas Baleares. DHCE = Ceuta. DHM = Melilla.

- 5.5.4. Evolución del estado global de las MASp englobadas en la categoría costera, por demarcaciones hidrográficas.

En la siguiente tabla se muestra la evolución del porcentaje del estado global de las MASp englobadas en la categoría costera a lo largo de los diferentes CPH. Los datos se agrupan por demarcaciones hidrográficas. Se muestra la evolución en el porcentaje de las MASp que cambian de estado en cada CPH. También se muestra la evolución general respecto al primer CPH.

Tabla 7: Evolución del estado global de las MASp englobadas en la categoría costera por demarcaciones hidrográficas.[7]

	Primer CPH			Segundo CPH			Tercer CPH			Evolución B %		*Evolución PB %*		*Evolución SD %*		ACUMULADA B %
Demarcación Hidrográfica	B %	PB %	*SD %*	B %	PB %	*SD %*	B %	PB %	SD %	CPH 1-2	*CPH 2-3*	CPH 1-2	CPH 2-3	CPH 1-2	CPH 2-3	
DHMS	100	0	0	100	0	0	100	0	0	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	***0,0***
DHGC	59	38	3	86	14	0	86	14	0	*27,6*	*0,0*	*-24*	*0,0*	*-3,5*	*0,0*	***27,6***
DHC Or.	0	0	100	100	0	0	100	0	0	*100*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*-100*	*0,0*	***100***
DHC Oc.	93	7	0	93	7	0	93	7	0	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	***0,0***
DHD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	***0,0***
DHT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	***0,0***
DHG	67	33	0	67	33	0	33	67	0	*0,0*	*-33,3*	*0,0*	*33,3*	*0,0*	*0,0*	***-33,3***
DHGV	100	0	0	100	0	0	33	67	0	*0,0*	*-66,7*	*0,0*	*66,7*	*0,0*	*0,0*	***-66,7***
DHCMA	96	4	0	78	22	0	74	26	0	*-18,5*	*-3,7*	*18,5*	*3,7*	*0,0*	*0,0*	***-22,2***
DHGB	83	0	17	58	42	0	75	17	8	*-25,0*	*16.7*	*41,7*	*-25.0*	*-16,7*	*8.3*	***-8.3***
DHTOP	50	50	0	25	75	0	50	50	0	*-25,0*	*25.0*	*25,0*	*-25.0*	*0,0*	*0.0*	***0.0***
DHS	71	29	0	76	24	0	71	29	0	*5,9*	*-5,9*	*-5,9*	*5,9*	*0,0*	*0,0*	***0,0***
DHJ	55	18	27	64	36	0	68	32	0	*9,1*	*4,5*	*18,2*	*-4,5*	*-27,3*	*0,0*	***13,6***
DHE	100	0	0	100	0	0	67	33	0	*0,0*	*-33,3*	*0,0*	*33,3*	*0,0*	*0,0*	***-33,3***
DHCIC	52	39	9	48	45	6	61	39	0	*-3,0*	*12,1*	*6,1*	*-6,1*	*-3,0*	*-6,1*	***9,1***
DHIB	94	6	0	0	20	80	75	25	0	*-93,6*	*75,0*	*13,1*	*5,5*	*80,5*	*-80,5*	***-18,6***
DHCE	67	33	0	67	33	0	67	33	0	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	***0,0***
DHM	67	33	0	100	0	0	100	0	0	*33,3*	*0,0*	*-33*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	***33,3***

[7] MASp= Masas de agua superficial. CPH= Ciclo de planificación hidrológica. B = Estado global bueno. PB = Estado global peor que bueno. SD= Estado global sin datos. DHMS = Miño-Sil. DHGC = Galicia Costa. DHC Or. = Cantábrico Oriental. DHC Oc. = Cantábrico Occidental. DHD = Duero. DHT = Tajo. DHG = Guadiana. DHGV = Guadalquivir. DHCMA = Cuencas Mediterráneas Andaluzas. DHGB Guadalete y Barbate. DHTOP = Tinto, Odiel y Piedras. DHS = Segura. DHJ = Júcar. DHE = Ebro. DHCIC = Cuencas Internas Catalanas. DHIB = Islas Baleares. DHCE = Ceuta. DHM = Melilla.

5.6 Evolución del estado global de las MASb, por demarcaciones hidrográficas.

En la siguiente tabla se muestra la evolución del porcentaje del estado global de las MASb a lo largo de los diferentes CPH. Los datos se agrupan por demarcaciones hidrográficas. Se muestra la evolución en el porcentaje de las MASb que cambian de estado en cada CPH. También se muestra la evolución general respecto al primer CPH.

Tabla 8: Evolución del estado global de las MASb por demarcaciones hidrográficas.[8]

	Primer CPH			Segundo CPH			Tercer CPH			Evolución B %		*Evolución PB %*		*Evolución SD %*		ACUMULADA B %
Demarcación Hidrográfica	B %	M %	*SD %*	B %	M %	*SD %*	B %	M %	SD %	CPH 1-2	*CPH 2-3*	CPH 1-2	CPH 2-3	CPH 1-2	CPH 2-3	
DHMS	83	17	0	67	33	0	83	17	0	*-16,7*	*16,7*	*16,7*	*-16,7*	*0,0*	*0,0*	***0,0***
DHGC	100	0	0	100	0	0	100	0	0	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	***0,0***
DHC Or.	95	5	0	95	5	0	95	5	0	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	***0,0***
DHC Oc.	100	0	0	100	0	0	100	0	0	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	***0,0***
DHD	76	24	0	75	25	0	70	30	0	*-0,8*	*-4,7*	*0,8*	*4,7*	*0,0*	*0,0*	***-5,5***
DHT	75	25	0	75	25	0	92	8	0	*0,0*	*16,7*	*0,0*	*-16,7*	*0,0*	*0,0*	***16,7***
DHG	25	75	0	20	80	0	15	85	0	*-5,0*	*-5,0*	*5,0*	*5,0*	*0,0*	*0,0*	***-10,0***
DHGV	64	36	0	63	37	0	50	50	0	*-1,2*	*-12,8*	*1,2*	*12,8*	*0,0*	*0,0*	***-14,0***
DHCMA	61	39	0	34	66	0	49	51	0	*-26,9*	*14,9*	*26,9*	*-14,9*	*0,0*	*0,0*	***-11,9***
DHGB	36	50	14	36	64	0	36	64	0	*0,0*	*0.0*	*14,3*	*0.0*	*-14,3*	*0.0*	***0.0***
DHTOP	50	50	0	25	75	0	25	75	0	*-25,0*	*0.0*	*25,0*	*0.0*	*0,0*	*0.0*	***-25.0***
DHS	27	73	0	27	73	0	32	68	0	*0,0*	*4,8*	*0,0*	*-4,8*	*0,0*	*0,0*	***4,8***
DHJ	56	41	3	54	46	0	53	47	0	*-1,1*	*-1,0*	*4,5*	*1,0*	*-3,3*	*0,0*	***-2,2***
DHE	78	22	0	77	23	0	63	37	0	*-1,0*	*-14,3*	*1,0*	*14,3*	*0,0*	*0,0*	***-15,2***
DHCIC	31	69	0	35	65	0	24	76	0	*4,6*	*-10,8*	*-4,6*	*10,8*	*0,0*	*0,0*	***-6,2***
DHIB	0	0	100	39	60	1	47	52	1	*39,1*	*8,1*	*59,8*	*-8,1*	*-98,9*	*0,0*	***47,1***
DHCE	0	100	0	100	0	0	100	0	0	*100*	*0,0*	*-100*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	***100***
DHM	0	100	0	0	100	0	33	67		*0,0*	*33,3*	*0,0*	*-33,3*	*0,0*	*0,0*	***33,3***

[8] MASb= Masas de agua subterráneas. CPH= Ciclo de planificación hidrológica. B = Estado global bueno. PB = Estado global peor que bueno. SD= Sin datos. DHMS = Miño-Sil. DHGC = Galicia Costa. DHC Or. = Cantábrico Oriental. DHC Oc. = Cantábrico Occidental. DHD = Duero. DHT = Tajo. DHG = Guadiana. DHGV = Guadalquivir. DHCMA = Cuencas Mediterráneas Andaluzas. DHGB Guadalete y Barbate. DHTOP = Tinto, Odiel y Piedras. DHS = Segura. DHJ = Júcar. DHE = Ebro. DHCIC = Cuencas Internas Catalanas. DHIB = Islas Baleares. DHCE = Ceuta. DHM = Melilla.

6. DISCUSION

6.1 Análisis de las MASp.

Al realizar un análisis del estado de las MASp, se deben de tener en cuenta las directrices que marca la DMA en cuanto a la planificación hidrológica.

Una de estas directrices es el concepto de "masa de agua", sobre el cual se basa todo este TFM. Una masa de agua es una parte diferenciada de agua superficial o de agua subterránea que se caracteriza, tipifica y clasifica como un elemento homogéneo.

6.1.1. Análisis del estado de las MASp

Cuando se analizan los datos de forma conjunta, el número de las MASp clasificadas como ríos tiene una proporción tan elevada que va a condicionar los resultados del estado global. Por otro lado, las MASp

Al realizar un análisis estadístico de forma global, todas las MASp van a tener el mismo peso. Independientemente de su naturaleza o diversidad ecológica.

El número de las MASp varia a lo largo de los diferentes CPH, con un leve incremento en la mayoría de las demarcaciones hidrográficas. Tomando como referencia el número de MASp del segundo CPH, de las cuatro categorías en las que se engloba a las MASp, la categoría de rio representa un 83.4% del total, la categoría lagos un 8.6%, la categoría transición un 3.7% y la categoría costera un 4%.

englobadas en la categoría costera y transición van a tener poca influencia.

Se produce un incremento de 99 MASp entre el primer y el segundo CPH y de 319 MASp entre el segundo y el tercer ciclo. A lo largo de los diferentes CPH se produce en total un incremento de 419 MASp.

Tabla 9: Análisis del estado/potencial ecológico de las MASp.

	Porcentaje 1º Ciclo de Planificación Hidrológica	Porcentaje 3º Ciclo de Planificación Hidrológica	***Evolución %***
Estado muy bueno/potencial máximo	11,42	16.53	**5.11**
Estado/potencial bueno	23,87	42.24	**18.37**
Estado/potencial moderado	16,17	22.18	**6.01**
Estado/potencial deficiente	6,90	13,84	**6,94**
Estado/potencial malo	2,85	4,04	**1,19**
Estado/potencial desconocido	38,79	1,17	**-37,62**

Tabla 10: Análisis del estado químico de las MASp.

	Porcentaje 1º Ciclo de Planificación Hidrológica	Porcentaje 3º Ciclo de Planificación Hidrológica	***Evolución %***
Bueno	40,71	89.07	**48.36**
No alcanza el Bueno	5,79	7,89	**2.10**
Sin datos	53,50	3,04	**-50,46**

Tabla 11: Análisis del estado global de las MASp.

	Porcentaje 1º Ciclo de Planificación Hidrológica	Porcentaje 3º Ciclo de Planificación Hidrológica	***Evolución %***
Bueno	47,22	57.69	**10.47**
Peor que bueno	39,48	41.34	**1.86**
Sin datos	13,30	0,97	**-12,33**

6.1.2. Análisis del estado de las MASp englobadas en la categoría ríos.

Tabla 12: Análisis del estado/potencial ecológico de las MASp englobadas en la categoría río.

	Porcentaje 1º Ciclo de Planificación Hidrológica	Porcentaje 3º Ciclo de Planificación Hidrológica	***Evolución%***
Estado muy bueno/potencial máximo	11,58	15,76	**4.18**
Estado/potencial bueno	24,20	43.33	**19.13**
Estado/potencial moderado	16,30	22,57	**6.27**
Estado/potencial deficiente	7,47	13.13	**5.66**
Estado/potencial malo	2,68	3,92	**1,24**
Estado/potencial desconocido	37,77	1,29	**-36,48**

Tabla 13: Análisis del estado químico de las MASp englobadas en la categoría río.

	Porcentaje 1º Ciclo de Planificación Hidrológica	Porcentaje 3º Ciclo de Planificación Hidrológica	***Evolución %***
Bueno	41,75	90.58	**48.83**
No alcanza el Bueno	5,83	7,60	**1.77**
Sin datos	52,43	1,82	**-50,61**

Tabla 14: Análisis del estado global de las MASp englobadas en la categoría río

	Porcentaje 1º Ciclo de Planificación Hidrológica	Porcentaje 3º Ciclo de Planificación Hidrológica	***Evolución %***
Bueno	47,69	58.16	**10.47**
Peor que bueno	40,75	40.85	**0.1**

Sin datos	11,56	0.99	**-10,57**

6.1.3. Análisis del estado de las MASp englobadas en la categoría lagos.

Tabla 15: Análisis del estado/potencial ecológico de las MASp englobadas en la categoría lago.

	Porcentaje 1º Ciclo de Planificación Hidrológica	Porcentaje 3º Ciclo de Planificación Hidrológica	***Evolución %***
Estado muy bueno/potencial máximo	2,23	23,88	**21,65**
Estado/potencial bueno	9,24	32.04	**22,80**
Estado/potencial moderado	13,69	18.78	**5.09**
Estado/potencial deficiente	3,82	18.98	**15,16**
Estado/potencial malo	7,32	5,71	**-1,61**
Estado/potencial desconocido	63,69	0,61	**-63,08**

Tabla 16: Análisis del estado químico de las MASp englobadas en la categoría lago.

	Porcentaje 1º Ciclo de Planificación Hidrológica	Porcentaje 3º Ciclo de Planificación Hidrológica	***Evolución %***
Bueno	19,75	86.94	**67.19**
No alcanza el Bueno	1,91	10.41	**8.50**
Sin datos	78,34	2,65	**-75,69**

Tabla 17: Análisis del estado global de las MASp englobadas en la categoría lago.

	Porcentaje 1º Ciclo de Planificación Hidrológica	Porcentaje 3º Ciclo de Planificación Hidrológica	***Evolución %***
Bueno	25,48	54.90	**29.42**
Peor que bueno	32,48	44,49	**12.01**
Sin datos	42,04	0,61	**-41,43**

6.1.4. Análisis del estado de las MASp englobadas en la categoría transición.

Análisis del estado/potencial ecológico de las MASp englobadas en la categoría transición.

Tabla 18: Análisis del estado/potencial ecológico de las MASp englobadas en la categoría transición.

	Porcentaje 1º Ciclo de Planificación Hidrológica	Porcentaje 3º Ciclo de Planificación Hidrológica	***Evolución %***
Estado muy bueno/potencial máximo	12,82	10.47	**-2.35**

Estado/potencial bueno	18,46	26,18	**7,72**
Estado/potencial moderado	28,21	30.37	**2.16**
Estado/potencial deficiente	3,59	25.65	**22.06**
Estado/potencial malo	1,54	6,28	**4,74**
Estado/potencial desconocido	35,38	1,05	**-34,33**

Tabla 19: Análisis del estado químico de las MASp englobadas en la categoría transición.

	Porcentaje 1º Ciclo de Planificación Hidrológica	Porcentaje 3º Ciclo de Planificación Hidrológica	***Evolución %***
Bueno	33,33	76.96	**43.63**
No alcanza el Bueno	8,72	12.04	**3,32**
Sin datos	57,95	10,99	**-46,96**

Tabla 20: Análisis del estado global de las MASp englobadas en la categoría transición.

	Porcentaje 1º Ciclo de Planificación Hidrológica	Porcentaje 3º Ciclo de Planificación Hidrológica	***Evolución %***
Bueno	44,62	35.08	**-9.54**
Peor que bueno	44,10	63.87	**19.77**
Sin datos	11,28	1,05	**-10,23**

6.1.5. Análisis del estado de las MASp englobadas en la categoría costeras.

Tabla 21: Análisis del estado/potencial ecológico de las MASp englobadas en la categoría costeras.

	Porcentaje 1º Ciclo de Planificación Hidrológica	Porcentaje 3º Ciclo de Planificación Hidrológica	***Evolución %***
Estado muy bueno/potencial máximo	20,48	21.36	**0.88**
Estado/potencial bueno	43,81	56.36	**12.55**
Estado/potencial moderado	6,19	14,55	**8,36**
Estado/potencial deficiente	2,86	6,82	**3.96**
Estado/potencial malo	0.95	0,91	**-0,04**
Estado/potencial desconocido	25,71	0	**-25,71**

Tabla 22: Análisis del estado químico de las MASp englobadas en la categoría costeras.

	Porcentaje 1º Ciclo de Planificación Hidrológica	Porcentaje 3º Ciclo de Planificación Hidrológica	***Evolución %***
Bueno	57,62	73.18	**15,56**
No alcanza el Bueno	8,10	4.55	**-3.55**

Sin datos	34,29	22.27	**-12.02**

Tabla 23: Análisis del estado global de las MASp englobadas en la categoría costeras.

	Porcentaje 1º Ciclo de Planificación Hidrológica	Porcentaje 3º Ciclo de Planificación Hidrológica	***Evolución %***
Bueno	72,38	73.64	**1.26**
Peor que bueno	19,52	25.00	**5,48**
Sin datos	8,10	1.36	**-6.74**

6.2. Análisis del estado de las MASb.

Tabla 24: Análisis del estado cuantitativo de las MASb.

	Porcentaje 1º Ciclo de Planificación Hidrológica	Porcentaje 3º Ciclo de Planificación Hidrológica	***Evolución %***
Bueno	65,29	71.84	**6.55**
Malo	21,49	28.03	**6,54**
Sin datos	13,22	0,13	**-13,09**

Tabla 25: Análisis del estado químico de las MASb.

	Porcentaje 1º Ciclo de Planificación Hidrológica	Porcentaje 3º Ciclo de Planificación Hidrológica	***Evolución %***
Bueno	59,64	68.68	**9.04**
No alcanza el Bueno	28,10	31.32	**3.22**
Sin datos	12,26	0	**-12,26**

Tabla 26: Análisis del estado global de las MASb.

	Porcentaje 1º Ciclo de Planificación Hidrológica	Porcentaje 3º Ciclo de Planificación Hidrológica	***Evolución %***
Bueno	54,41	55,53	**1.12**
Peor que bueno	33.33	44,34	**11.01**
Sin datos	12,26	0,13	**-12,13**

7. CONCLUSIONES

7.1. Conclusiones sobre la toma de datos.

- Los planes hidrológicos, a lo largo de sus sucesivas revisiones, han experimentado una evolución, ofreciendo un aumento en cantidad y calidad de información.
- En el primer CPH, la forma de ofrecer la misma información difiere entre las diferentes CH. Encontrando variaciones en la nomenclatura utilizada para definir el estado en que se clasifican las diferentes masas de agua.

7.2. Conclusiones sobre el análisis estadístico.

- Al realizar un análisis estadístico de forma global, todas las masas de agua van a tener el mismo peso. Independientemente de su naturaleza o diversidad ecológica.
- Cuando se analizan los datos de las MASp de forma conjunta, el número de las MASp clasificadas como ríos tiene una proporción muy elevada, (83,4%) lo que va a influir en el resultado del estado global. Por el lado contrario, las MASp clasificadas como costeras y de transición van a tener menor influencia. Debido a esto, la evolución del estado global del conjunto de todas las MASp, y la evolución del estado de las MASp englobadas en la categoría río muestran grandes similitudes.

7.3. Conclusiones sobre las MASp.

- El número de MASp a lo largo de los diferentes CPH se ha ido incrementando. Se ha producido un incremento de 99 masas entre el primer y segundo CPH y de 319 entre el segundo y tercero. Se produce un incremento total de 418 MASp.
- Todas las demarcaciones hidrogógicas excepto la DHMS (-10.6%) y la DHIB (-24.2%) presentan una evolución positiva.
- A nivel global se ha incrementado el porcentaje de masas en buen estado y el porcentaje de masas con un estado peor que bueno. Esto es posible debido a la disminución del número de masas de las que no se conocía su estado en el primer CPH.
- EL porcentaje de masas con un estado/potencial ecológico muy bueno y bueno representa el 58.77%, y el porcentaje de masas con un estado químico bueno es del 89.07%.
- El estado global de las masas va a estar condicionado principalmente por su estado ecológico.
- Las masas en buen estado han pasado de representar el 47.2% en el primer CPH, a un 57.7% en el tercer CPH.

7.4. Conclusiones sobre las MASp englobadas en la categoría ríos.

- Tomando como referencia los datos del segundo CPH, en tres demarcaciones hidrográficas se encuentran concentradas el 42% de las MASp englobadas en la categoría rio. La DHE representa 16.3%, la DHD el 16.1% y la DHGC el 9.5%. La gestión y evolución de estas tres demarcaciones hidrográficas tiene gran repercusión en los resultados globales.
- En le evolución del estado de las MASp englobadas en la categoría río se observa que las

demarcaciones de la vertiente norte de la península, (DHMS, DHGC, DHC Oc., DHC Or.,) junto con la DHE muestran un mayor porcentaje de masas en buen estado respecto al resto de las demarcaciones hidrográficas analizadas.

- En cuanto a evolución en el estado global de las MASp clasificadas como ríos, en todas las demarcaciones hidrográficas estudiadas presentan una tendencia evolutiva favorable excepto las demarcaciones DHIB (-28.1%), DHMS (-10.6%) y DHS (-0.5%).
- EL porcentaje de masas con un estado/potencial ecológico muy bueno y bueno representa el 59.09%, y el porcentaje de masas con un estado químico bueno es del 90.58%.
- La evolución es favorable. Las masas en buen estado han pasado de representar el 47.69% en el primer CPH, a un 58.16% en el tercer CPH.

7.5. Conclusiones sobre las MASp englobadas en la categoría lago.

- Tomando como referencia los datos del segundo CPH, en tres demarcaciones hidrográficas se encuentran concentradas el 69% de las MASp englobadas en la categoría lago. La DHG representa 25.5%, la DHE el 23.9% y la DHGV el 20.3%. La gestión y evolución de estas tres demarcaciones hidrográficas tiene gran repercusión en la evolución del estado de las MASp clasificadas como lagos.
- De las 18 demarcaciones hidrográficas analizadas, solamente tres presentan una tendencia negativa. La DHD (-29.2%), la DHCMA (-4.6%) y la DHT (-3.3%). En el caso de la DHIB presenta una evolución negativa, esto es debido a que en el primer CPH cataloga a dos MASp en la categoría lago, y en los sucesivos CPH desaparecen estas dos masas de agua.
- EL porcentaje de masas con un estado/potencial ecológico muy bueno y bueno representa el 55.92%, y el porcentaje de masas con un estado químico bueno es del 86.94%.
- La evolución es favorable. Las masas en buen estado han pasado de representar el 25.48% en el primer CPH, a un 54.90% en el tercer CPH.

7.6. Conclusiones sobre las MASp englobadas en la categoría transición.

- Tomando como referencia los datos del segundo CPH, en cuatro demarcaciones hidrográficas se encuentran concentradas el 55% de las MASp englobadas en la categoría transición. La DHIB representa el 19%, la DHCIC el 13.2%, la DHGC el 11.6% y la DHC Or. el 11.1%. La gestión y evolución de estas cuatro demarcaciones hidrográficas tiene gran repercusión en la evolución del estado de las MASp clasificadas como transición.
- Las demarcaciones que has sufrido una evolución negativa han sido la DHMS (-100%), DHG (-75%), DHGC (-31.8%), DHGV (-30.8%), DHGB (-30%), DHTOP (-18.2%) y la DHC Oc. (-4.8%).
- EL porcentaje de masas con un estado/potencial ecológico muy bueno y bueno representa el 36.65%, y el porcentaje de masas con un estado químico bueno es del 76.96%.

- La evolución es desfavorable. Las masas en buen estado han pasado de representar el 44.6% en el primer CPH, a un 35.1% en el tercer CPH.
- Las MASp categoría transición solamente representan el 3.5% del total de las MASp. Al representar un porcentaje pequeño, su evolución negativa apenas influye cuando se realizan estadísticas de todo el conjunto de las MASp. A pesar de ello, estas MASp son de las que mayor diversidad ecológica presentan.

7.7. Conclusiones sobre las MASp englobadas en la categoría costera.

- Tomando como referencia los datos del segundo CPH, en cinco demarcaciones hidrográficas se encuentran concentradas el 68.8% de las MASp englobadas en la categoría costera. La DHIB representa el 18.6%, la DHCIC el 14.9%, la DHGC el 13.1%, la DHCMA el 12.2% y DHJ el 10%. La gestión y evolución de estas cinco demarcaciones hidrográficas tiene gran repercusión en la evolución del estado de las MASp clasificadas como costeras.
- Las demarcaciones hidrográficas que han sufrido una evolución negativa han sido la DHGV (-66.7%), DHG (-33.3%), DHE (-33.3%), DHCMA (-22.2%), DHIB (-18.6%) y DHGB (-8.3%).
- EL porcentaje de masas con un estado/potencial ecológico muy bueno y bueno representa el 77.72%, y el porcentaje de masas con un estado químico bueno es del 73.18%.
- La evolución y tendencia de las MASp categoría costeras es favorable. Las masas en buen estado han pasado de representar el 72.4% en el primer CPH, a un 73.6% en el tercer CPH.
- Las MASp categoría costeras solamente representan el 4 % del total de las MASp.

7.8. Conclusiones sobre las MASb.

- El número de MASb a lo largo de los diferentes CPH se ha ido incrementando. Se ha producido un incremento de 3 masas entre el primer y segundo CPH y de 33 entre el segundo y el tercero. Se produce un incremento total de 36 MASb.
- Por demarcaciones hidrográficas se observa que las confederaciones del norte de la península, DHMS, DHGC, DHC Or., DHC Oc. presenta en el primer CPH un alto porcentaje de MASb en buen estado, el cual se mantiene a lo largo del tiempo. La DHCE (100%), la DHIB (47.1%), la DHM (33,3%) la DHT (16.7%) y la DHS (4.8%) experimentan una evolución positiva respecto a las MASb en buen estado. El resto de las demarcaciones presenta una evolución desfavorable; la DHE (-15%), la DHGV (-14%), la DHCMA (-1.9%), la DHG (-10%), DHCIC (-6.2%), la DHD (-5.5%) y la DHJ (-2.2%).
- A nivel global se ha incrementado el porcentaje de masas en buen estado y el porcentaje de masas con un estado peor que bueno. Esto es posible debido a la disminución del número de masas de las que no se conocía su estado en el primer CPH.
- El porcentaje de masas con un estado cuantitativo bueno representan el 71.89%, y el porcentaje de masas con un estado químico bueno es del 68.68%.

- Las masas en buen estado han pasado de representar el 54.4% en el primer CPH, a un 55.5% en el tercer CPH.

8. BIBLIOGRAFÍA.

Confederación Hidrográfica del Duero. Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Duero. Proyecto de Plan Hidrológico de Cuenca. Anejo 8. Objetivos Ambientales. Valladolid, 28 de noviembre de 2012.

URL:https://www.chduero.es/documents/20126/110540/Anejo8_PHD_COMPLETO_20131017.pdf

Confederación Hidrográfica del Duero O.A. Plan Hidrológico de la parte española de la demarcación Hidrográfica del Duero. Revisión de tercer ciclo (2022-2027) Anejo 8.2 Valoración del estado. Apéndice II. Valoración del estado de las masas de agua superficial. Mayo 2021.

URL:https://www.chduero.es/documents/20126/1418218/PHD22-27_082_02_EstadoMasas_ValoracionSp-v00_00.pdf/7eae53e1-6e47-c314-87b1-16854d6f48ff?t=1622197433193

Confederación Hidrográfica del Duero O.A. Plan Hidrológico de la parte española de la demarcación Hidrográfica del Duero. Revisión de tercer ciclo (2022-2027) Anejo 8.2 Valoración del estado. Apéndice IV. Valoración del estado de las masas de agua subterráneas. Mayo 2021.

URL:https://www.chduero.es/documents/20126/1418218/PHD22-27_082_04_EstadoMasas_ValoracionSb-v00_00.pdf/8bb3b32d-d409-3fe5-9600-b38f8dfffd9f?t=1622197440156

Confederación Hidrográfica del Ebro. Propuesta de Proyecto de Plan Hidrológico de la cuenca del Ebro 2010-2015. Memoria – Apéndice 3: Estado de las masas de Agua de la Demarcación Hidrográfica del Ebro. 2013.

URL:http://www.chebro.es:81/Plan%20Hidrologico%20Ebro%202010-2015/Memoria/4.-%20Apendice_3_Estado_MASb_agua.pdf

Confederación Hidrográfica del Ebro O.A. Propuesta de Proyecto de

Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Ebro. Revisión de tercer ciclo (2021-2027). Anejo 09. Estado, objetivos medioambientales y exenciones. Versión para consulta pública. Junio 2021.

URL: https://www.chebro.es/documents/20121/287514/Anejo_09.pdf

Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. Demarcación Hidrográfica de Ceuta. Primer ciclo (2009-2015). Propuesta de Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de Ceuta. Memoria. Julio 2013.

URL:https://www.chguadalquivir.es/documents/10182/86635/MEMORIA_y_ANEJOS_PH_Ceuta.pdf/5a64b364-f7d6-4b29-98aa-959bea1f0ec1

Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. Demarcación Hidrográfica de Ceuta. Proyecto del Plan Hidrológico de la demarcación hidrográfica de Ceuta (2022 – 2027). Anejo Nº6. Estado de las masas de agua, objetivos medioambientales y exenciones. Borrador. Junio de 2021.

URL:https://www.chguadalquivir.es/documents/10182/2231345/Anejo+6.+Estado+de+las+MASb+de+agua+y+objetivos+ambientales+CEU.pdf/98c07a3b-78bf-1b21-3758-9cf7477542fb

Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. Demarcación hidrográfica de Melilla. Primer ciclo (2009-2015). Propuesta de Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de Melilla. Memoria. Julio 2013.

URL:https://www.chguadalquivir.es/documents/10182/87020/MEMORIA_y_ANEJOS_PH_Melilla.pdf/b531ac34-209e-4ccb-a532-179b6290c61f

Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. Demarcación hidrográfica de Melilla. Proyecto del Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de Melilla (2022 – 2027). Anejo Nº6. Estado de las masas de agua, objetivos medioambientales y exenciones. Borrador. Junio de 2021.

URL:https://www.chguadalquivir.es/documents/10182/2231535/Anejo+6.+Estado+de+las+MASb+de+agua+y+objetivos+ambien

tales+MEL.pdf/d6ac5877-30ce-4783-ecd0-6d6fb726b3af

Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. Plan Hidrológico de la demarcación Hidrográfica del Guadalquivir 2009-2015. Memoria - Anejo Nº8. Objetivos Medioambientales y Exenciones. Mayo 2013.

URL:https://www.chguadalquivir.es/documents/10182/41252/anejo8_RD355.zip/c23dd7e8-d56c-4254-b590-d3d779c2ada6

Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. Proyecto de Plan Hidrológico de la demarcación hidrográfica del Guadalquivir (2022-2027). Anejo Nº7. Valoración del estado de las masas de agua. Apendice1. Estado de las masas de agua superficial. Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir. Junio de 2021.

URL:https://www.chguadalquivir.es/documents/10182/2230378/ANEJO+N%C2%BA+7.-+Ap%C3%A9ndice+1+-+Estado+de+las+MASb+de+agua+superficial.pdf/d62ff2e9-4bf6-4d22-6d96-7dc53cd3278a

Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. Proyecto de Plan Hidrológico de la demarcación hidrográfica del Guadalquivir (2022-2027). Anejo Nº7. Valoración del estado de las masas de agua. Apéndice 3. Estado de las masas de agua subterráneas. Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir. Junio de 2021.

URL:https://www.chguadalquivir.es/documents/10182/2230378/ANEJO+N%C2%BA+7.-+Ap%C3%A9ndice+3+-+Estado+de+las+MASb+de+agua+subterr%C3%A1neas.pdf/b69b5837-1f5c-bff0-c3d5-9c4193a2e271

Confederación Hidrográfica del Guadiana. Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Guadiana. 2009-2015. Anejos a la Memoria. Anejo 9. Valoración del estado de las masas de agua. Metodología y resultados.

URL:https://www.chguadiana.es/sites/default/files/2019-10/Anejo9_Estado_o_potencial_MASb_0.zip

Confederación Hidrográfica del Guadiana. Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Guadiana. Revisión de tercer ciclo (2022-2027). Anejo 9. Valoración del estado de las masas de agua. Mayo 2021.

URL: https://www.chguadiana.es/sites/default/files/2021-06/A09_apendices.zip

Confederación Hidrográfica del Júcar. Demarcación Hidrográfica del Júcar. Plan Hidrológico de cuenca. 2009-2015. Memoria. Anejo 12. Evaluación del estado de las masas de agua superficial y subterránea. Junio 2014.

URL:https://www.chj.es/es-es/medioambiente/planificacionhidrologica/Documents/Plan-Hidrologico-cuenca-2009-2015/PHJ09_Anejo12_Estado_13julio.pdf

Confederación Hidrográfica del Júcar. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Júcar. Memoria – Anejo 12. Evaluación del estado de las masas de agua superficial y subterránea. Ciclo de planificación hidrológica 2022 – 2027. Junio de 2021.

URL:https://www.chj.es/Descargas/ProyectosOPH/Consulta%20publica/PHC-2021-2027/PHJ/PHJ2227_CP_Anejo12_Estado.pdf

Confederación Hidrográfica del Miño-Sil, O.A. Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil. Revisión de tercer ciclo (2021-2027). Documentos Iniciales. Programa, calendario, estudio general sobre la demarcación y fórmulas de consulta. Anejo Nº12. Evolución del estado global de las masas de agua.

URL:https://www.chminosil.es/images/planificacion/documentos-iniciales-2021-2027_vdc/13.ANEJO_12.pdf

Confederación Hidrográfica del Miño-Sil. Plan Hidrológico de la demarcación hidrográfica del Miño-Sil 2009-2015. Capítulo 8. Diagnóstico del cumplimiento de los objetivos medioambientales.

URL:https://www.chminosil.es/phocadownload/documentos/file/plan_hidrologico/08-Diagnostico-del-cumplimiento-

de-los-objetivos-ambientales/08_Diagnostico_OMA.pdf

Confederación Hidrográfica del Segura. MITECO. Secretaría de Estado de Medio Ambiente. Dirección General del Agua. Propuesta de proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Segura. Revisión para el tercer ciclo: 2022-2027. Anexo VIII Objetivos Medioambientales y Exenciones. Junio 2021.

URL:https://www.chsegura.es/export/sites/chs/descargas/planificacionydma/planificacion21-27/docsdescarga/docplan2127/A08_estado_oma/Anejo_08_OMA.pdf

Confederación Hidrográfica del Segura. Oficina de planificación Hidrográfica. Posters divulgativos del Plan Hidrológico 2009/2015. Masas de agua superficiales. 2014.

URL:https://www.chsegura.es/export/sites/chs/descargas/planificacionydma/planificacion/docsdescarga/MASBUPERF.pdf

Confederación Hidrográfica del Segura. Oficina de planificación Hidrográfica. Posters divulgativos del Plan Hidrológico 2009/2015. Masas de agua subterráneas. 2014.

URL:https://www.chsegura.es/export/sites/chs/descargas/planificacionydma/planificacion/docsdescarga/MASBUBTERRANEAS.pdf

Confederación Hidrográfica del Tajo. Oficina de Planificación Hidrológica. Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo. Informe de seguimiento. Octubre de 2016.

URL:http://www.chtajo.es/LaCuenca/Planes/PlanHidrologico/seguimiento/Documents/20161013_Informe_seguimiento2016.pdf

Confederación Hidrográfica del Tajo. Propuesta de proyecto de Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo. Revisión de tercer ciclo (2022-2027). Borrador. Anejo Nº9. Evaluación del estado de las masas de agua. Junio 2021.

URL:http://www.chtajo.es/LaCuenca/Planes/PlanHidrologico/Planif_2021-2027/Documents/BorradorPHT_2021-

2027/PHT2227_An09_EvaluacionEstado.pdf

Demarcación Hidrográfica del Cantábrico. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Occidental 2013-2015. Capítulo 8. Diagnóstico del cumplimiento de los objetivos medioambientales. Junio de 2013

URL:https://www.chcantabrico.es/documents/20143/80591/capitulo08_diagnostico_oma.pdf/2b015728-ab5b-3847-ed4c-e204f453d4db

Demarcación Hidrográfica del Cantábrico. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental 2013-2015. Capítulo 8. Diagnóstico del cumplimiento de los objetivos medioambientales. Junio de 2013

URL:https://www.chcantabrico.es/documents/20143/69534/capitulo08_diagnostico_dma.pdf/723349f4-0590-e4af-91d8-d7e09b3ec5d8

Demarcación Hidrográfica del Cantábrico. Propuesta de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Occidental. (Revisión para el tercer ciclo 2022-2027) Anejo VIII. Programas de seguimiento y evaluación de estado. Texto Consulta pública junio 2021.

URL:https://www.chcantabrico.es/documents/20143/789120/anejo_viii_programas_de_seguimiento_y_evaluacion_de_estado.pdf/ed88daf8-9741-81e7-6211-d2d0d0ae568e

Demarcación Hidrográfica del Cantábrico. Propuesta de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental. (Revisión para el tercer ciclo 2022-2027) Anejo VIII. Programas de seguimiento y evaluación de estado. Texto Consulta pública junio 2021.

URL:https://www.chcantabrico.es/documents/20143/789124/anejo_08_seguimiento_evaluacion_estado.pdf/70b93b19-4ed0-89d5-353a-f78ea3885e01

Generalitat de Catalunya. Agència Catalana de l'Aigua. 1er ciclo de planificación (2009 - 2015). Pla de gestió del districte de conca fluvial de Catalunya. Annex XVII. Estat de les masses d´aigua.

URL:http://aca.gencat.cat/web/.content/30_Plans_i_programes/10

_Pla_de_gestio/01-1r-cicle-de-planificacio-2009-2015/bloc1/119_Annex_XVII_PdG1cicle.pdf

Generalitat de Catalunya. Agència Catalana de l'Aigua. Pla de gestió 2022-2027. Plan de gestión del distrito de cuenca fluvial de Cataluña 2022 – 2027. Anexo 8. Estado de las masas de agua y plazo de consecución de objetivos.

URL:http://aca-web.gencat.cat/aca/Geco/IP/PdG/CA/01_01_08_annex_8_pla_gestio_estat_masses_aigua_termini_objectius.pdf

Govern de les Illes Balears. Conselleria de Medi Ambient. Direcció General de Recuros Hídrics. Servei d´Estudis i Planificació. Avaluació Ambiental estratégica del Pla Hidrológic de les Illes Balears. Informe de sostenibilitat ambiental. Junio 2009.

URL:http://www.caib.es/sites/aigua/ca/avaluacio_ambiental_estrategica-60950/archivopub.do?ctrl=MCRST259ZI181046&id=181046

Govern de les Illes Balears. Conselleria de Medi Ambient. Direcció General de Recuros Hídrics. Servei d´Estudis i Planificació. Documentos iniciales de la revisión del tercer Ciclo de Planificación Hidrológica (2021 – 2027). Memoria – Anexo 5. Estado de las masas de agua. Julio 2021.

URL:http://www.caib.es/sites/aigua/ca/tercer_cicle_plan_hid_docs_inicials/archivopub.do?ctrl=MCRST259ZI327332&id=327332

Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas. Revisión de tercer CPH (2021 – 2027) Plan Hidrológico. Apéndice XII.3 Estado de las masas de agua superficial. Documento para consulta pública.

URL:https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/documents/20151/3228181/PH_CMA_Apendice_XII_3.pdf/2d7e025f-d981-9b28-f41d-0961977bbfb7?t=1630309309068

Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas. Revisión de tercer ciclo (2021 – 2027) Plan Hidrológico. Apéndice XII.4 Estado de las masas de agua subterráneas. Documento para consulta pública.

URL:https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/documents/20151/3228181/PH_CMA_Apendice_XII_4.pdf/182c49d1-0d1e-55fb-dea1-84e0a426b32e?t=1630309347569

Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Demarcación Hidrográfica Guadalete y Barbate. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Guadalete y Barbate 2009-2015. Anejo 8. Objetivos medioambientales y exenciones.

URL:https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/documents/20151/841788/Anejo08_Objetivosmedioambientales_GB.pdf/a0750c82-b9fe-0018-654e-4586b8f0d2b0?t=1350321466000

Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Demarcación Hidrográfica Guadalete y Barbate. Plan Hidrológico (Documento para consulta pública). Revisión del tercer ciclo (2021-2027). Apéndice XII.3 Estado de las masas de agua superficial.

URL:https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/documents/20151/29867284/GB12_XII3_Apendice_XII_3.pdf/f6a8fb13-4098-e6d1-9e79-180a3710d31a?t=1637931786527

Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Demarcación Hidrográfica Guadalete y Barbate. Plan Hidrológico (Documento para consulta pública). Revisión del tercer ciclo (2021-2027). Apéndice XII.4 Estado de las masas de agua subterránea.

URL:https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/documents/20151/29867284/GB12_

XII4_Apendice_XII_4.pdf/eca6ba92-ef2e-aea0-b5d5-14235619ac6c?t=1637931787087

Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Demarcación Hidrográfica Tinto, Odiel y Piedras. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de Tinto Odiel y Piedras 2009-2015. Anejo 8. Objetivos medioambientales y exenciones.

URL:https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/documents/20151/863936/Anejo08_Objetivosmedioambientales_TOP.pdf/006b4176-4813-3a09-f4b2-6fd22d15b015?t=1350375774000

Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Demarcación Hidrográfica Tinto, Odiel y Piedras. Plan Hidrológico (Documento para consulta pública). Revisión de tercer ciclo (2021-2027). Apéndice XII.3 Estado de las masas de agua superficial.

URL:https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/documents/20151/30145585/TOP12_XII3_Apendice_XII_3.pdf/84ce50b3-395b-ae76-6a7b-72ca05930d88?t=1638260247123

Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Demarcación Hidrográfica Tinto, Odiel y Piedras. Plan Hidrológico (Documento para consulta pública). Revisión de tercer ciclo (2021-2027). Apéndice XII.4 Estado de las masas de agua subterránea.

URL:https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/documents/20151/30145585/TOP12_XII4_Apendice_XII_4.pdf/b496fe03-fac6-4add-894a-256f5cc866ec?t=1638260248078

Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente. Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las cuencas Mediterráneas Andaluzas 2009-2015. Anejo 0.

Fichas Resumen de las masas de agua.

URL:https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/documents/20151/2115394/Anejo_0.pdf/fe06a8d7-94f9-1e68-520d-328d68a0492c?t=1350308822000

Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente. Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las cuencas Mediterráneas Andaluzas 2009-2015. Apéndice 2. Fichas de detalle de las masas de agua de transición y costeras.

URL:https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/documents/20151/454628/Apendice_2.pdf/9f9270b2-4e6c-6f8e-d097-671047d912bd?t=1350308812000

www.miteco.gob.es. MITECO. Planes Hidrológicos y Programas de Medidas.

URL: https://servicio.mapama.gob.es/pphh/. Accedido durante el 2021

Xunta de Galicia. Equipo técnico de Augas de Galicia. Plan Hidrológico Galicia-Costa. Diagnóstico do cumprimento dos obxectivos ambientais. Julio 2011.

URL:https://augasdegalicia.xunta.gal/c/document_library/get_file?file_path=/portal-augas-de-galicia/plans/planHidroloxicoGC/CPH1_phgc_memoria_es.zip

Xunta de Galicia. Equipo técnico de Augas de Galicia. Proposta de Proxecto de Plan Hidrolóxico Galicia-Costa 2021-2027.Anexo IX. Valoración do Estado das Masas de Auga. Abril 2021.

URL:https://augasdegalicia.xunta.gal/c/document_library/get_file?file_path=/portal-augas-de-galicia/participacion_na_planificacion_hidroloxica/PHGC/Anejo_09_Valoracion_Estado_MA_CP2127_ES.pdf

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ
Y
UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

MASTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

PROYECTO DE FIN DE MASTER

INTEGRACIÓN DE LA PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA EN LA RED NATURA 2000. ESTUDIO EN LA DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA DEL SEGURA

AUTOR:
LAURA DANIELA VANEGAS OTÁLORA

DIRECTOR:
Dr. ALBERTO JIMÉNEZ MADRID

Alcalá de Henares, 16 de mayo de 2022

AGRADECIMIENTOS

A la Fundación Carolina y a la Fundación Repsol por contribuir en mi crecimiento profesional.

A mi tutor, por toda su disposición y apoyo en la elaboración de este trabajo.

A mi familia, especialmente a mi madre, quien me inspira cada día a ser mejor persona y a quien admiro profundamente. Gracias por enseñarme que el valor de la vida muchas veces se encuentra en los detalles más simples.

A mi pareja, por acompañarme en todo este proceso, no dudar de mis capacidades y encontrar siempre las palabras correctas sin importar la situación.

Gracias a todos aquellos que de alguna manera u otra han sido parte de este proceso; no solo soy yo, soy la suma de todos.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN 57
1. INTRODUCCIÓN 57
2. OBJETIVOS 58
OBJETIVO GENERAL 58
OBJETIVOS ESPECÍFICOS 58
3. DEFINICIONES Y MARCO LEGAL 59
3.1. RED NATURA 2000 59
3.2. PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA EN LA CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL SEGURA 60
4. DESCRIPCIÓN GENERAL DEL ÁREA DE ESTUDIO 62
5. METODOLOGÍA 61
6. DESARROLLO 62
6.1. PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA CON RELACIÓN A LAS ZONAS DE CONSERVACIÓN DE HÁBITAT Y ESPECIES 62
6.2. ESPACIOS DE LA RED NATURA EN LA DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA. 64
6.3. ESPACIOS DE LA RED NATURA RELACIONADOS CON MASAS DE AGUA ... 65
6.3.1. Región de Murcia 66
6.3.2. Castilla – La Mancha 67
6.3.3. Andalucía 68
6.3.4. Comunidad Valenciana 68
6.3.5. Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar . 68
6.4. ESTADO ECOLÓGICO Y CUANTITATIVO DE LAS MASAS DE AGUA RELACIONADAS CON LA RED NATURA .. 69
6.4.1. Región de Murcia 69
6.4.2. Castilla – La Mancha 70
6.4.3. Andalucía 70
6.4.4. Comunidad Valenciana 71
6.4.5. Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar . 72
6.5. CONDICIÓN DE LOS ESPACIOS RED NATURA 72
7. DISCUSIÓN 74
7.1. REGIÓN DE MURCIA 77
7.2. CASTILLA – LA MANCHA 81
7.3. ANDALUCÍA 82
7.4. COMUNIDAD VALENCIANA 82
7.5. DIRECCIÓN GENERAL DE SOSTENIBILIDAD DE LA COSTA Y DEL MAR 83
8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES 84
9. BIBLIOGRAFÍA 86

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Masas de agua superficiales en la demarcación del Segura - Proyecto de planificación 2022-2027 62
Tabla 2. Espacios Red Natura 2000 en la demarcación hidrográfica por ciclo de planificación 63
Tabla 3. Lugares Red Natura 2000 por comunidades autónomas 65
Tabla 4. Lugares Red Natura 2000 relacionados con las masas de agua 66
Tabla 5. Espacios Red Natura 2000 relacionados con las masas de agua - Región de Murcia 66
Tabla 6. Espacios Red Natura 2000 relacionados con las masas de agua - Castilla – La mancha 67
Tabla 7. Espacios Red Natura 2000 relacionados con las masas de agua - Andalucía 68
Tabla 8. Espacios Red Natura 2000 relacionados con las masas de agua - Comunidad Valenciana 68
Tabla 9. Espacios red natura 2000 relacionados con las masas de agua - DGSCM 69
Tabla 10. Espacios Red Natura 2000 que presentan una condición crítica 73
Tabla 11. Espacios Red Natura 2000 que presentan una condición moderada 74

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Red hidrográfica 62
Figura 2. Masas de agua subterráneas 63
Figura 3. Espacios Red Natura 2000 64
Figura 4. Estado o potencial ecológico y estado cuantitativo de las masas de agua - Región de Murcia 69
Figura 5. Estado o potencial ecológico y estado cuantitativo de las masas de agua - Castila – La mancha 70
Figura 6. Estado o potencial ecológico y estado cuantitativo de las masas de agua - Andalucía 71
Figura 7. Estado o potencial ecológico y estado cuantitativo de las masas de agua - Comunidad Valenciana 71
Figura 8. Estado o potencial ecológico y estado cuantitativo de las masas de agua - DGSCM 72
Figura 9. Condición de los espacios Red Natura 2000 en la demarcación relacionados con masas de agua 73
Figura 10. Condición de los espacios Red Natura relacionados con masas de agua 75

ABREVIATURAS

CHS: Confederación Hidrográfica del Segura
ZEC: Zonas Especiales de Conservación
LIC: Lugares de Importancia Comunitaria
ZEPA: Zonas de Especial Protección para las Aves
DMA: Directiva Marco del Agua
RPH: Reglamento de Planificación Hidrológica

MITECO: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico
IPH: Instrucción de la Planificación Hidrológica
ZEPIM: Zonas Especialmente Protegidas de Importancia para el Mediterráneo
DGSCM: Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar

RESUMEN

Este estudio propone una metodología de integración entre la planificación hidrológica y la Red Natura 2000 que permite reconocer los espacios dependientes de agua que requieren de un seguimiento y control específico en el proceso de gestión para favorecer la conservación de hábitats y especies, la cual, se desarrolla a partir del estado o potencial ecológico de las masas de agua superficiales y/o el estado cualitativo de las masas de agua subterráneas.

Los resultados muestran que alrededor de los 31 LIC/ZEC y 22 ZEPA relacionados con masas de agua en la demarcación hidrográfica del Segura, 24 LIC/ZEC y 11 ZEPA contemplan al menos una masa con un estado inferior a bueno, en los que se destacan presiones relativas a la alteración morfológica de los cauces, fuentes difusas de contaminación y extracción o desvío de agua, que no sólo causa daños a la biodiversidad asociada al medio acuático, sino también, afecta el comportamiento, la anatomía y las estrategias de supervivencia de las especies que en un principio se adaptaron al régimen hidrológico natural, así como la conectividad o continuidad longitudinal de los hábitats. Aunque el proyecto del plan hidrológico 2022-2027 y los planes de gestión Red Natura estipulan medidas que buscan conservar los espacios dependientes de agua en la red ecológica, el planteamiento se realiza de manera general sin establecer condiciones ambientales específicas que permitan la definición de objetivos adicionales en la gestión.

1. INTRODUCCIÓN

La Red Natura es una red ecológica europea de áreas de conservación de la biodiversidad constituida por Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) hasta su transformación en Zonas Especiales de Conservación (ZEC), y por Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA). Su objetivo consiste en asegurar la supervivencia de diferentes tipos de hábitats y especies para detener la pérdida de biodiversidad (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico,

2022). Gran parte de estos espacios está vinculado directa o indirectamente al medio hídrico, y, en consecuencia, el buen estado de las masas de agua contribuye considerablemente a su conservación y mantenimiento.

En el proceso de planificación hidrológica se contemplan los espacios de la red ecológica como zonas de protección de hábitats y especies, de acuerdo con los lineamientos de la Directiva Marco del Agua (DMA), en estas zonas es posible definir objetivos adicionales con los cuales se pretende favorecer el estado de los ecosistemas y la biodiversidad que depende del agua, no obstante, su aplicación es incierta, y lo que se busca es establecer condiciones ambientales específicas de cada individuo o espacio que supongan un objetivo adicional.

De esta manera, aunque dentro del proceso de planificación hidrológica se consideran los objetivos de la red ecológica, la gestión de los espacios de protección y los planes hidrológicos actúan como procesos independientes, sin considerar que el agua es fundamental para mantener la biodiversidad, y esta a su vez, resulta de gran importancia en temas de calidad y cantidad de los recursos hídricos. En consecuencia, es necesario implantar metodologías que integren estas dos competencias para detener la pérdida de biodiversidad.

Con base en lo anterior, este estudio presenta una propuesta de integración que permite reconocer los espacios dependientes de agua que requieren de un seguimiento y control específico en los diferentes procesos de gestión, la cual, se desarrolla a partir del estado o potencial ecológico de las masas de agua superficiales y/o el estado cualitativo de las masas de agua subterráneas.

2. OBJETIVOS

1. Objetivo general

El objetivo de este trabajo consiste en plantear una propuesta de integración entre la planificación hidrológica y la Red Natura 2000 en la demarcación hidrográfica del Segura que resulte de utilidad en los procesos de gestión para favorecer el estado de conservación de hábitats y especies vinculados a masas de agua.

2. Objetivos específicos

En la propuesta de integración se desarrollan los siguientes objetivos específicos que detallan cada uno de los procesos necesarios para su realización:

- ✓ Comprender y relacionar el concepto y los criterios estipulados en el marco jurídico de la Red Natura 2000 y la planificación hidrológica.
- ✓ Reconocer y analizar la integración de los planes hidrológicos con las zonas de conservación de hábitat y especies.
- ✓ Identificar el estado o potencial ecológico y el estado cuantitativo de las masas de agua que están relacionadas con los espacios de la Red Natura.
- ✓ Determinar la condición de los espacios Red Natura vinculados al medio hídrico conforme al estado o potencial ecológico de las masas de agua superficiales y al

estado cuantitativo de las masas de agua subterráneas.

- ✓ Analizar los espacios de la red ecológica que presentan una condición inferior a buena según la evolución del estado de las masas de agua, los factores antrópicos significativos, las medidas de gestión relacionadas con la conservación de hábitats y especies, y los caudales ambientales.
- ✓ Reconocer la integración de los planes de gestión de los espacios Red Natura en la planificación hidrológica.

3. DEFINICIONES Y MARCO LEGAL

3.1. Red Natura 2000

El artículo 3 de la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de hábitats naturales y de la fauna y flora silvestre en el territorio europeo de los estados miembros, designa a Natura 2000 una red ecológica de ZEC con el objetivo de garantizar el estado favorable de los ecosistemas y la biodiversidad en su extensión natural, considerando las exigencias económicas, sociales y culturales de la comunidad.

Las ZEC se definen a partir de un acto reglamentario, administrativo o contractual, donde se estipulan las medidas de gestión y conservación que responden a los requerimientos ecológicos de los LIC, los cuales favorecen de forma apreciable al mantenimiento o restablecimiento de los diferentes tipos de hábitats y especies que se estipulan Anexos I y II de la Directiva 92/43/CEE.

La Comisión Europea, en colaboración con los estados miembros, elabora una lista de LIC para cada uno de los territorios de la jurisdicción que deben ser declarados como ZEC lo antes posible y como máximo en un plazo de seis años; cuestión que a la fecha no se ha cumplido en su totalidad, y que de acuerdo con la Decisión 2006/613/CE, debían declararse antes del mes de julio de 2012 para la región mediterránea.

La Ley 42/2007 de la Jefatura Estado reúne los espacios de la Red Natura 2000 en el desarrollo sostenible del medio rural añadiendo las ZEPA, que se decretan de forma oficial en la Directiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, las cuales, a diferencia de los LIC, son designadas directamente por los estados miembros. En consecuencia, la Red Natura 2000 se conforma por los LIC hasta su transformación en ZEC y por las ZEPA.

En el año 2001 el Ministerio de Medio Ambiente de España, a través del Real Decreto Legislativo 1/2001, por el que se transpone la DMA, considera que dentro de las demarcaciones hidrográficas debe existir un registro de las zonas de protección de interés ecológico con sus respectivas medidas de conservación en concordancia con el artículo 6 de la Directiva 92/43/CEE y el artículo 45 de la Ley 42/2007, que relacionan la integración de protección y gestión de los espacios Natura 2000 con otros planes de desarrollo. Lo anterior, se complementa en la Ley 33/2015 donde se pretende mejorar la

gestión de los espacios protegidos, en particular, los incluidos en la Red Natura 2000, con el propósito de garantizar la protección y adecuación a los fines para los cuales han sido declarados. En España, el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente con la participación de las comunidades autónomas, está en la obligación de elaborar y mantener actualizadas las directrices de conservación de la Red Natura 2000 que posteriormente serán aprobadas por el acuerdo de la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente.

Actualmente, la Ley 21/2013 de la Jefatura de Estado establece los criterios de evaluación ambiental de los planes, programas y proyectos que puedan afectar de forma apreciable, directa o indirectamente a los espacios protegidos de la Red Natura 2000; lo que resulta de gran importancia en el proceso de la planificación hidrológica, ya que, gran parte de las masas de agua tienen alguna relación con los espacios Natura 2000, incluyendo las aguas costeras donde los ZEC o ZEPA podrán formar parte de la Red de Áreas Marinas Protegidas desde la aplicación de la Ley 41/2010.

Con el objetivo de asegurar la conservación de la red ecológica, integrar a cada espacio las poblaciones de fauna y flora, y mejorar la aplicación de la Directiva 92/43/CEE y Directiva 2009/147/CE para que no actúen como un conjunto de lugares independientes, en julio de 2017 la Unión Europea aprueba un plan de acción de medio ambiente, que junto con el informe de Infraestructura Verde: Mejora del capital natural de Europa (2013), da lugar al documento de Estrategia Nacional de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas en España por medio de la Orden PCM/735/2021.

3.2. Planificación hidrológica en la confederación hidrográfica del Segura

La planificación hidrológica tiene como objetivo alcanzar el buen estado y la adecuada protección de los recursos hídricos, en el que se definen y se desarrollan las medidas necesarias para solucionar los problemas que impiden el cumplimiento de los objetivos ambientales y socioeconómicos de la planificación, integrando las determinaciones ambientales fijadas en la declaración ambiental estratégica, el ajuste de programas y medidas, y las aportaciones producto de las consultas públicas.

Desde el año 1985 se empieza hablar de planificación hidrológica en España por medio de la Ley 29/1985 de Aguas, que tenía como objetivo principal satisfacer la demanda de agua preservando a su vez la calidad de las fuentes hídricas para alcanzar un equilibrio entre el desarrollo regional y los recursos naturales. A raíz de esta ley, en 1998 se aprobaron los planes hidrológicos de cuenca desarrollados por las confederaciones hidrográficas en el Real Decreto 1664/1998, donde la cuenca del Segura fue favorablemente aceptada el 8 de Julio 1997. Finalmente, por medio de la Ley 62/2003,

España adopta ciertos objetivos de la DMA y ajusta los planes hidrológicos incorporando la evaluación ambiental estratégica que actualmente se rige bajo Ley 21/2013. En la demarcación hidrográfica del Segura los planes del primer (2009-2015) y segundo ciclo (2015-2021) se aprobaron satisfactoriamente en el Real Decreto 594/2014 y el Real Decreto 11/2016 respectivamente. El plan del tercer ciclo, comprendido entre los años 2022-2027, a la fecha ha finalizado la etapa de consulta pública del proyecto del plan hidrológico y está a la espera de aprobación por parte del ministerio competente, siendo ya objeto de revisión por parte del Consejo del Agua en la demarcación y el Comité de Autoridades Competentes, que participan continuamente en el proceso de planificación garantizando la adecuada cooperación de la normativa de protección de aguas dentro de la demarcación hidrográfica.

Para establecer las medidas de gestión adecuadas en la planificación hidrológica, se evalúa el estado de las masas de agua a partir de los criterios estipulados en la DMA y la instrucción del Secretario de Estado de Medio Ambiente por la que se establecen los requisitos mínimos para la evaluación del estado de las masas de agua en el tercer ciclo de la planificación hidrológica. De acuerdo con la DMA, las masas de agua se caracterizan principalmente en dos grupos: superficiales y subterráneas. Las masas de agua superficiales pueden ser ríos, lagos, aguas costeras e incluso aguas en transición; por otro lado, las masas de agua subterráneas hacen referencia a todas las aguas que están en contacto con el suelo o subsuelo en la zona saturada, que comúnmente se conoce como acuíferos. En las masas de agua superficiales el estado se determina como el peor valor entre el estado o potencial ecológico y el estado químico, mientras que, en las masas de agua subterráneas el estado corresponde al peor valor entre el estado cuantitativo y el estado químico. La diferencia entre estado y potencial radica en la naturaleza de la masa de agua, el estado se refiere a una masa de agua natural que mantiene la hidromorfología y características ecológicas originales, y el potencial a masas de agua que alteraron su condición natural, las cuales pueden clasificar como muy modificadas o artificiales, siendo una muy modificada aquella que ha experimentado un cambio sustancial en su naturaleza y una artificial a la creada por la actividad humana. Según los artículos 31 y 33 del Real Decreto 907/2007 por el que se aprueba el Reglamento de Planificación Hidrológica (RPH), la evaluación del estado o potencial ecológico se realiza mediante indicadores biológicos, hidromorfológicos y fisicoquímicos, y la evaluación del estado cuantitativo se realiza con base en niveles piezométricos. Dependiendo de las condiciones referencia que representan una escasa o nula alteración antropogénica en las masas de agua, el estado o potencial ecológico puede clasificarse como malo, moderado, bueno o muy bueno; y el estado cuantitativo como malo o bueno. Por su parte, la evaluación del estado químico en las masas de agua se determina conforme a los valores de

concentración de las sustancias prioritarias y prioritarias peligrosas.

4. Descripción general del área de estudio

La demarcación hidrográfica del Segura se encuentra ubicada al sureste España, tiene una extensión aproximada de 19.025 km^2 que comprende las comunidades autónomas de la Región Murcia, Castilla – La Mancha, Andalucía y la Comunidad Valenciana; además de 1.209 km^2 que pertenecen a aguas costeras (Confederación Hidrográfica del Segura, O.A., 2022). La región de Murcia es la que mayor porcentaje del área representa en la superficie continental correspondiente a un 58,8%, por su parte Castilla – La Mancha alcanza una extensión del 25,0%, Andalucía de 9,4% y la Comunidad Valenciana de 6,8%.

De acuerdo con el Real Decreto 125/2007 por el que se fija el ámbito territorial de las demarcaciones hidrográficas, la demarcación del Segura comprende las cuencas que vierten al mar mediterráneo, la subcuenca de la Rambla de Canales y dos cuencas endorreicas. La red de drenaje está compuesta principalmente por afluentes que descargan al río Segura, el cual nace en la provincia de Jaén (Andalucía) y desemboca en el mar mediterráneo en el Guardamar del Segura de la provincia de Alicante (Comunidad Valenciana) con una longitud de 325 km.

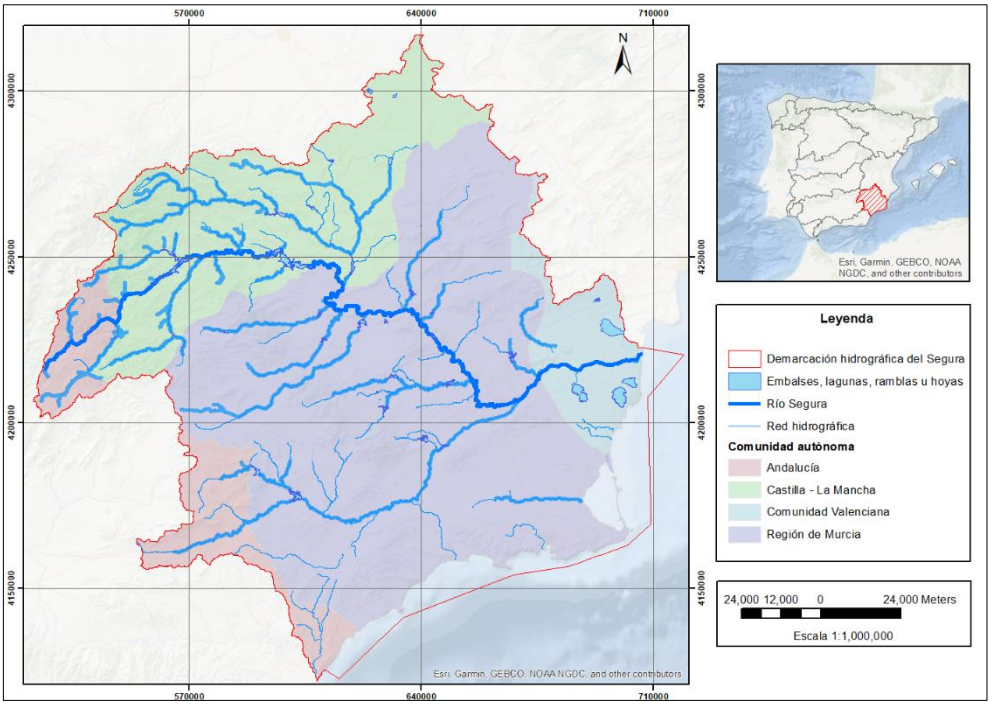
En la propuesta del plan hidrológico del tercer ciclo, la Confederación Hidrográfica del Segura (CHS) identifica 77 masas de agua de la categoría río, 19 masas de agua de la categoría lago, 1 masa de agua de transición y 17 masas de agua costeras; en la Tabla 27 se muestra la distribución de cada categoría según su naturaleza.

Tabla 27. Masas de agua superficiales en la demarcación del Segura - Proyecto de planificación 2022-2027

Categoría	Naturaleza		
	Natural	**Muy modificada**	**Artificial**
Río	67	10	
Lago	1	15	3
Transición	1		
Costera	14	3	

Conforme a la información cartográfica de dominio público de la CHS, en la Figura 1 se presentan los diferentes límites administrativos y la red hidrográfica en la superficie continental, donde se resaltan las masas de agua identificadas en el tercer ciclo de planificación bajo los criterios de la DMA.

Figura 1. Red hidrográfica



Con relación a las masas de agua subterráneas, la CHS identifica un total de 63 masas en el tercer ciclo que abarcan un área de 15.224 km^2 equivalente a un 75% del total de la demarcación (Figura 2).

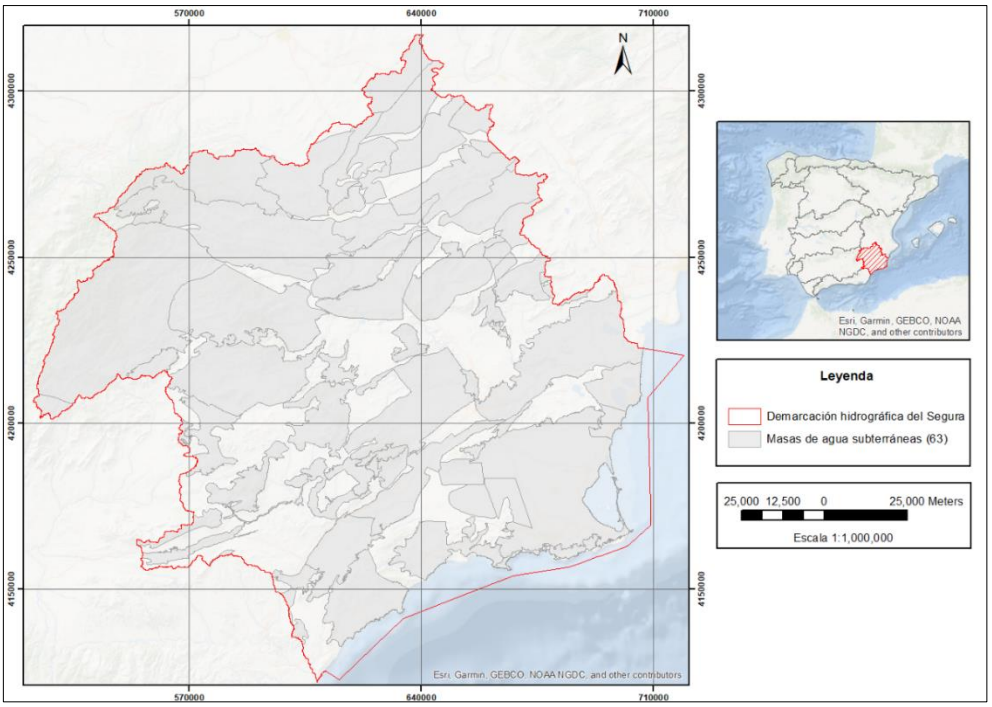


Figura 2. Masas de agua subterráneas

5. METODOLOGÍA

La restauración de las masas de agua a su estado natural, de manera directa o indirecta, garantizan el mantenimiento o restablecimiento de la biodiversidad de diferentes tipos de hábitats y especies que conlleva al cumplimiento de los objetivos de la Directiva 92/43/CEE y Directiva 2009/147/CE por los cuales se crea y fundamenta la Red Natura 2000. Tanto el estado o potencial ecológico de las masas de agua superficiales, como el estado cuantitativo de las masas de agua subterráneas, representan en gran medida la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas, por lo que resultan ser factores determinantes en la conservación de los espacios Red Natura que dependen del agua.

Con el propósito de conocer la condición de la red ecológica en la demarcación hidrográfica del Segura e identificar los factores que no permiten alcanzar y mantener el estado favorable de los espacios Red Natura dependientes de agua, se desarrolla la metodología descrita a continuación:

1. Reconocimiento de la integración de las zonas de protección de hábitats y especies en los planes hidrológicos del primer y segundo ciclo de planificación, así como en la propuesta del plan hidrológico del tercer ciclo.

2. Identificación de la extensión de los espacios Red Natura en la demarcación hidrográfica por competencia de gestión a partir de la última actualización de cartografía digital de dominio público de los espacios protegidos Natura 2000 en España de la página del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO), con el objeto de comparar los valores totales que se relacionan en el Anejo 4 de zonas protegidas en el proyecto de planificación 2022-2027.

3. Reconocimiento de los espacios Red Natura relacionados con masas de agua y las masas de agua asociadas a cada espacio por competencia de gestión, conforme a los registros de zonas declaradas para la protección de hábitats y especies en el Anejo 4 del proyecto de planificación 2022-2027.

4. Identificación del estado o potencial ecológico y el estado cuantitativo de las masas de agua asociadas a cada espacio Red Natura, por medio de la información referida en las fichas del programa de medidas en el Anejo 10 del proyecto de planificación 2022-2027, en el cual se presenta el resultado de la evaluación de las masas de agua superficiales y subterráneas.

5. Clasificación de los espacios Red Natura dependientes de agua según el estado o potencial ecológico de las masas de agua superficiales y el estado cuantitativo de las masas de agua subterráneas, conforme a los siguientes criterios:

   a. Condición buena: Ninguna masa de agua en el espacio Natura 2000 presenta un estado o potencial ecológico y/o estado cuantitativo inferior a bueno.

   b. Condición moderada: El 50% o menos del 50% de las masas de agua en el espacio Natura 2000 presentan un estado o potencial ecológico y/o estado cuantitativo inferior a bueno.

   c. Condición crítica: Más del 50% de las masas de agua en el espacio Natura 2000 presentan un estado ecológico y/o estado cuantitativo inferior a bueno.

6. Análisis de los espacios Red Natura por competencia de gestión que presentan una condición moderada o crítica, que contempla el estudio de los aspectos descritos a continuación.

a. Evolución del estado de las masas de agua desde el primer hasta el tercer ciclo de planificación.
b. Factores antrópicos sobre las masas de agua que generan impactos significativos al ecosistema y la biodiversidad identificados en el Anejo 10 del proyecto del plan hidrológico del tercer ciclo.
c. Medidas de gestión de las masas de agua relacionadas con la conservación de hábitats y especies desarrolladas en el Anejo 10 del proyecto del plan hidrológico del tercer ciclo.
d. Caudales ambientales estipulados en el Anejo 5 del proyecto del plan hidrológico del tercer ciclo.
e. Planes de gestión de los lugares que han sido declarados oficialmente como ZEC o ZEPA según la competencia de gestión.

Por medio del análisis de los espacios Red Natura que tienen una condición inferior a buena, se pretende reconocer los aspectos de mejora en la planificación hidrológica para alcanzar el estado favorable de los ecosistemas dependientes de agua, lo cual no sólo proporciona una caracterización específica de la red ecológica en la demarcación, sino también funciona como soporte para direccionar y plantear medidas de gestión que engloben los objetivos medioambientales de las masas de agua y los objetivos de conservación de hábitats y especies. Aunque la clasificación de los espacios en esta propuesta se realiza únicamente considerando el estado o potencial ecológico y el estado cuantitativo, un mal estado químico de las masas de agua, de manera implícita, también representa una amenaza para la biodiversidad.

Es de anotar que existen otros factores de conservación de hábitats y especies que no están relacionados con masas de agua, los cuales deben ser identificados por la competencia de gestión responsable que establece las medidas de mitigación necesarias para proteger y evitar el deterioro de la red ecológica.

6. DESARROLLO

6.1. Planificación hidrológica con relación a las zonas de conservación de hábitat y especies

Las zonas de conservación de hábitats y especies se definen como los lugares en que el mantenimiento o mejora del estado del agua constituye un factor importante en su protección. Desde el primer ciclo de planificación 2009-2015, en la demarcación hidrográfica del Segura se han incluido los espacios de la Red Natura 2000 como zonas de conservación de hábitat y especies, dentro de la caracterización de las zonas protegidas que exige el RPH y la Instrucción de la Planificación Hidrológica (IPH) aprobada mediante la Orden ARM/2656/2008. En la

Tabla 2 se resumen la totalidad de los LIC y las ZEPA identificados en los ciclos de planificación con su respectiva extensión dentro de la cuenca.

Tabla 2. Espacios Red Natura 2000 en la demarcación hidrográfica por ciclo de planificación

Espacios Red Natura	Primer ciclo 2009-2015	Segundo ciclo 2015-2021	Tercer ciclo 2022-2027
Lugares de Importancia Comunitaria	73 4.750 km^2	73 5.296 km^2	75 5.297 km^2
Zonas de Especial Protección para las Aves	33 5.124 km^2	37 5.131 km^2	38 5.141 km^2

En el primer ciclo la superficie conjunta de los espacios red Natura, es decir, los lugares donde coexisten los LIC y las ZEPA, alcanza una extensión de 3.542 km^2 equivalente a 17,5% dentro de la demarcación hidrográfica, en el segundo ciclo de 6.721 km^2 (33,2%) y en el tercer ciclo de 6.724 km^2 (33,22%), evidenciando que no hay mayor diferencia entre los dos últimos ciclos de planificación. Desde el primer ciclo de planificación, la CHS presenta el registro de los hábitats y especies ligados al medio hídrico en cada espacio de la Red Natura, así como el listado de estos espacios asociados al medio acuático.

En el proyecto del plan hidrológico 2022-2027 se incluyen dentro de las zonas de conservación de hábitat y especies las Zonas Especialmente Protegidas de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM) declaradas en el Convenio de Barcelona en el marco del plan de acción para el Mediterráneo. A diferencia de los LIC continentales, en los LIC del medio marino, el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente es la administración responsable de la tramitación y declaración de la correspondiente ZEC o ZEPA, así como de la aprobación del plan de gestión. En este ciclo se plantean estrategias para la preservación y restablecimiento de los ecosistemas y la biodiversidad, que consisten, entre otras, en aumentar la superficie de las zonas protegidas y restaurar los ecosistemas degradados en el marco de la Estrategia Nacional de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas para el año 2030, considerando que los espacios de Natura 2000 tienen una extensión importante en la demarcación.

Debido a que las comunidades autónomas son las encargadas de desarrollar los planes de gestión, por medio de los cuales se establecen los objetivos y las medidas adecuadas para mantener las zonas de conservación en un estado favorable, tanto de los LIC que se convertirán en ZEC como de los ZEPA, en principio, el plan hidrológico del primer ciclo se limita a exponer el marco jurídico y el estado del proceso de aprobación de estos planes en cada una de las comunidades. No obstante, en el segundo y tercer ciclo, los planes hidrológicos presentan un resumen de las medidas relacionadas con el recurso hídrico estipuladas en los planes de gestión aprobados.

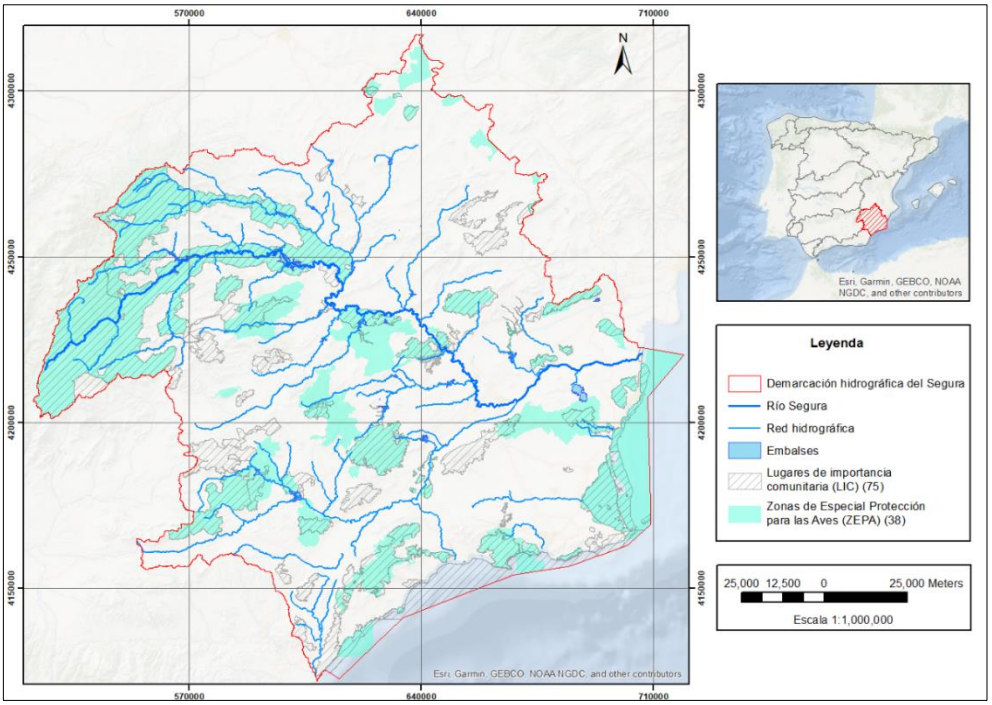
Específicamente en el segundo ciclo de planificación (2015-2021), se asocia el estado de las masas de agua, tanto superficiales como subterráneas a los espacios Red Natura y se determina el estado de conservación de algunos hábitats y especies relacionados con el medio acuático para establecer objetivos adicionales en las zonas de protección. Resultado del ejercicio se obtiene que no son necesarios objetivos adicionales a los ya considerados dentro de la planificación, debido a que, un estado desfavorable de un hábitat o especie no necesariamente implica un mal estado de las masas de agua, es decir que, las presiones e impactos pueden ser a causa de otros factores, tales como: furtivismo, atropellos, incremento de frecuentación humana, entre otros. El estudio se actualiza en el tercer ciclo de planificación sin conclusiones adicionales, no obstante, se recalca la necesidad de mejorar la caracterización de los requerimientos ambientales de la biodiversidad, ya que, únicamente se consideraron 14 de los 34 hábitats y 3 de las 117 especies relacionadas con el medio acuático, una cifra bastante baja, teniendo en cuenta que, los espacios Red Natura están condicionados por más de un solo hábitat o especie.

Otro factor por considerar en la planificación hidrológica acerca de la conservación de hábitats y especies, son los caudales ecológicos o ambientales mínimos, que, de acuerdo con el RPH y la IPH, se definen como aquellos que contribuyen a alcanzar el buen estado ecológico en los ríos y las aguas en transición, además de mantener la vida piscícola y la vegetación de ribera que de manera natural se encuentra o se podría encontrar en el cuerpo de agua. Aunque las metodologías de cálculo son complejas y en algunos casos su aplicación es arbitraria, por medio del caudal ecológico se pretende favorecer el estado de los ecosistemas y la biodiversidad. En el primer ciclo de planificación se relaciona el caudal ecológico con las zonas de protección de hábitat y especies ligadas al medio acuático buscando priorizar el mantenimiento del régimen de caudales ambientales en los espacios de la Red Natura 2000, sin embargo, es en el segundo y tercer ciclo donde se adoptan medidas para fomentar la permeabilidad longitudinal de los cauces permitiendo la conexión entre espacios protegidos.

6.2. Espacios de la Red Natura en la demarcación hidrográfica

En la figura 3 se presentan los lugares Red Natura en la demarcación de estudio conforme a la última actualización de la cartografía digital de dominio público en la página del MITECO de España con fecha de enero de 2022. Al igual que en el proyecto del plan hidrológico del tercer ciclo, se identificaron 75 LIC y 38 ZEPA. Es de anotar que estos lugares pueden coexistir en la extensión de la demarcación.

Figura 3. Espacios Red Natura 2000



Actualmente 35 de los 75 LIC están declarados como ZEC gracias a los planes de gestión desarrollados por las entidades competentes, que, en teoría se deben ir incorporando a los ciclos de planificación. En la Tabla 3 se presenta una recopilación de los espacios Red Natura continentales en cada una de las comunidades autónomas, incluyendo aquellos que forman parte del medio marino bajo la Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar (DGSCM) del MITECO.

Tabla 3. Lugares Red Natura 2000 por comunidades autónomas

Dirección competente de gestión	Lugares de Importancia Comunitaria	Zonas de Especial Conservación	Zonas de Especial Protección para las Aves
Región de Murcia	49	20	24
Castilla – La Mancha	4	4	2
Andalucía	8	8	3
Comunidad Valenciana	11	1	6
Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar	3	2	3

Los espacios Red Natura también se asocian a otras zonas protegidas como las zonas húmedas designadas bajo el convenio Ramsar.

6.3. Espacios de la Red Natura relacionados con masas de agua

En el proyecto de planificación 2022-2027 se identifican las masas de agua superficiales que están directa o indirectamente relacionadas con los espacios Red Natura en función del lugar geográfico y de un área de influencia a

1000m del cauce, al igual que las masas de agua subterráneas que están vinculadas por descarga o alimentación de zonas húmedas. En total se identificaron 65 LIC/ZEC y 33 ZEPA vinculados con el medio acuático de los cuales únicamente 31 LIC/ZEC y 22 ZEPA están relacionados con masas de agua (tabla 4) en comparación con lo descrito en el Anejo 4 del tercer ciclo de planificación, en el estudio se encontraron 1 LIC y 2 ZEPA adicionales.

Tabla 4. Lugares Red Natura 2000 relacionados con las masas de agua

Dirección competente de gestión	Lugares de Importancia Comunitaria	Zonas de Especial Conservación	Zonas de Especial Protección para las Aves
Región de Murcia	7	12	14
Castilla – La Mancha		3	1
Andalucía		3	2
Comunidad Valenciana	3		2
Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar	1	2	3

De las 177 masas de agua en la demarcación, 8 de las 63 masas de agua subterráneas y 93 de las 114 masas de agua superficiales están asociadas a los espacios Red Natura descritos anteriormente. Una misma masa de agua puede formar parte de uno o más espacios de la Red Natura, y, en consecuencia, estar relacionada en diferentes competencias de gestión.

6.3.1. Región de Murcia

La Región de Murcia es la competencia de gestión que tiene una mayor cantidad de masas de agua relacionadas con los espacios Red Natura. Se identificaron 3 masas de agua subterráneas, 41 masas de agua superficiales de la categoría río y 11 masas de agua costeras. En la Tabla 5 se presenta la distribución de las masas de agua en la red ecológica donde un total de 22 masas de agua forman parte diferentes espacios Red Natura.

Tabla 5. Espacios Red Natura 2000 relacionados con las masas de agua - Región de Murcia

Nombre	Tipo	Plan de gestión	Masas de agua Identificadas	
Cuatro Calas	LIC		Subterránea	1
Espacios Abiertos e Islas del Mar Menor	ZEC	Decreto 259/2019	Río natural Costera natural Subterránea	1 1 1
Franja litoral sumergida de la Región de Murcia	ZEC	Decreto 259/2019	Costera natural Costera muy modificada	9 1
Humedal del Ajauque y Rambla Salada	LIC ZEPA		Río natural Río muy modificado Subterránea	1 2 1
Isla Cueva de Lobos	ZEPA	Decreto 259/2019	Costera natural	1
Isla de Las Palomas	ZEPA	Decreto 259/2019	Costera natural	1
Isla Grosa	ZEPA	Decreto 259/2019	Costera natural	1
Islas e Islotes del Litoral Mediterráneo	ZEC	Decreto 259/2019	Costera natural	5

Nombre	Tipo	Plan de gestión	Masas de agua Identificadas	
Islas Hormigas	ZEPA	Decreto 259/2019	Costera natural	1
La Muela-Cabo Tiñoso	ZEPA		Costera natural	1
Lagunas de las Moreras	ZEPA		Costera natural	1
Lomas del Buitre y Río Luchena	LIC		Río natural Río muy modificado	2 1
Mar Menor	ZEC ZEPA	Decreto 259/2019	Río natural Costera natural Subterránea	1 1 1
Rambla de la Rogativa	ZEC	Decreto 55/2015	Río natural	1
Río Chícamo	LIC		Río natural	2
Río Mula y Pliego	ZEC	Decreto 11/2017	Río natural Río muy modificado	6 2
Río Quípar	ZEC	Decreto 55/2015	Río natural Río muy modificado	1 1
Saladares del Guadalentín	LIC ZEPA		Río natural Río muy modificado	2 1
Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar	ZEC ZEPA	Decreto 259/2019	Costera natural Subterránea	2 1
Sierra de La Muela	ZEC	Decreto 55/2015	Río natural	2
Sierra de Moratalla	ZEPA	Decreto 55/2015	Río natural	2
Sierra del Gavilán	ZEC	Decreto 55/2015	Río natural	1
Sierra del Gigante	LIC		Río natural Río muy modificado	1 1
Sierra del Molino, Embalse del Quípar y Llanos del Cagitán	ZEPA	Decreto 55/2015	Río natural Río muy modificado	6 2
Sierras de Ricote y La Navela	ZEC	Decreto 231/2020	Río natural Río muy modificado	1 1
Sierras del Gigante-Pericay, Lomas del Buitre-Río Luchena y Sierra de la Torrecilla	ZEPA		Río natural Río muy modificado	5 2
Sierras y Vega Alta del Segura y Ríos Alhárabe y Moratalla	ZEC	Decreto 55/2015	Río natural Río muy modificado	9 1

6.3.2. Castilla – La Mancha

Después de la Región de Murcia, Castilla – La Mancha es la competencia de gestión que presenta una cantidad considerable de masas de agua que tienen relación con los espacios Red Natura. Se identificaron 4 masas de agua subterráneas, 28 masas de agua superficiales de la categoría río y 2 de la categoría lago (Tabla 6). El río de naturaleza muy modificada de los Saladares de Cordovilla y Agramón y Laguna de Alboraj también forma parte del espacio Sierras de Alcaraz y de Segura y Cañones del Segura y del Mundo.

Tabla 6. Espacios Red Natura 2000 relacionados con las masas de agua - Castilla – La Mancha

Nombre	Tipo	Plan de gestión	Masas de agua identificadas	
Lagunas Saladas de Pétrola y Salobrejo y Complejo Lagunar de Corral Rubio	ZEC	Orden 106/2019	Lago natural Lago muy modificado Subterránea	1 1 2
Saladares de Cordovilla y Agramón y Laguna de Alboraj	ZEC	Orden de 07/08/2015	Río muy modificado Subterránea	1 2

Sierras de Alcaraz y de Segura y Cañones del Segura y del Mundo	ZEC ZEPA	Orden 32/2017	Río natural Río muy modificado	2 1 6

6.3.3. Andalucía

En la Tabla 7 se presentan los espacios Red Natura relacionados con masas de agua donde se identificaron 8 masas de la categoría río. El río natural de las Sierras del Nordeste (Sierra de la Sagra) también se encuentra en el espacio de las Sierras de Cazorla, Segura y las Villas.

Tabla 7. Espacios Red Natura 2000 relacionados con las masas de agua - Andalucía

Nombre	Tipo	Plan de gestión	Masas de agua identificadas	
Sierra María - Los Vélez	ZEC ZEPA	Decreto 191/2005	Río natural	1
Sierras de Cazorla, Segura y las Villas	ZEC ZEPA	Decreto 191/2017	Río natural Río muy modificado	6 1
Sierras del Nordeste (Sierra de la Sagra)	ZEC	Orden 13/05/2015	Río natural	1

6.3.4. Comunidad Valenciana

Con relación a las demás competencias de gestión, la Comunidad Valenciana tiene la menor cantidad de masas de agua relacionadas con los espacios Red Natura. En total se identificaron 3 masas de agua superficiales de naturaleza muy modificada, 1 río y 2 lagos, adicional a 1 masa de agua subterránea (Tabla 8). Ninguna masa de agua forma parte de dos o más espacios Red Natura.

Tabla 8. Espacios Red Natura 2000 relacionados con las masas de agua - Comunidad Valenciana

Nombre	Tipo	Plan de gestión	Masas de agua identificadas	
Dunes de Guardamar	LIC		Río muy modificado	1
El Fondo d´Elx-Crevillent	LIC ZEPA		Lago muy modificado Subterránea	1 1
Llacunes de La Mata i Torrevieja	LIC ZEPA		Lago muy modificado	1

6.3.5. Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar

En la competencia de gestión se identificaron 14 masas de agua costeras de las cuales 9 forman parte de diferentes espacios Red Natura (Tabla 9).

Tabla 9. Espacios Red Natura 2000 relacionados con las masas de agua - DGSCM

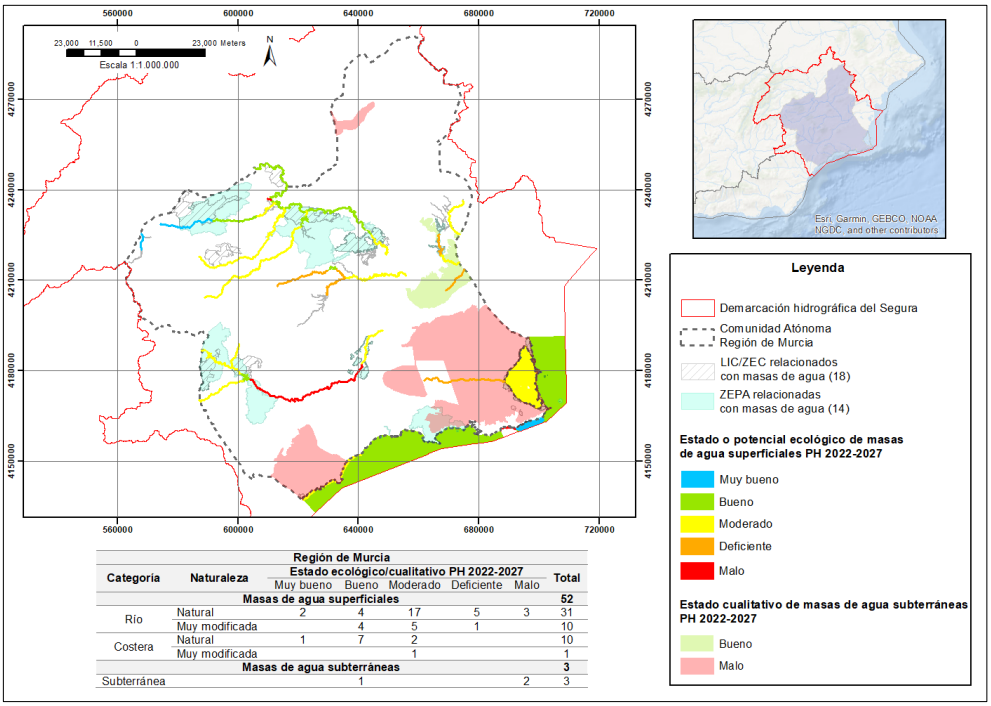
Nombre	Tipo	Plan de gestión	Masas de agua identificadas	
Espacio Marino Cabo Roig	LIC ZEPA		Costera natural	2
Espacio marino de los Islotes litorales de Murcia y Almería	ZEPA		Costera natural	4
Espacio marino de Tabarca-Cabo de Palos	ZEPA		Costera natural	5
Fondos Marinos Levante Almeriense	ZEC	Orden AAA/1366/2016	Costera natural	1
Valles submarinos del escarpe de Mazarrón	ZEC	Orden AAA/1366/2016	Costera natural Costera muy modificada	9 2

6.4. Estado ecológico y cuantitativo de las masas de agua relacionadas con la Red Natura

Con el propósito de sintetizar la información, el estado o potencial ecológico y el estado cuantitativo de las masas de agua se presenta de manera general en cada competencia de gestión a partir de la información referida en el Anejo 10 del proyecto de planificación 2022-2027, la distribución espacial de las masas de agua en formato shape del plan hidrológico 2015-2021 de la CHS y las salidas cartográficas de dominio público de los espacios protegidos de MITECO.

6.4.1. Región de Murcia

En la Región de Murcia alrededor del 65% de las masas de agua superficiales naturales y muy modificadas no alcanzan el buen estado y potencial ecológico. Condición similar a las masas de agua subterráneas donde 2 de las 3 masas tienen un estado cuantitativo inferior a bueno (Figura 4).



Región de Murcia

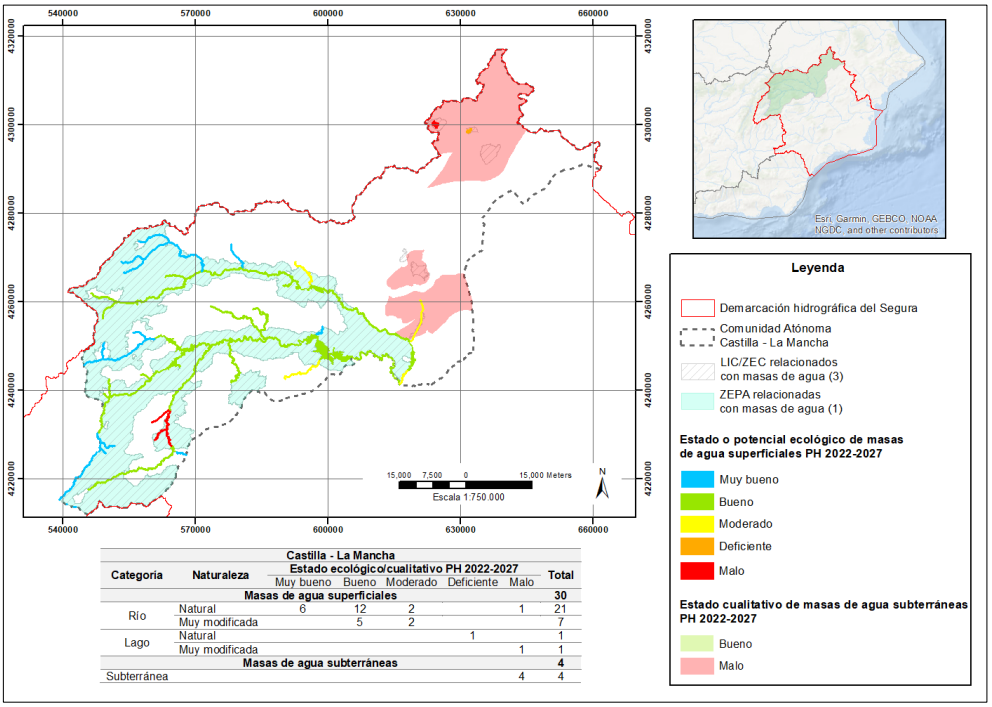
Categoría	Naturaleza	Estado ecológico/cualitativo PH 2022-2027					Total
		Muy bueno	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo	
Masas de agua superficiales							**52**
Río	Natural	2	4	17	5	3	31
	Muy modificada		4	5	1		10
Costera	Natural	1	7	2			10
	Muy modificada			1			1
Masas de agua subterráneas							**3**
Subterránea			1			2	3

Figura 4. Estado o potencial ecológico y estado cuantitativo de las masas de agua - Región de Murcia

Las masas de agua de algunos espacios Red Natura como la Isla Cueva de Lobos, Isla de Las Palomas, Isla Grosa, Islas Hormigas, La Muela-Cabo Tiñoso, Lagunas de las Moreras, Rambla de la Rogativa, Sierra de La Muela y Sierra de Moratalla tienen masas de agua superficiales naturales con un estado ecológico bueno o muy bueno.

6.4.2. Castilla – La Mancha

En Castilla – La Mancha el 18,2% de las masas de agua superficiales naturales y el 37,5% de naturaleza muy modificada presentan un estado y potencial ecológico inferior a bueno, mientras que, el estado cuantitativo de todas las masas de agua subterráneas no alcanza el buen estado (Figura 5).



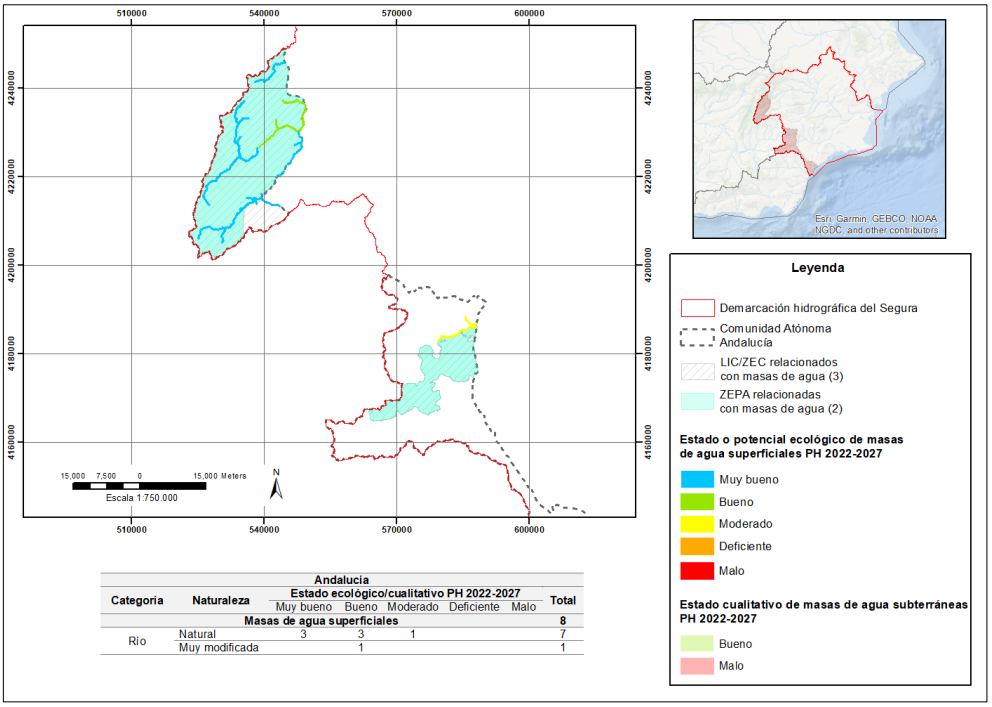
Castilla - La Mancha

Categoría	Naturaleza	Estado ecológico/cualitativo PH 2022-2027					Total
		Muy bueno	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo	
Masas de agua superficiales							**30**
Río	Natural	6	12	2		1	21
	Muy modificada		5	2			7
Lago	Natural				1		1
	Muy modificada					1	1
Masas de agua subterráneas							**4**
Subterránea						4	4

Figura 3. Estado o potencial ecológico y estado cuantitativo de las masas de agua - Castila – La Mancha

6.4.3. Andalucía

En la competencia de gestión de Andalucía solamente un río natural vinculado al espacio de la Sierra María - Los Vélez tiene un estado ecológico inferior a bueno (Figura 6). No se identifican masas de agua subterráneas que tengan relación con la red ecológica.

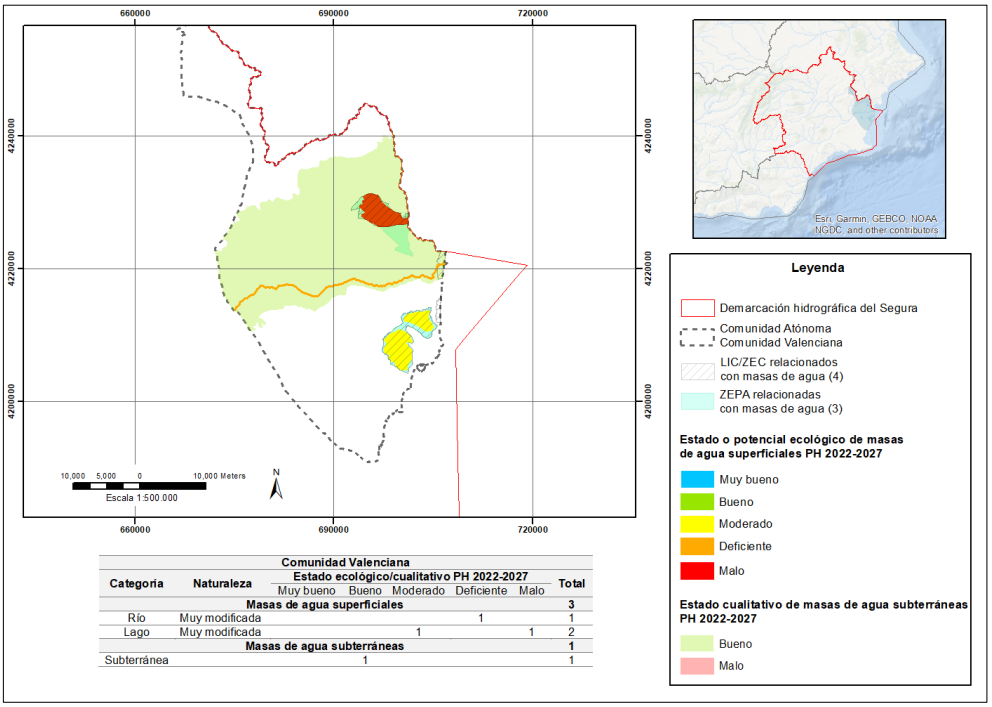


Andalucía						
Categoría	Naturaleza	Estado ecológico/cualitativo PH 2022-2027				Total
		Muy bueno	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo	
Masas de agua superficiales						8
Río	Natural	3	3	1		7
	Muy modificada		1			1

Figura 4. Estado o potencial ecológico y estado cuantitativo de las masas de agua - Andalucía

6.4.4. Comunidad Valenciana

En la Comunidad Valenciana todas las masas de agua superficiales de naturaleza muy modificada presentan un potencial ecológico inferior a bueno, mientas que, la masa de agua subterránea tiene un estado cuantitativo bueno (Figura 5). En la competencia de gestión no se identifican masas de agua naturales vinculadas con la red ecológica.



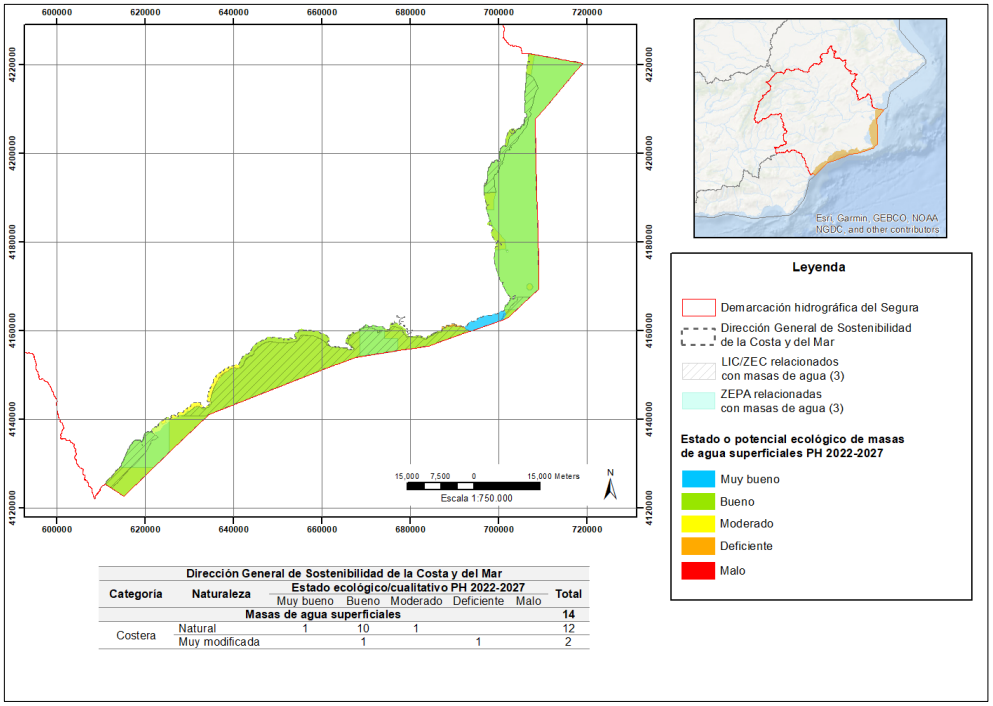
Comunidad Valenciana						
Categoría	Naturaleza	Estado ecológico/cualitativo PH 2022-2027				Total
		Muy bueno	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo	
Masas de agua superficiales						3
Río	Muy modificada				1		1
Lago	Muy modificada			1		1	2
Masas de agua subterráneas						1
Subterránea			1				1

Figura 5. Estado o potencial ecológico y estado cuantitativo de las masas de agua - Comunidad Valenciana

6.4.5. Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar

La DGSCM presenta 1 masa de agua natural y 1 de naturaleza muy modificada con un estado y potencial ecológico inferior a bueno (Figura 8). Al igual que en Andalucía, no se relacionan masas de agua subterráneas en los espacios Red Natura dependientes de agua.

Las masas de agua del Espacio Marino Cabo Roig, Espacio marino de Tabarca-Cabo de Palos y Fondos Marinos Levante Almeriense tienen un estado ecológico bueno o muy bueno.



Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar

Categoría	Naturaleza	Estado ecológico/cualitativo PH 2022-2027					Total
		Muy bueno	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo	
Masas de agua superficiales							14
Costera	Natural	1	10	1			12
	Muy modificada		1		1		2

Figura 6. Estado o potencial ecológico y estado cuantitativo de las masas de agua - DGSCM

6.5. Condición de los espacios Red Natura

De acuerdo con el estado o potencial ecológico de las masas de agua superficiales y al estado cuantitativo de las masas de agua subterráneas, se determina la condición de los espacios Red Natura en la demarcación hidrográfica del Segura siguiendo los criterios del aparto metodológico (Figura 9). Se evidencia que aquellos que presentan una condición crítica se ubican principalmente en el centro y al oeste de la demarcación, mientras que, el restante tiende a localizarse en los extremos muy próximos al límite del mar mediterráneo y a la demarcación hidrográfica del Guadalquivir.

En total se identificaron 24 LIC/ZEC y 11 ZEPA que tienen por lo menos una masa de agua con estado inferior a bueno. De las ZEPA reconocidas, 3 son independientes y el restante coexisten con los LIC o con las ZEC.

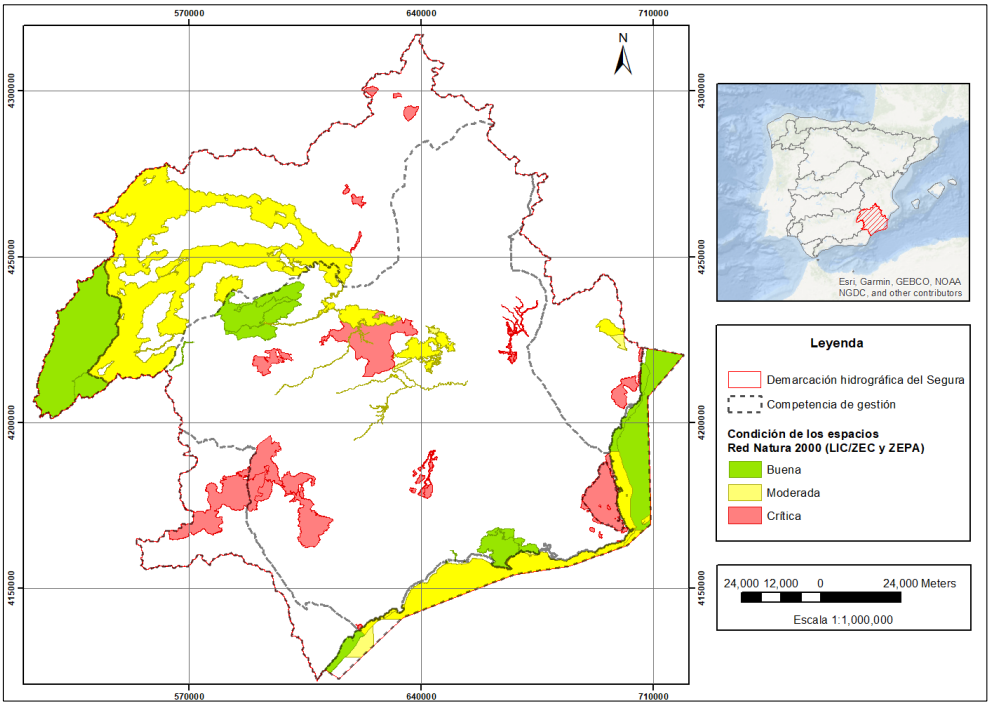


Figura 7. Condición de los espacios Red Natura 2000 en la demarcación relacionados con masas de agua

En la siguiente tabla se relacionan los espacios Red Natura por competencia de gestión que presentan una condición crítica.

Tabla 28. Espacios Red Natura 2000 que presentan una condición crítica

Nombre	Tipo	Porcentaje masas de agua con EE/PE y/o EC inferior a bueno[9]
Región de Murcia		
Cuatro Calas	LIC	100
Espacios Abiertos e Islas del Mar Menor	ZEC	100
Humedal del Ajauque y Rambla Salada	LIC ZEPA	75
Lomas del Buitre y Río Luchena	LIC	66,7
Mar Menor	ZEC ZEPA	100
Río Chícamo	LIC	100
Río Mula y Pliego	ZEC	87,5
Saladares del Guadalentín	LIC ZEPA	100
Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar	ZEC ZEPA	66,7
Sierra del Gavilán	ZEC	100
Sierra del Gigante	LIC	100
Sierra del Molino, Embalse del Quípar y Llanos del Cagitán	ZEPA	62,5
Sierras del Gigante-Pericay, Lomas del Buitre-Río Luchena y Sierra de la Torrecilla	ZEPA	85,7
Castilla – La Mancha		

[9] EE: Estado ecológico, EP: Potencial ecológico, EC: Estado cuantitativo

Nombre	Tipo	Porcentaje masas de agua con EE/PE y/o EC inferior a bueno[9]
Lagunas Saladas de Pétrola y Salobrejo y Complejo Lagunar de Corral Rubio	ZEC	100
Saladares de Cordovilla y Agramón y Laguna de Alboraj	ZEC	100
Andalucía		
Sierra María - Los Vélez	ZEC ZEPA	100
Comunidad Valenciana		
Dunes de Guardamar	LIC	100
Llacunes de La Mata i Torrevieja	LIC ZEPA	100

Por otra parte, en la Tabla 29 se relacionan los espacios Red Natura por competencia de gestión que presentan una condición moderada.

Tabla 29. Espacios Red Natura 2000 que presentan una condición moderada

Nombre	Tipo	Porcentaje masas de agua con EE/PE y/o EC inferior a bueno[10]
Región de Murcia		
Franja litoral sumergida de la Región de Murcia	ZEC	20
Islas e Islotes del Litoral Mediterráneo	ZEC	20
Río Quípar	ZEC	50
Sierras de Ricote y La Navela	ZEC ZEPA	50
Sierras y Vega Alta del Segura y Ríos Alhárabe y Moratalla	ZEC	50
Castilla – La Mancha		
Sierras de Alcaraz y de Segura y Cañones del Segura y del Mundo	ZEC ZEPA	18,5
Comunidad Valenciana		
El Fondo d´Elx-Crevillent	LIC ZEPA	50
Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar		
Espacio marino de los Islotes litorales de Murcia y Almería	ZEPA	25
Valles submarinos del escarpe de Mazarrón	ZEC	18,2

7. DISCUSIÓN

Una vez determinada la condición de los espacios Red Natura dependientes de agua, se analiza la situación global de la red ecológica en la demarcación hidrográfica del Segura. Como se puede evidenciar en la Figura 10, la Región de Murcia, que abarca gran parte de la extensión continental, requiere un esfuerzo significativamente superior para conservar y mantener los espacios de la red ecológica en comparación con las demás competencias de

[10] EE: Estado ecológico, EP: Potencial ecológico, EC: Estado cuantitativo

gestión, donde alrededor de un 70% de los espacios en la Región necesitan un seguimiento específico para alcanzar una buena condición. Por su parte, todos los espacios Red Natura en Castilla – La Mancha y la Comunidad Valenciana necesitan ser continuamente monitoreados por presentar una condición inferior a buena, al igual que un espacio de la competencia de gestión de Andalucía. Se destaca que la DGSCM no presenta ningún espacio con una condición crítica y 3 de los 5 espacios presentan una condición buena.

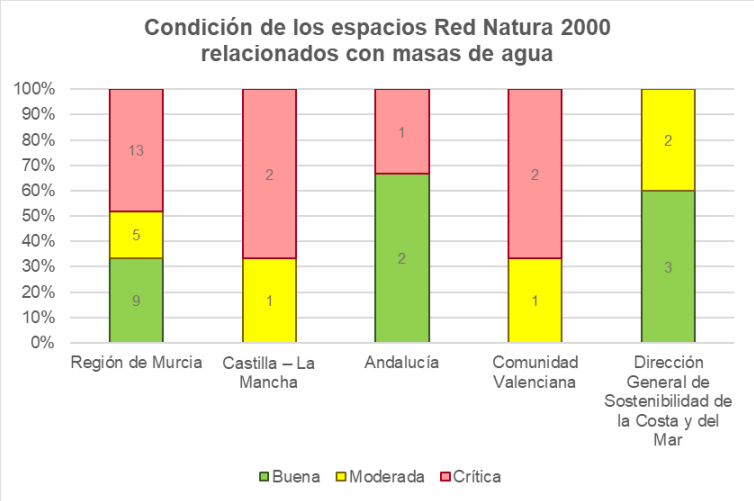


Figura 10. Condición de los espacios Red Natura relacionados con masas de agua

En los espacios Red Natura dependientes de agua donde se identifica una condición inferior a buena, aún persisten diversos factores antrópicos con incidencias significativas que no permiten la recuperación o el mantenimiento del estado natural de las masas de agua, y, por tanto, de los ecosistemas y la biodiversidad. De las masas de agua que presentan un estado inferior a bueno (Tabla 12), de manera general, no se evidencia una tendencia específica en la categoría de las masas vinculadas a los espacios Red Natura, sin embargo, las masas de agua naturales presentan en promedio un porcentaje más bajo respecto a las muy modificadas y a las masas de agua subterráneas. Si se analiza específicamente por competencia de gestión, la Región de Murcia requiere un mayor enfoque en el cumplimiento de los objetivos medioambientales de todas las masas de agua sin importar su categoría, Castilla – La Mancha en las aguas subterráneas, Andalucía en las masas de agua naturales, y la Comunidad Valenciana y la DGSCM en las de naturaleza muy modificada.

Tabla 12. Porcentaje de masas de agua con estado inferior a bueno

Dirección competente de gestión	Subterránea	Superficial	
		Natural	Muy modificada
Región de Murcia	67	66	64
Castilla – La Mancha	100	18	38
Andalucía		14	0
Comunidad Valenciana	0		100
Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar		8	50

Un estado o potencial ecológico inferior a bueno en las masas de agua afecta el comportamiento, la anatomía y las estrategias de supervivencia de las especies que en un principio se adaptaron al régimen hidrológico natural, así como la conectividad o continuidad longitudinal de los hábitats. La recuperación de los ecosistemas depende en gran medida del régimen natural de caudales que es intrínsecamente variable, algunos organismos acuáticos necesitan ciertos tipos de hábitats que no pueden mantenerse únicamente con caudales ambientales mínimos y requieren flujos de gran magnitud para subsistir (Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegaard, K.L., Ritcher, B.D., Sparks, R.E. & Stromberg, J.C, 1997).

Asimismo, un mal estado cuantitativo de las masas de agua subterráneas altera el equilibrio de los ecosistemas acuáticos generando una pérdida total o parcial de sus principales componentes. El efecto de la extracción de agua descontrolada en las masas subterráneas no tiene efectos inmediatos, pero si a lo largo del tiempo, por lo cual resulta necesario desarrollar medidas de actuación que anticipen los posibles daños que la sobreexplotación pueda causar a la biodiversidad asociada al medio acuático, especialmente en zonas costeras donde tiene lugar el proceso de intrusión salina.

Teniendo en cuenta lo anterior, y con el objeto de proporcionar una caracterización específica de la red ecológica que sea de utilidad en la gestión de los recursos hídricos y las zonas de protección de hábitats y especies, se analizan los diferentes aspectos descritos en el apartado metodológico a partir de la información referida en el proyecto de planificación 2022-2027 y los planes de gestión aprobados.

7.1. Región de Murcia

Desde el primer ciclo de planificación la masa de agua subterránea en el espacio Cuatro Calas presenta un mal estado cuantitativo a causa de la sobreexplotación, alcanzando un índice de explotación de 1,50 en el tercer ciclo de planificación, lo que ha generado el fenómeno de intrusión salina dando lugar a problemas en la calidad del agua por el aumento en las concentraciones de sales, fenómeno que se desea mitigar mediante la implantación, mantenimiento y conservación de una red de control. Adicionalmente, tiene problemas de contaminación puntual y difusa principalmente por actividades industriales y de agricultura. Se espera que en el 2039 alcance un buen estado con el cumplimiento de objetivos parciales en 2027 a causa de la alta contaminación por nitratos. Cabe resaltar que a la fecha no tiene un plan de gestión aprobado y por esto aún es considerado un LIC.

Por medio del Decreto 259/2019 se aprueba el plan de gestión de los Espacios Abiertos e Islas del Mar Menor, la Franja litoral sumergida de la Región de Murcia, las Islas e Islotes del Litoral Mediterráneo, el Mar

Menor, y las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar.

En los Espacios Abiertos e Islas del Mar Menor todas las masas de agua tienen un estado ecológico/cuantitativo inferior a bueno, condición que no mejora desde el primer ciclo de planificación. Se identifican alteraciones morfológicas, extracciones de agua que movilizan aguas salobres y contaminaciones históricas, puntuales y difusas que afectan la dinámica del ecosistema natural incluida la conectividad de hábitats y especies. No se establecen caudales ambientales mínimos en el río natural por ser un cauce semiárido con corrientes efímeras.

En la Franja Litoral, una masa de agua natural y la de naturaleza muy modificada tienen un estado inferior a bueno, donde en comparación con el segundo ciclo, la masa de agua natural empeora su estado ecológico de bueno a moderado dando lugar a actividades que disminuyen la riqueza de hábitats y especies. Las medidas para la conservación de la biodiversidad se fundamentan principalmente en la recuperación de la franja costera y humedales inundables a través del mantenimiento de dunas, la eliminación de estructuras costeras y la conservación de arrecifes; aunque el objetivo primario consiste en mitigar el impacto de las inundaciones a causa de las alteraciones morfológicas que se han desarrollado en la zona. También se identifica contaminación difusa por escorrentía urbana, pero no se plantean medidas de actuación para disminuir el impacto.

En las Islas e Islotes del Litoral Mediterráneo todas las masas de agua forman parte de otros espacios Red Natura, la única masa de agua que no logra el buen estado es aquella que clasifica como natural identificada también en la Franja Litoral sumergida de la Región de Murcia.

Al igual que el espacio Red Natura descrito anteriormente, el Mar Menor, y las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar tienen masas de agua que comparten varios espacios en la red ecológica que ya fueron analizados, se reconocieron 3 y 2 masas de agua respectivamente que no alcanzan un buen estado ecológico/cuantitativo desde el primer ciclo de planificación. Si bien, para cada ZEC los planes del gestión del Decreto 259/2019 relacionan unas medidas de conservación de hábitats y especies con acciones específicas para cumplir objetivos operativos como la reducción de la eutrofización y contaminación, la adopción de medidas para evitar impactos sobre la biodiversidad, la recuperación y/o restauración de hábitats de interés comunitario, la fomentación de una conducta ambientalmente responsable, la instalación de redes de seguimiento en las masas de agua, la mejora de usos y actividades tradicionales, entre otros; en el proyecto de planificación del tercer ciclo la integración se queda corta considerando que aquellas con un estado ecológico inferior a bueno no presentan mejora alguna desde el primer ciclo de

planificación y las problemáticas de contaminación, alteraciones morfológicas y explotación de recursos resultan ser bastante críticas. En el decreto también se aprueban los planes de gestión para las ZEPA Isla Cueva de Lobos, Isla de Las Palomas, Isla Grosa e Islas Hormigas, donde todas las masas de agua alcanzan un buen estado ecológico.

Por su parte, en el Humedal del Ajauque y Rambla Salada ninguna de las masas de agua superficiales alcanza un buen estado ecológico desde el anterior ciclo. La presión de mayor impacto en la biodiversidad por el cambio en el régimen hidrológico es la construcción del embalse de Santomera para la contención de avenidas. Es de especial interés que el caudal ambiental únicamente se determina para la masa de agua aguas arriba del embalse sin tener en cuenta la alteración de los hábitats y especies que aguas abajo se podrían encontrar de manera natural. En el programa de medidas se prevén actuaciones para la protección frente a inundaciones, pero no para conservar el régimen natural del cauce. Adicionalmente, se presenta contaminación puntual y difusa que se espera mitigar por medio de actuaciones que reduzcan la concentración de contaminantes y mejoren el tratamiento de depuración. El espacio de la red ecológica no cuenta con plan de gestión y se presume que las masas de agua dentro de este alcanzarán el buen estado en 2027.

En las Lomas del Buitre y Río Luchena, el estado ecológico de los ríos naturales es inferior a bueno, en comparación con el segundo ciclo, su estado empeora de bueno a moderado. Se identifican presiones por alteraciones morfológicas y contaminación por fuentes difusas con impactos significativos en la biodiversidad, especialmente en los hábitats. Para la conservación ecológica y la recuperación del buen estado de las masas de agua, dentro del programa de medidas se propone la ejecución de nuevas estaciones de aforo para el cumplimiento de caudales ambientales mínimos, así como la retirada de inertes en el río Turilla.

Otro decreto en el que se aprueba el plan de gestión de diferentes espacios Red Natura dentro de la competencia es el Decreto 55/2015 que abarca los espacios del Río Quípar, la Sierra del Gavilán, la Sierra del Molino, Embalse del Quípar y Llanos del Cagitán; las Sierras y Vega Alta del Segura y Ríos Alhárabe y Moratalla, y finalmente la Rambla de la Rogativa, la Sierra de La Muela y la Sierra de Moratalla que presentan una condición buena.

En el Río Quípar la masa de agua natural no logra el buen estado desde el primer ciclo a causa de las presiones relacionadas con la extracción de agua, alteraciones morfológicas y fuentes difusas de contaminación principalmente por actividades agrícolas que generan una perturbación en la estructura y conectividad de los hábitats y especies. Una situación similar ocurre en los espacios de la Sierra del Gavilán y la Sierra del Molino,

Embalse del Quípar y Llanos del Cagitán, donde las medidas de actuación consisten en garantizar los caudales ecológicos mínimos, la recuperación de la vegetación de ribera y la instalación de instrumentos de protección de fauna en las tomas de acequias. Es de anotar que en estos espacios algunas masas de agua están asociadas a una especie determinada para establecer el régimen de caudales ambientales resultado del estudio de la CHS. En la Sierra del Gavilán la masa de agua tiene un estado ecológico inferior a bueno, mientras que, en la Sierra del Molino, Embalse del Quípar y Llanos del Cagitán 5 de las 8 masas no alcanzan un buen estado o potencial ecológico, en ambos espacios la condición se mantiene desde el primer ciclo de planificación. Por otra parte, en la Sierra del Gavilán se identifican comunidades sensibles que inhiben su crecimiento a una concentración específica de fósforo, no obstante, las condiciones referencia del río para ese parámetro resultan ser más conservadoras. En los espacios descritos, a diferencia del espacio Humedal del Ajauque y Rambla Salada, se realiza el cálculo de los caudales ecológicos de las masas de agua que se encuentran aguas abajo de los embalses Argos y Quípar.

En las Sierras y Vega Alta del Segura y Ríos Alhárabe y Moratalla, el estado ecológico de 5 ríos naturales es inferior a bueno desde el primer ciclo de planificación. La conservación de la biodiversidad se ve afectada principalmente por cambios en la composición de especies y residuos, alteraciones morfológicas y extracciones de agua, donde, por medio de la protección de la vegetación de ribera y diversas actuaciones operativas en las infraestructuras hidráulicas se espera mejorar la condición actual de las comunidades y especies.

En el plan de gestión del Decreto 55/2015 se reconoce la importancia de no alterar las condiciones de las fuentes de agua y los factores determinantes que afectan la conservación del ecosistema, aun así, no se especifican requisitos adicionales para cada individuo o comunidad que estén relacionados con los recursos hídricos. Igualmente, de forma general, se estipulan directrices y regulaciones para integrar las condiciones ambientales de cada espacio Red Natura con el organismo de cuenca correspondiente.

En los espacios natura restantes correspondientes al Río Chícamo, el Río Mula y Pliego, los Saladares del Guadalentín, Sierra del Gigante, y Sierras del Gigante-Pericay, Lomas del Buitre-Río Luchena y Sierra de la Torrecilla, el estado ecológico de las masas de agua es inferior a bueno, donde 8 de las 16 masas de agua han deteriorado su estado en comparación con otros ciclos de planificación. Adicional a las presiones de los lugares descritos previamente, en el Río Chícamo y los Saladares de Guadalentín existen fuentes puntuales de contaminación. A excepción de la Sierra del Gigante, en la propuesta de planificación se plantean medidas para favorecer el mantenimiento y la conectividad de los hábitats y especies, y mitigar la

alteración del régimen hidrológico por cambios hidromorfológicos e hidrológicos.

El Río Mula y Pliego es el único espacio catalogado como ZEC con un plan de gestión aprobado que resulta ser uno de los más detallados en la competencia debido a que se presenta un registro de la biodiversidad afectada por cada una de las actividades que generan impacto, se resalta la importancia que tienen las estructuras hidráulicas de regulación y la canalización de cauces sobre todos los hábitats y especies en la modificación del régimen natural que dan lugar a la discontinuidad longitudinal de los ecosistemas por la existencia de tramos secos, se identifica que la transformación de la agricultura de secano a regadío intenso aumenta la superficie del terreno afectando la conectividad ecológica, entre otras.

7.2. Castilla – La Mancha

En las Lagunas Saladas de Pétrola y Salobrejo y en el Complejo Lagunar de Corral Rubio, aunque tienen un plan de gestión aprobado, todas las masas de agua identificadas presentan un estado o potencial ecológico y un estado cuantitativo inferior a bueno desde el primer ciclo de planificación, donde solamente se reconoce una leve mejora de estado en el lago natural. Los principales factores antrópicos que afectan los ecosistemas vinculados a las masas de agua son la extracción de agua, la eliminación de la vegetación en el perímetro de los cuerpos de agua y las fuentes de contaminación. De acuerdo con el plan de gestión, en los últimos años las actividades agrícolas han aumentado considerablemente la superficie de riego y la intensificación de cultivos dando lugar a la pérdida de conservación con los hábitats y especies. En la planificación se proponen medidas de actuación orientadas a reducir la contaminación y mejorar las condiciones morfológicas en las masas de agua superficiales, así como el desarrollo de un plan de ordenación de extracciones y un estudio de mayor detalle en las masas de agua subterráneas.

Al igual que las lagunas saladas y el complejo lagunar, las masas de agua en los Saladares de Cordovilla y Agramón y Laguna de Alboraj presentan un estado inferior a bueno. Esta condición no ha cambiado desde el primer ciclo de planificación y se espera que las masas de agua alcancen el buen estado en el 2027. En la masa de agua superficial la presión de mayor importancia es por alteraciones morfológicas, según se describe en el plan de gestión, el encauzamiento del cuerpo de agua disminuye drásticamente las inundaciones temporales que favorecen al asentamiento de vegetación afectando de forma negativa al ecosistema. Los objetivos medioambientales están direccionados a la recuperación de la morfología del río para garantizar la conectividad hídrica y la conservación de hábitats y especies, no obstante, no se presentan medidas para regular la captación de agua en el arroyo y garantizar un caudal ecológico mínimo. Con relación a las masas de agua subterráneas, la

sobreexplotación de acuíferos es la más representativa, de acuerdo con el plan de gestión en el sector oriental del Saladar de Cordovilla, el aumento de la actividad agrícola ha generado incluso la realización de zanjas de drenaje alterando el flujo superficial.

En las Sierras de Alcaraz y de Segura y Cañones del Segura y del Mundo de los 21 ríos naturales 3 tienen un estado ecológico inferior a bueno, y sólo 1 de los 6 de naturaleza muy modificada también presenta esta condición. En comparación con el segundo ciclo de planificación, uno de los ríos naturales empeora su estado pasando de bueno a malo y los restantes no lograron cumplir los objetivos medioambientales que se fijaron para el año 2021. El deterioro del estado en estas masas de agua parece estar relacionados principalmente a las presiones derivadas en las confluencias, donde el cuerpo de agua no alcanza su recuperación natural. Las presiones de mayor impacto son las relacionadas con alteraciones morfológicas para captación de agua que alteran radicalmente el régimen hidrológico natural de los ríos, según las medidas de gestión en la planificación, se espera recuperar la conectividad hídrica mediante la ejecución de nuevas estaciones de aforo para el control del caudal ambiental mínimo, la recuperación de la vegetación de ribera y otras actuaciones que favorecen la conservación de hábitats y especies en el espacio red natura.

7.3. Andalucía

La masa de agua identificada en la Sierra María – Los Vélez es la única que presenta un estado inferior a bueno, su condición empeora entre el primer y segundo ciclo de planificación y no logra alcanzar el buen estado en el tercer ciclo. La presión más significativa y que genera un impacto en la conservación de la biodiversidad es la modificación morfológica en el cuerpo de agua, para mitigar el impacto, en las medidas de actuación se propone naturalizar las protecciones del margen del río acompañado de la recuperación de la vegetación de ribera; en este caso, la CHS define que el control de los caudales ecológicos mínimos no es prioritario porque su régimen es prácticamente natural.

7.4. Comunidad Valenciana

En la competencia de gestión, todas las masas de agua de naturaleza muy modificada tienen un estado ecológico inferior a bueno, la condición se mantiene desde el primer ciclo para los espacios Dunes de Guardamar y El Fondo d´Elx-Crevillent, pero en el lago de Llacunes de La Mata i Torrevieja su estado empeora respecto al segundo ciclo. Ninguno de estos espacios se ha declarado como ZEC a pesar de que existen múltiples factores antrópicos que inciden directamente en los cuerpos de agua perjudicando la biodiversidad natural. Dunes de Guardamar es el espacio Red Natura que más se ve afectado por las presiones, entre las cuales se identifican alteraciones morfológicas, extracción o desvío

de agua, y contaminación por fuentes puntuales y difusas. En la planificación se plantea un número importante de medidas, similares a las de las competencias de gestión descritas anteriormente, para recuperar el estado del río, y, por tanto, del ecosistema y la biodiversidad. Respecto al caudal ecológico se realiza un estudio por tramos, ya que, una parte de la masa no cumple con el régimen ambiental, aun así, no se considera una medida de actuación.

En el lago El Fondo d´Elx-Crevillent se propone el desarrollo de estudios de caracterización y evaluación ambiental del sistema integral de zonas húmedas para contribuir a la conservación del ecosistema por la alteración de hábitats a causa de cambios hidrológicos. Las presiones son las mismas que en Dunes de Guardamar exceptuando el desvío de agua. Por otra parte, la masa de agua subterránea presente en el espacio Red Natura logra alcanzar el buen estado cuantitativo.

En la masa de agua dentro del espacio Llacunes de La Mata i Torrevieja se definen medidas para mejorar e incrementar el hábitat de nidificación de especies según el Anexo I de la Directiva 2009/147/CE a causa de cambios en la composición de especies y la contaminación difusa, no obstante, no se especifica con detalle las actuaciones a realizar.

7.5. Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar

El Espacio marino de los Islotes litorales de Murcia y Almería, y los Valles submarinos del escarpe de Mazarrón, a diferencia de los otros lugares Red Natura, tienen masas de agua con estado ecológico inferior a bueno, una masa de agua natural que comparte ambos espacios y otra de naturaleza muy modificada que se encuentra en los Valles submarinos. La masa de agua natural pasa de un estado bueno a moderado en el tercer ciclo aparentemente por residuos de prácticas agrícolas y contaminación de otras fuentes difusas que están generando un impacto significativo en el ecosistema incluida la conectividad entre hábitats. Por su parte, la masa de agua de naturaleza muy modificada tiene un estado deficiente desde el primer ciclo de planificación que se relaciona a contaminación histórica. En el programa de medidas, tanto para la masa de agua natural como la de naturaleza muy modificada, se plantean actuaciones para la recuperación de zonas inundables, mantenimiento de hábitats y especies naturales, y restauración de la franja costera donde se espera que la masa de agua alcance su buen estado en el 2027.

En los Valles submarinos del escarpe de Mazarrón se aprueba el plan de gestión bajo la Orden AAA/1366/2016, en la cual se identifican otro tipo de presiones relacionadas con la pesca de arrastre y actividades recreativas que pueden suponer una amenaza a un tipo de hábitat determinado, también se

relacionan objetivos para la conservación del estado favorable de los ecosistemas donde, en algunos tipos, es necesario realizar estudios detallados acerca la condición actual de conservación y la distribución espacio – temporal. Resulta de gran importancia que para el seguimiento y evaluación del espacio Red Natura se adoptaron indicadores de seguimiento con el propósito de lograr los objetivos operativos en un periodo de tiempo establecido, sumado a esto, se definen los usos y actividades que son objeto de regulación con las medidas reglamentarias y administrativas en el ámbito de la ZEC.

8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Resultado del desarrollo y análisis de la propuesta de integración entre la planificación hidrológica y la Red Natura 2000 en la demarcación hidrografía del Segura, se obtienen las conclusiones descritas a continuación.

- ✓ No se identifica una diferencia notable en el registro de los espacios Red Natura dentro de la demarcación hidrográfica del Segura entre el primer y el tercer ciclo de planificación.

- ✓ Varios espacios de la red ecológica en la demarcación no han sido oficialmente declarados oficialmente, y, por tanto, no cuentan con medidas de gestión y conservación necesarias que responden a los requerimientos ecológicos.

- ✓ La CHS desde el primer ciclo de planificación integra a la Red Natura como zonas de protección de hábitats y especies, presentando el registro de los hábitats y especies ligados al medio hídrico en cada espacio de la red, así como el listado de estos espacios asociados al medio acuático. Adicionalmente, a partir del segundo ciclo relaciona estado de conservación a las masas de agua, identifica las presiones de cada espacio y plantea medidas de gestión que pueden contribuir a la conservación de la biodiversidad y ecosistemas.

- ✓ La propuesta de integración permite reconocer los espacios dependientes de agua que requieren un seguimiento y control más riguroso en el proceso de gestión. La caracterización de los espacios con una condición moderada o crítica funciona como herramienta para direccionar y plantear medidas que favorezcan la conservación de hábitats y especies en el proceso de planificación.

- ✓ En todas las competencias de gestión se identificaron masas de agua vinculadas a espacios Red Natura que requieren de un seguimiento específico para que la red ecológica alcance una buena condición. De los 31 LIC/ZEC y 22 ZEPA relacionados con masas de agua, 24 LIC/ZEC y 11 ZEPA contemplan al menos una masa con un estado inferior a bueno.

- ✓ En la Región de Murcia 9 espacios Red Natura presentan una condición buena, 5 moderada y 13 crítica. En Castilla – La Mancha y la Comunidad Valenciana un espacio tiene una condición moderada y 2 presentan una condición crítica. En Andalucía 2 lugares tienen una condición buena y solamente en uno se cataloga como crítica. En la DGSCM 3 de los 5 espacios presentan una condición buena y el restante moderada.

- ✓ De las 177 masas de agua en la demarcación, 8 de las 63 masas de agua subterráneas y 93 de las 114 masas de agua superficiales están asociadas a los espacios Red Natura.

- ✓ No se evidencia una tendencia específica en la categoría de las masas de agua

vinculadas a los espacios Red Natura con un estado inferior a bueno.

- ✓ La mejora del estado o potencial ecológico y/o del estado cuantitativo de las masas de agua que forman parte de más de un espacio Red Natura pueden favorecer la condición de múltiples espacios de la red ecológica en la demarcación, razón por lo cual, sería pertinente implementar redes de control operativas para garantizar el cumplimiento de los objetivos medio ambientales relacionados con la conservación de hábitats y especies. Particularmente, en la Región de Murcia se identificaron cuatro espacios con estas características correspondientes a las Islas e Islotes del Litoral Mediterráneo, el Mar Menor, las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar, y las Sierras del Gigante-Pericay, Lomas del Buitre-Río Luchena y Sierra de la Torrecilla; exceptuando el último espacio, los demás cuentan con un plan de gestión aprobado bajo el Decreto 259/2019.

- ✓ Al menos una masa de agua vinculada a un espacio Red Natura deteriora su estado de un ciclo de planificación a otro, salvo en la competencia de gestión de Andalucía.

- ✓ Las alteraciones morfológicas y la contaminación por fuentes difusas son las presiones más persistentes en las masas de agua que forman parte de los espacios Red Natura, seguido de la explotación, extracción o desvío de agua; lo cual causa daños a la biodiversidad asociada al medio acuático, afecta el comportamiento, la anatomía y las estrategias de supervivencia de las especies que en un principio se adaptaron al régimen hidrológico natural, así como la conectividad o continuidad longitudinal de los hábitats.

- ✓ En el proyecto del plan hidrológico 2022-2027 las medidas de gestión para el mantenimiento y conservación de los hábitats y especies en las masas de agua vinculadas a la Red Natura consisten principalmente en la recuperación de la vegetación ribera, la instalación de redes de control y nuevas estaciones de aforo para garantizar el caudal ecológico mínimo, la recuperación de zonas inundables, el desarrollo de actuaciones operativas en infraestructuras hidráulicas, la instalación de elementos de protección, la recuperación de la franja costera, la reducción de la contaminación y la ejecución de estudios detallados para determinar el estado actual de conservación de la biodiversidad; considerando que estas medidas se establecen de manera general, se recomienda realizar fichas específicas en las que se involucre algún tipo de hábitat o especie, por ejemplo, donde se determine a que biodiversidad favorecen las actuaciones operativas en las infraestructuras hidráulicas o la implantación de la vegetación de ribera.

- ✓ El caudal ecológico mínimo como medida de actuación en las masas de agua constituye un factor determinante siempre y cuando se analice el régimen hidrológico natural del cauce que es intrínsecamente variable, ya que algunos organismos acuáticos necesitan ciertos tipos de hábitats que no pueden mantenerse únicamente con caudales ambientales mínimos y requieren flujos de gran magnitud para subsistir.

- ✓ En los planes de gestión de los espacios Red Natura se establecen medidas generales de conservación de hábitats y especies relacionadas con el medio hídrico, pero no se estipulan condiciones ambientales específicas para definir objetivos adicionales a los ya contemplados dentro de la planificación hidrológica. Aunque la CHS realiza un estudio para determinar estas condiciones ambientales solamente se consideran 14 de los 34 hábitats y 3 de las 117 especies relacionadas con el medio acuático. Por lo tanto, es necesario que las autoridades competentes y demás competencias involucradas elaboren y mantengan actualizadas las directrices de la Red Natura a partir de estudios detallados de biodiversidad que alternamente cumplan con los objetivos de la DMA, la Directiva 92/43/CEE de hábitats y la Directiva 2009/147/CE de aves.

- ✓ En el proyecto de planificación no se definen objetivos medioambientales relacionados con la conservación de hábitats y especies en todas las masas de agua asociadas a los espacios Red Natura que presentan una condición moderada o crítica.

- ✓ Aunque dos tercios de la red ecológica en la Región de Murcia tienen un plan de gestión aprobado, alrededor de la mitad de los espacios presentan una condición crítica. Situación similar en Castilla – La Mancha donde ningún espacio alcanza una condición buena.

- ✓ La Comunidad Valenciana es la única competencia de gestión donde ninguno de los espacios Red Natura dependientes de agua se ha declarado oficialmente como ZEC mediante un decreto jurídico.

- ✓ Los planes de gestión aprobados por el Decreto 11/2017, el Decreto 259/2019 y la Orden AAA/1366/2016 en la Región de Murcia y la DGSCM contemplan de manera detallada los efectos que las actividades antrópicas pueden causar sobre los ecosistemas y resaltan la importancia de realizar estudios de la condición actual de los hábitats y especies.

- ✓ La DGSCM es la única competencia de gestión que no presenta un espacio Red Natura con condición crítica, se destaca que en los planes de gestión aprobados bajo la Orden AAA/1366/2016 se adoptan indicadores de seguimiento con el propósito de lograr objetivos operativos en un periodo de tiempo establecido.

9. BIBLIOGRAFÍA

Castilla - La Mancha. Consejería de Agricultura, Medio Ambiente y Desarrollo Rural. Orden 106/2019, de 24 de junio, Plan de Gestión de la Zona de Especial Conservación (ZEC) Lagunas Saladas de Pétrola y Salobrejo y Complejo Lagunar de Corral Rubio ES4210004, en Albacete. [2019/6610]. Diario Oficial de Castilla - La Mancha núm. 137, de 13 de julio de 2019, páginas 27309 a 27476.

Confederación hidrográfica del Segura. (Diciembre 2013). Plan Hidrológico de la cuenca del Segura 2009/2015. Anejo 10. Programa de medidas. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

Confederación Hidrográfica del Segura. (Diciembre 2013). Plan Hidrológico de la cuenca del Segura 2009/2015. Anejo 4. Zonas Protegidas. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

Confederación hidrográfica del Segura. (Septiembre 2015). Plan Hidrológico de la demarcación del Segura 2015/2021. Anejo 10. Programa de medidas. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

Confederación Hidrográfica del Segura. (Septiembre 2015). Plan Hidrológico de la demarcación del Segura 2015/2021. Anejo 4. Zonas Protegidas. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

Confederación Hidrográfica del Segura, O.A. (Junio 2021). Propuesta de proyecto de Plan Hidrológico de la

Demarcación Hidrográfica del Segura (Revisión para el tercer ciclo: 2022-2027). Anejo 4. Zonas Protegidas. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Secretaría de Estado de Medio Ambiente. Dirección General del Agua.

Confederación Hidrográfica del Segura, O.A. (Junio 2021). Propuesta de proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Segura (Revisión para el tercer ciclo: 2022-2027). Anejo 5. Caudales ambientales. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Secretaría de Estado de Medio Ambiente. Dirección General del Agua.

Confederación Hidrográfica del Segura, O.A. (Enero de 2022). Ámbito territorial. Caracterización. Cuenca. Obtenido de https://www.chsegura.es/es/cuenca/caracterizacion/ambito-territorial/

Confederación Hidrográfica del Segura, O.A. (Enero de 2022). Cartografía e infraestructura de datos espaciales. Descarga de cartografía en formato SHP. Obtenido de https://www.chsegura.es/es/cuenca/cartografia/descarga-de-cartografia-en-formato-shp/

Confederación Hidrográfica del Segura, O.A. (Junio 2021). Propuesta de proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Segura (Revisión para el tercer ciclo: 2022-2027). Anejo 0. Resumen, revisión y actualización de la propuesta de proyecto de plan hidrológico del tercer ciclo. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Secretaría de Estado de Medio Ambiente. Dirección General del Agua.

Confederación Hidrográfica del Segura, O.A. (Junio 2021). Propuesta de proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Segura (Revisión para el tercer ciclo: 2022-2027). Anejo 10. Programa de medidas. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Secretaría de Estado de Medio Ambiente. Dirección General del Agua.

España. Jefatura de Estado. Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Boletín Oficial de Estado núm. 299, de 14/12/2007.

España. Jefatura de Estado. Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental. Boletín Oficial de Estado núm. 296, de 11/12/2013.

España. Jefatura de Estado. Ley 33/2015, de 21 de septiembre, por la que se modifica la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Boletín Oficial de Estado núm. 227, de 22 de septiembre de 2015, páginas 83588 a 83632.

España. Ministerio de Medio Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Orden AAA/1366/2016, de 4 de agosto, por la que se declaran zonas especiales de conservación de lugares de importancia comunitaria de la Región Marina Mediterránea de la Red Natura 2000. Boletín Oficial de Estado núm. 193, de 11 de agosto de 2016, páginas 57904 a 58468.

España. Ministerio de Medio Ambiente. Real Decreto 1664/1998, de 24 de julio, por el que se aprueban los Planes Hidrológicos de cuenca. Boletín Oficial de Estado núm. 191, de 11 de agosto de 1998, páginas 27296 a 27298.

España. Ministerio de Medio Ambiente. Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas. Boletín Oficial de Estado núm. 176, de 24 de julio de 2001, páginas 26791 a 26817.

España. Ministerio de Medio Ambiente. Real Decreto 125/2007, de 2 de febrero, por el que se fija el ámbito territorial de las demarcaciones hidrográficas. Boletín Oficial de Estado núm. 30, de 03/02/2007.

España. Ministerio de Medio Ambiente. Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica. Boletín Oficial de Estado núm. 162, de 7 de julio de 2007, páginas 29361 a 29398.

España. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica. Boletín Oficial de Estado núm. 229, de 22 de septiembre de 2008, páginas 38472 a 38582.

Gobierno de Castilla - La Mancha. (Enero de 2022). ZEC Saladares de Cordovilla y Agramón y laguna de Alboraj ES4210011. Obtenido de https://www.castillalamancha.es/gobierno/agrimedambydesrur/estructura/dgapfyen/rednatura2000/zecES4210011

Gobierno de Castilla - La Mancha. (Enero de 2022). ZEC-ZEPA Sierra de Alcaraz y Segura y cañones del Segura y del Mundo ES4210008-ES0000388. Obtenido de https://www.castillalamancha.es/gobierno/agrimedambydesrur/estructura/dgapfyen/rednatura2000/liczepaES4210008-ES0000388

Junta de Andalucía. Decreto 191/2005, de 6 de septiembre, por el que se aprueban el Plan de Ordenación de lor Recursos Naturales y el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Natural Sierra María-Los Vélez. Boletín Oficial de la Junta de Andalucía núm. 223, de 15 de noviembre de 2005, fásiculo 1 de 3.

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (2022). Banco de Datos de la Naturaleza (BDN). Información disponible. Red Natura 2000. Obtenido de

https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/red_natura_2000_inf_disp.aspx

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (2022). Biodiversidad y Bosques. Espacios protegidos. Red Natura 2000. Obtenido de https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/

Murcia. Consejo de Gobierno. Decreto n.º 55/2015, de 17 de abril, de Declaración de Zonas Decreto n.º 55/2015, de 17 de abril, de Declaración de Zonas Integral de los espacios protegidos Red Natura 2000 del Noroeste de la Región de Murcia. Boletín Oficial de la Región de Murcia, sumplemento núm. 1 del 109, de 14 de mayo de 2015, páginas 2 a 1394.

Murcia. Consejo de Gobierno. Decreto n.º 11/2017, de 15 de febrero, de declaración de la Zona Especial de Conservación (ZEC) de los Ríos Mula y Pliego, y aprobación de su plan de gestión. Boletín Oficial de la Región de Murcia núm. 46, de 25 de febrero de 2017, páginas 8758 a 9076.

Murcia. Consejo de Gobierno. Decreto n.º 231/2020, de 29 de diciembre, de declaración de Decreto n.º 231/2020, de 29 de diciembre, de declaración de La Navela, y de aprobación del Plan de gestión integral de los Espacios Protegidos Red Natura 2000 de la Sierra de Ricote y La Navela. Boletín Oficial de la Región de Murcia núm. 16, de 21 de enero de 2021, páginas 1256 a 9076.

Murcia. Consejo de Gorbierno. Decreto n.º 259/2019, de 10 de octubre, de declaración de Zonas Especiales de Conservación (ZEC), y de aprobación del Plan de gestión integral de los espacios protegidos del Mar Menor y la franja litoral mediterránea de la Región de Murcia. Boletín Oficial de la Región de Murcia, suplemento núm. 7 del 242, de 10 de octubre de 2019, páginas 2 a 956.

Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegaard, K.L., Ritcher, B.D., Sparks, R.E. & Stromberg, J.C. (1997). The Natural Flow Regime. BioScience, 769-784.

Unión Europea. Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Diario Oficial de la Unión Europea núm. 206, de 22 de julio de 1992, páginas 7 a 50.

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ

Y

UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

MASTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

PROYECTO DE FIN DE MASTER

Hidroquímica de las aguas de los pozos mineros de Hiendelaencina. Evaluación de posibles flujos contaminantes desde las balsas de lodos mediante tomografía eléctrica

AUTORA:
Vladyslava Pryimak

DIRECTORES:
Dr. David Gómez Ortiz (URJC)
Dr. Tomás Martín Crespo (URJC)

TUTOR:
Dr. Javier Lillo Ramos (URJC)

Alcalá de Henares, 16 de mayo de 2022

ÍNDICE

RESUMEN..... 95
1. INTRODUCCIÓN 95
1.1. Problemática ambiental y la necesidad de estudio..... 96
1.2. Aplicaciones de tomografía de resistividad eléctrica..... 97
1. 3. Antecedentes..... 98
2. OBJETIVOS 98
3. ZONA DE ESTUDIO 99
3.1.1. Geología..... 102
3.1.2. Hidrología 104
3.1.3. Climatología 104
3.1.4. Patrimonio sociocultural..... 104
4. METODOLOGÍA 105
4.1. Trabajo de campo (in situ)..... 106
4.1.1. Muestreo de aguas 106
4.1.2. Perfiles de geofísica..... 107
4.2. Trabajo en laboratorio (ex situ) y tratamiento de los datos..... 110
5. RESULTADOS..... 111
5.1. Composición química de aguas 111
5.2. Parámetros fisicoquímicos de aguas 114
5.3. Perfiles de geofísica..... 116
6. DISCUSIÓN 121
6.1. Aguas..... 121
6.2. Balsas de lodos..... 129
7. CONCLUSIONES 133
8. BIBLIOGRAFÍA..... 133
ANEXO 136

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Ubicación (coordenadas UTM ETRS89) de los puntos del muestreo..... 106
Tabla 2. Niveles freáticos en los puntos de muestreo..... 107
Tabla 3. Concentración en iones de las aguas de ambas campañas..... 113
Tabla 4. La concentración media y el rango de concentración en los pozos (excluyendo STA)..... 114
Tabla 5. Niveles de calidad de aguas subterráneas según ESDAT (2009)..... 126

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Labores a lo largo del Filón Rico en proyección vertical E-O. La escala horizontal y vertical es la misma. A: Pozos y galerías principales; B: Fallas; C: Zonas explotadas profundas; D: Gneis; E: Bancos de cuarcita; F: Cobertura sedimentaria; (Cuesta et.al., 1995). 96
Figura 2. Variación del nivel freático que provoca la construcción de una escombrera o balsa de lodos no permeabilizada sobre un acuífero libre (Rodríguez, 2002). 97
Figura 3. Ubicación del municipio de Hiendelaencina en España..... 100
Figura 4. Mapa de zona de estudio (sistema de coordenadas WGS 1984 UTM Zone 30N). 101
Figura 5. Mapa geológico recortado de la hoja 460 (Cuadrícula Lambert, Proyección UTM, elipsoide Internacional) (IGME). .. 103
Figura 6. Las instalaciones de relavado de lodos abandonadas cerca de las balsas (Regidor Ipiña et al., 2010). 105
Figura 7. Adquisición de datos mediante tomografía eléctrica de la balsa (izquierda) y muestreo en el pozo de la mina Santa Teresa (derecha)..... 106
Figura 8. Toma de muestra con bailer (izquierda) y medición con sonda multiparmétrica (derecha). 107

Figura 9. Situación y orientación de los perfiles de tomografía eléctrica realizados en la balsa en cada una de las campañas. 108
Figura 10. Montaje de equipo de TRE. ... 109
Figura 11. Dispositivo Wenner-Schlumberger (A y B — electrodos inyectores, M y N — electrodos de potencial). Fuente: edicionsupc. 110
Figura 12. Contenido en metales en el agua de la galería de la Zorra en ambas campañas. 112
Figura 13. Contenido en metales en las muestras de agua de pozos en ambas campañas. 112
Figura 14. Contenido en metales en el agua del pozo de la mina Santa Teresa en ambas campañas. 113
Figura 15. pH de las aguas muestreadas en ambas campañas 114
Figura 16. Conductividad eléctrica de las aguas muestreadas en ambas campañas. .. 115
Figura 17. Sólidos disueltos totales en las aguas muestreadas en ambas campañas. .. 115
Figura 18. Perfiles transversales H1 de ambas campañas. 117
Figura 19. Perfiles transversales H3 de ambas campañas. 119
Figura 20. Perfiles longitudinales H2 de ambas campañas. 120
Figura 21. Comparación de concentración de Fe en las muestras de distintas campañas. 121
Figura 22. Comparación de concentración de As en las muestras de distintas campañas. 122
Figura 23. Comparación de concentración de Zn en las muestras de distintas campañas. 122
Figura 24. Modificado del diagrama de Ficklin (1992) con la concentración en metales de aguas de otoño. 124
Figura 25. Modificado del diagrama de Ficklin (1992) con la concentración en metales de aguas de primavera. 124
Figura 26. Modificado del diagrama de Lewis (2010) con la influencia del pH en la solubilidad de As y Zn. 125
Figura 27. Diagrama de Schoeller-Berkaloff de aguas de la campaña de otoño 2020. ... 127
Figura 28. Diagrama de Schoeller-Berkaloff de aguas de la campaña de primavera 2021. 128
Figura 29. Perfiles de tomografía eléctrica interpretados (septiembre de 2020). 131
Figura 30. Perfiles de tomografía eléctrica interpretados (primavera de 2021). 132
Figura 31. Diagrama de Piper (otoño de 2020). ..... **¡Error! Marcador no definido.**
Figura 32. Diagrama de Piper (primavera de 2021). ..... **¡Error! Marcador no definido.**

TABLA DE ABREVIATURAS

Actlabs: *Activation Laboratories*

AEMET: Agencia Estatal de Meteorología

Esdat: *Environmental Database Management Software*

GPS: *Global Positioning System*

GR: georadar

IGME: Instituto Geológico y Minero de España

MAPAMA: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente

TE: tomografía eléctrica

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Proyecto de Investigación de M2167 "Caracterización geoambiental de las balsas mineras de Hiendelaencina" financiado por la Comunidad de Madrid y la URJC, en el marco del Grupo de Investigación de Alto Rendimiento GIGGA "Grupo de investigación en Geofísica y Geoquímica Ambiental", también de la URJC.

.

Me gustaría agradecer a Silvia Martín, Inmaculada Rodríguez, Tomás Martín y David Gómez por su apoyo en estos tiempos tan oscuros para mí y mi pueblo. A Tomás Martín por abrirme la puerta al mundo de la geoquímica, y a David Gómez el de la geofísica. Por su infinita paciencia y enseñanzas

RESUMEN

Las minas de plata del distrito minero de Hiendelaencina fueron una de las más importantes de España por su singularidad y riqueza. Su explotación durante décadas no sólo ha traído un importante desarrollo económico para la zona, sino también un potencial impacto procedente de las balsas de lodos, escombreras y pozos mineros abandonados. Una adecuada gestión de las mismas debe ser precedida por una caracterización hidroquímica y la evaluación de los residuos subproducto de la explotación minera.

Para llevar a cabo este trabajo se efectuaron dos campañas de campo, donde se tomaron muestras y se realizaron perfiles de tomografía eléctrica. Las muestras de agua se analizaron mediante diferentes técnicas, determinando su composición, y se procesaron e interpretaron los datos geofísicos obtenidos en el campo.

Los análisis realizados muestran la presencia de varios elementos contaminantes en las aguas de los pozos, en varios de los cuales el elevado contenido en arsénico apunta hacia la necesidad de una intervención. Las balsas de lodos presentan un especial riesgo debido al posible flujo de contaminantes hacia las aguas superficiales y subterráneas, tal y como muestra la tomografía eléctrica en ambas campañas, pudiendo impactar en los acuíferos y aguas superficiales alimentadas por estos.

1. INTRODUCCIÓN

El distrito minero de Hiendelaencina, ubicado en el centro de la Serranía de Atienza (Guadalajara, Castilla-La Mancha), es uno de los yacimientos argentíferos más singulares de la Península Ibérica. En primer lugar, cabe mencionar que los distritos dedicados exclusivamente a la extracción de plata en general no son tan comunes en el mundo comparativamente con otros metales. La plata normalmente se obtiene junto con otros metales en el aprovechamiento de sulfuros y sulfosales de yacimientos hidrotermales polimetálicos de Zn-Pb-(Cu-Ag). Hiendelaencina no solo destaca por su paragénesis, ya que en esta zona se encuentran los minerales propios de la plata, como discrasita (Ag_3Sb), los haluros de plata y plata en forma nativa, sino que también en la ley muy elevada de la plata extraída: esta ha tenido una alta concentración en el yacimiento, y un consecuente beneficio neto resultado de su explotación. (Calvo y Sevillano, 1992; López Gómez, 1969)

El funcionamiento del distrito, aunque con numerosas interrupciones, abarca el período desde el descubrimiento del primer filón de plata, a finales de siglo XIX, hasta casi siglo XXI, cuando se retrabajaron las escombreras antiguas y se crearon las balsas de lodos de la mina San Carlos (Calvo y Sevillano, 1992; de Pablo et al., 2013). La Figura 8 muestra el filón más importante del distrito — el "Filón Rico", nombrado así por su gran riqueza argentífera—, que, sin embargo, no es el

único. Distintas minas del distrito explotaron distintos filones, estando actualmente todas ellas inactivas (López Gómez, 1969).

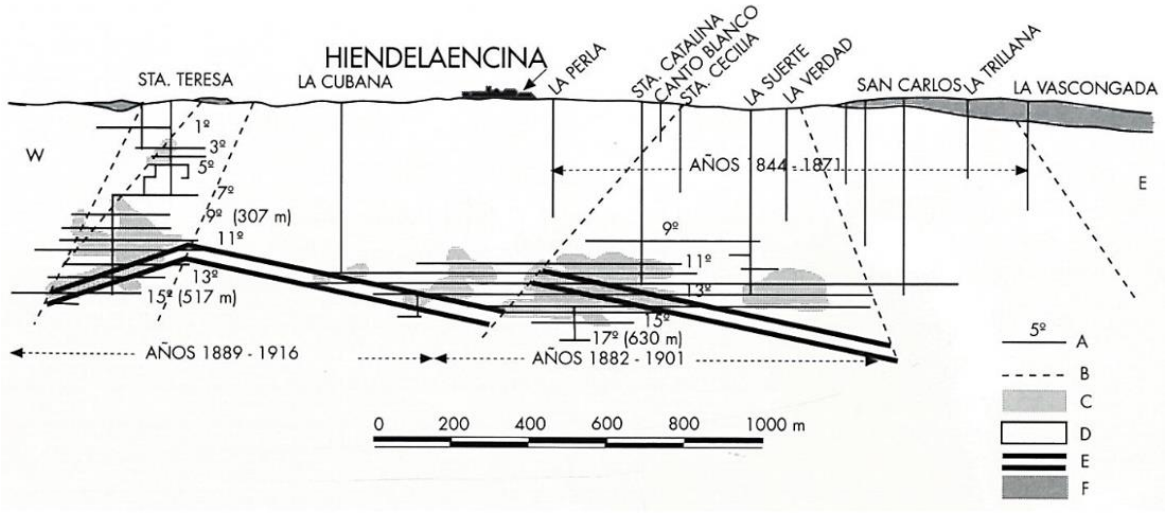


Figura 8. Labores a lo largo del Filón Rico en proyección vertical E-O. La escala horizontal y vertical es la misma. A: Pozos y galerías principales; B: Fallas; C: Zonas explotadas profundas; D: Gneis; E: Bancos de cuarcita; F: Cobertura sedimentaria; (Cuesta et.al., 1995).

1.1. Problemática ambiental y la necesidad de estudio

Según Rodríguez (2002), las actividades mineras y la metalurgia extractiva tienen indudables beneficios económicos y sociales, pero debido a la generación de una gran cantidad de residuos (sólidos, líquidos y gaseosos) están fuertemente ligadas a un riesgo medioambiental en absoluto desdeñable. Entre varios posibles impactos destaca la contaminación de los recursos hídricos: ecosistemas, aguas superficiales y subterráneas. Todo ello supone potencialmente un serio problema para su conservación y posterior utilización. Actualmente, la línea de investigación dedicada al estudio y solución de este problema es una de las actividades científicas prioritarias dentro del contexto de la conservación del patrimonio minero.

El efecto ambiental de los drenajes de aguas provenientes de las minas y escombreras es significativo: como advirtieron tras la evaluación del impacto ambiental los informes del año 1999 (a y b) del Instituto Geológico y Minero de España (IGME), las balsas de lodos de la mina San Carlos presentan una buena estabilidad, pero no están impermeabilizadas, y carecen de un sistema de recuperación y depuración de agua superficial, ya que el drenaje de lixiviados y agua infiltrada se realiza por la base. Aparte de las balsas, en el distrito minero de Hiendelaencina existen varios pozos abiertos que constituyen entradas directas a las galerías mineras inundadas por las aguas subterráneas tras la finalización de la explotación.

El área impactada puede extenderse más allá del propio distrito minero, y tanto el transporte eólico como el hídrico pueden ser factores decisivos en este aspecto. En cuanto a las balsas mineras, la fina granulometría de los lodos facilita la removilización del material y, al saturarse en agua, estos pueden comportarse como un fluido (García García, 2004). Adicionalmente, la disminución del tamaño del grano de los lodos es inversamente proporcional a su grado de exposición a los procesos de oxidación (González, 2011). Las condiciones hidrogeológicas, como por ejemplo los cambios en los niveles freáticos (Figura 9) e hidroquímicos locales, pueden variar significativamente. El aumento de concentración de metales pesados constituye un importante riesgo para los seres vivos, tanto flora como fauna, hasta llegar a ser letales (Rodríguez, 2002).

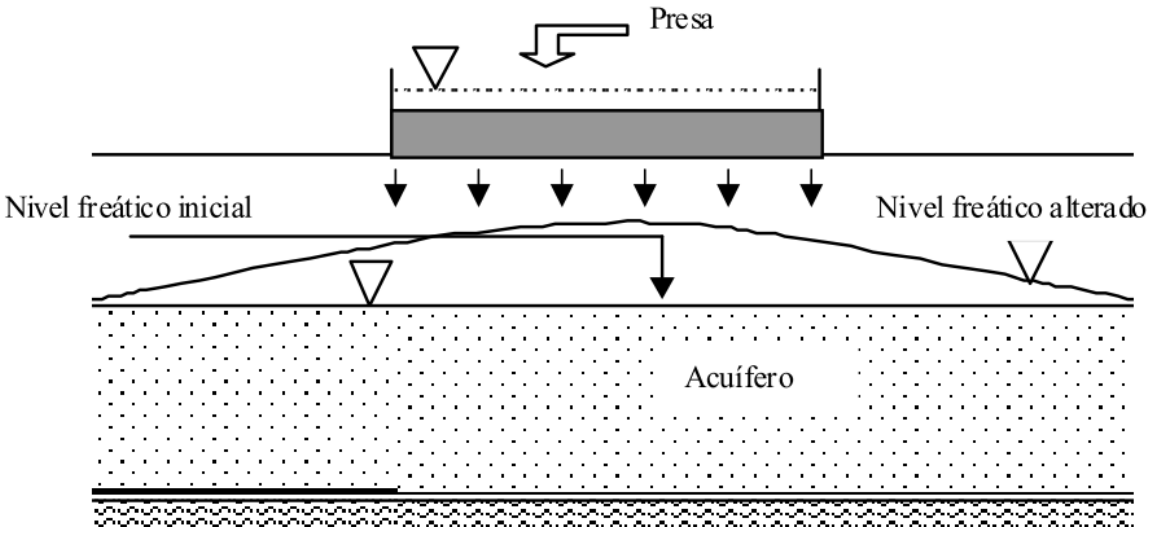


Figura 9. Variación del nivel freático que provoca la construcción de una escombrera o balsa de lodos no permeabilizada sobre un acuífero libre (Rodríguez, 2002).

1.2. Aplicaciones de tomografía de resistividad eléctrica

A pesar de que los fundamentos de las técnicas someras de prospección geofísica se conocían y se estudiaban desde hace un siglo, el verdadero interés en algunas de ellas por parte de la comunidad científica solo aparece desde la década de los 90, cuando aumenta exponencialmente. Esa popularidad es debida principalmente a avances en la toma y procesado de datos y modelización, y a que estas son técnicas no destructivas y accesibles en cuanto a coste. Se estima que las técnicas geofísicas más utilizadas en investigación en el período de 2002-2010 fueron el georadar (GR) y la tomografía eléctrica (TE) (Everett, 2013), siendo la última la que se aplicó en este trabajo.

La tomografía eléctrica se basa en la medición de la resistividad eléctrica de los materiales. Sus principios se comentan con más detalle en el apartado 4. Entre las principales ventajas de la tomografía eléctrica moderna se encuentran

su compatibilidad con otras técnicas geofísicas, la posibilidad de automatización de estudios, el rápido procesado de los datos y su disponibilidad a coste razonable (Daily et. al., 2004). Por tanto, esta técnica se ha convertido en uno de los métodos de prospección geofísica más versátiles, pudiendo aportar una amplia gama de soluciones para los estudios de casos medioambientales y problemas ingenieriles. Como señalan Aracil et. al. (2003), esta puede servir para identificaciones y caracterizaciones de rellenos de vertederos y balsas mineras y la identificación de plumas de contaminación. Además, es comúnmente utilizada en hidrología, como por ejemplo facilitando la cartografía de los acuíferos, la determinación de su vulnerabilidad y la calidad de aguas subterráneas.

1.3. Antecedentes

Los primeros estudios de la zona son informes mineros del siglo XIX. Mientras hubo actividades mineras en el distrito y después de que este se cerrara definitivamente, numerosos científicos, geógrafos e historiadores han colaborado en la documentación y recopilación de información de los archivos, junto con miembros de la comunidad local y trabajadores del distrito. Entre varios autores de lectura recomendable se encuentran el trabajo de López Gómez (1969) y el libro de *Hiendelaencina y sus minas de plata* (Gismera Angona, 2008).

Desde el punto de vista científico, se realizaron estudios geoquímicos, biológicos y geológicos muy detallados. Uno de los más importantes es el trabajo de investigación minera con enfoque petrológico del IGME (1972), cabiendo mencionar también los trabajos de Navidad (1975) y De Vos y Viaenne (1981). Aproximándonos al siglo XXI es destacable un artículo muy ilustrativo y completo sobre la mineralogía del distrito de Calvo y Sevillano (1992). También en el mismo, Martínez-Frías (1992) y Concha et. al. (1992) enfocan sus artículos en la paragénesis, el quimismo y las etapas y el proceso de mineralización.

Estudios similares a este trabajo en cuanto al empleo de técnicas como la prospección geofísica y caracterización geoquímica se realizaron previamente en otros distritos mineros de España. Por ejemplo, los distritos de Cartagena-La Unión o Almadén han sido estudiados por los investigadores de las universidades Rey Juan Carlos (e.g. Gómez-Ortiz et al., 2010; Martín Crespo et al., 2018) y de Castilla-La Mancha (e.g. Rodríguez et. al., 2008).

2. OBJETIVOS

Siendo la actividad minera un importante factor de presión sobre el Medio Ambiente, surge la necesidad de realizar un análisis geoambiental completo del distrito minero de Hiendalencina, donde se beneficiaron los minerales pertenecientes a la clase de sulfuros y sulfosales. Este trabajo en concreto abarca el

estudio de la balsa de lodos de la mina San Carlos haciendo uso de técnicas someras de prospección geofísica y el análisis geoquímico del agua de varios pozos del distrito y de la galería en la proximidad de la mina.

Objetivos generales del trabajo:

- Caracterización geoquímica de las muestras de agua de los pozos mineros y una galería de captación del distrito minero de Hiendelaencina.
- Determinación de la morfología de las balsas de lodos de la mina San Carlos mediante técnicas someras de prospección geofísica.

Los objetivos específicos consisten en:

- Preparación de las muestras de agua en laboratorio para el posterior análisis químico.
- Tratamiento y análisis de los datos de composición química de las muestras de agua.
- Tratamiento y análisis de los datos de conductividad eléctrica, pH y la concentración total de sólidos disueltos (TDS).
- Interpretación geológica de los perfiles realizados mediante tomografía eléctrica en 2D.
- Discusión de la utilidad de técnicas someras de prospección geofísica para la localización de estructuras, anomalías subterráneas, zonas con humedad, flujo del agua en el interior de la balsa y las posibles vías de contaminación por el drenaje desde una balsa no impermeabilizada.

3. ZONA DE ESTUDIO

El distrito minero de Hiendelaencina y el municipio homónimo pertenecen a la mancomunidad del Alto Rey de la provincia de Guadalajara, comunidad autónoma de Castilla-La Mancha (España) (Figura 10). Se trata de una zona situada sobre una llanura de 1.085 m de altitud, entre dos sierras del Sistema Central español: el Alto Rey y la Bodera, y, en este apartado, se describen sus características geológicas, climatológicas, hidrológicas y se menciona su patrimonio cultural.

Tanto las balsas de lodos de la mina San Carlos como los puntos de muestreo de aguas se ubican muy próximos al núcleo poblacional. Las balsas se encuentran a tan solo 1,5 km al noreste del municipio y son de tamaño medio, con una longitud aproximada de 400 m hoy en día (longitud inicial 600 m, IGME (1999a y 1999b)) y una altura de 12 m. Los pozos mineros y la galería pertenecientes al distrito, están distribuidos tal y como se muestra en el mapa (Figura 11).

Figura 10. Ubicación del municipio de Hiendelaencina en España.

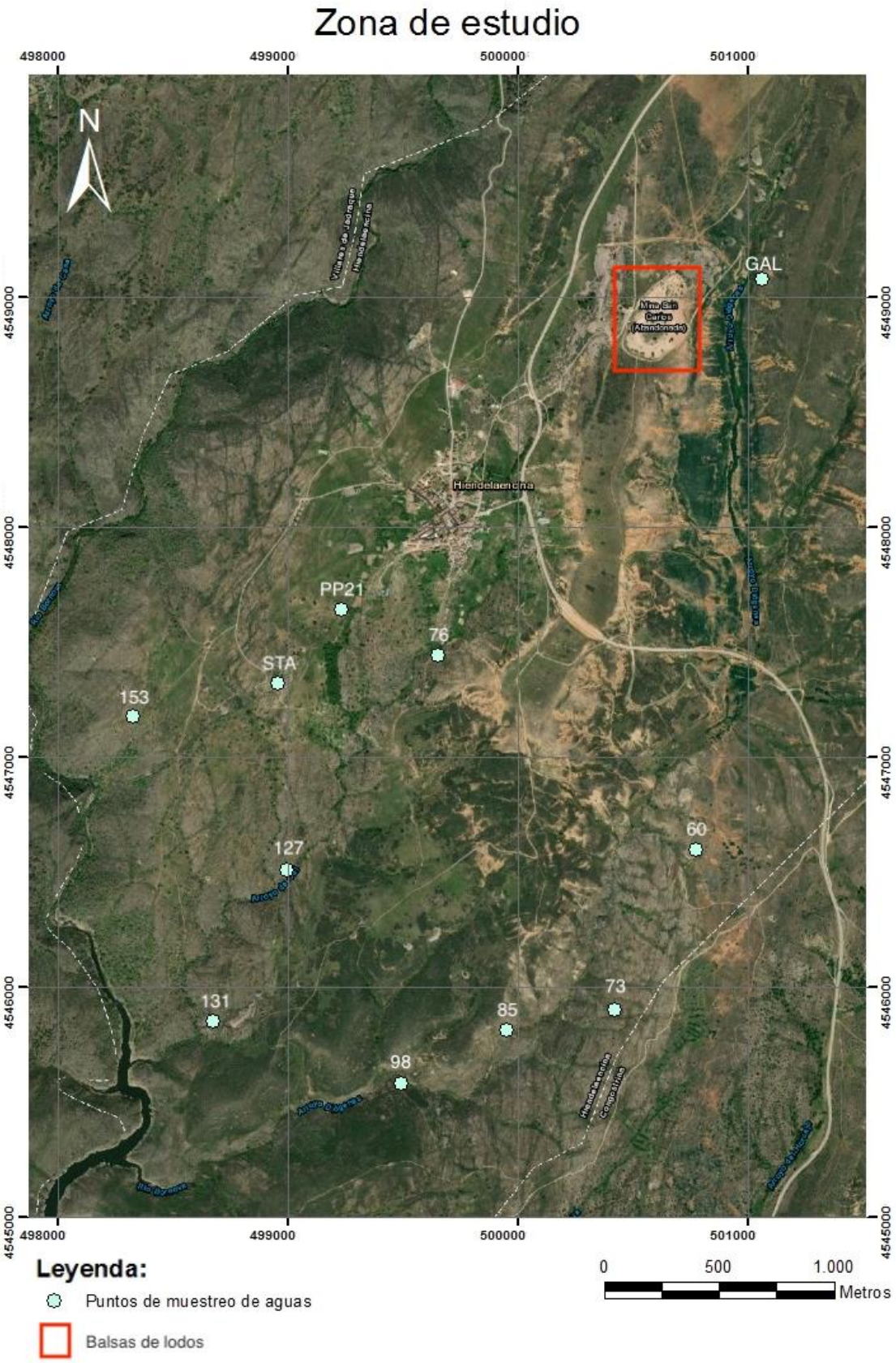


Figura 11. Mapa de zona de estudio (sistema de coordenadas WGS 1984 UTM Zone 30N).

3.1.1. Geología

Como se ha mencionado anteriormente, desde el punto de vista fisiográfico, Hiendelaencina está ubicada en la región noreste del Sistema Central Español, perteneciente a la zona Centroibérica del Macizo Hespérico (Concha et. al., 1992). Los materiales que comprenden la zona abarcan los tiempos geológicos desde el Precámbrico (rocas metamórficas) hasta el Cuaternario (materiales aluviales cerca de los cauces de los arroyos y ríos), y han sido afectados por ambas orogenias varisca y alpina (Belén y de Pablo, 2016). Por encima de los materiales metamórficas del Precámbrico, constituido por los gneises glandulares "Ollo de Sapo" y cuarcitas, se encuentran los materiales sedimentarios detríticos del Mesozoico y los conglomerados, areniscas y arcillas terciarias que se apoyan en discordancia erosiva sobre los materiales mesozoicos o directamente sobre los precámbricos. Sobre las unidades anteriores se deposita una delgada unidad de gravas y arenas de edad plio-cuaternaria denominada raña que constituye la llanura sobre la cual se sitúa el municipio (IGME, 1999a y 1999b; Portero et. al., 1982) (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).

El depósito argentífero de la zona se compone por varios filones, que se pueden agrupar por su edad relativa, mineralización, y/o la orientación, pero el más relevante de ellos es el Filón Rico. Los otros filones pueden tener sólo unos 20 cm de espesor, sin embargo, acorde a la investigación realizada por el IGME (1972) la longitud total explotada del Filón Rico llegó a ser de 1600 m y unos 700 m más del filón quedan todavía hacia el oeste sin explotar. Tiene una dirección media de N70°E y un buzamiento variable entre 85°S y 75°N (Portero et. al., 1982). Con anterioridad al estudio de IGME, la zonación de este se sabía a través de los informes mineros antiguos: la ganga, tanto el cuarzo como la barita, se encuentra los 100 hasta los 500 m de profundidad aproximadamente, mientras que la mena, los sulfuros y sulfosales, se encuentran a partir de los 200 m aproximadamente (Martínez-Frías, 1992).

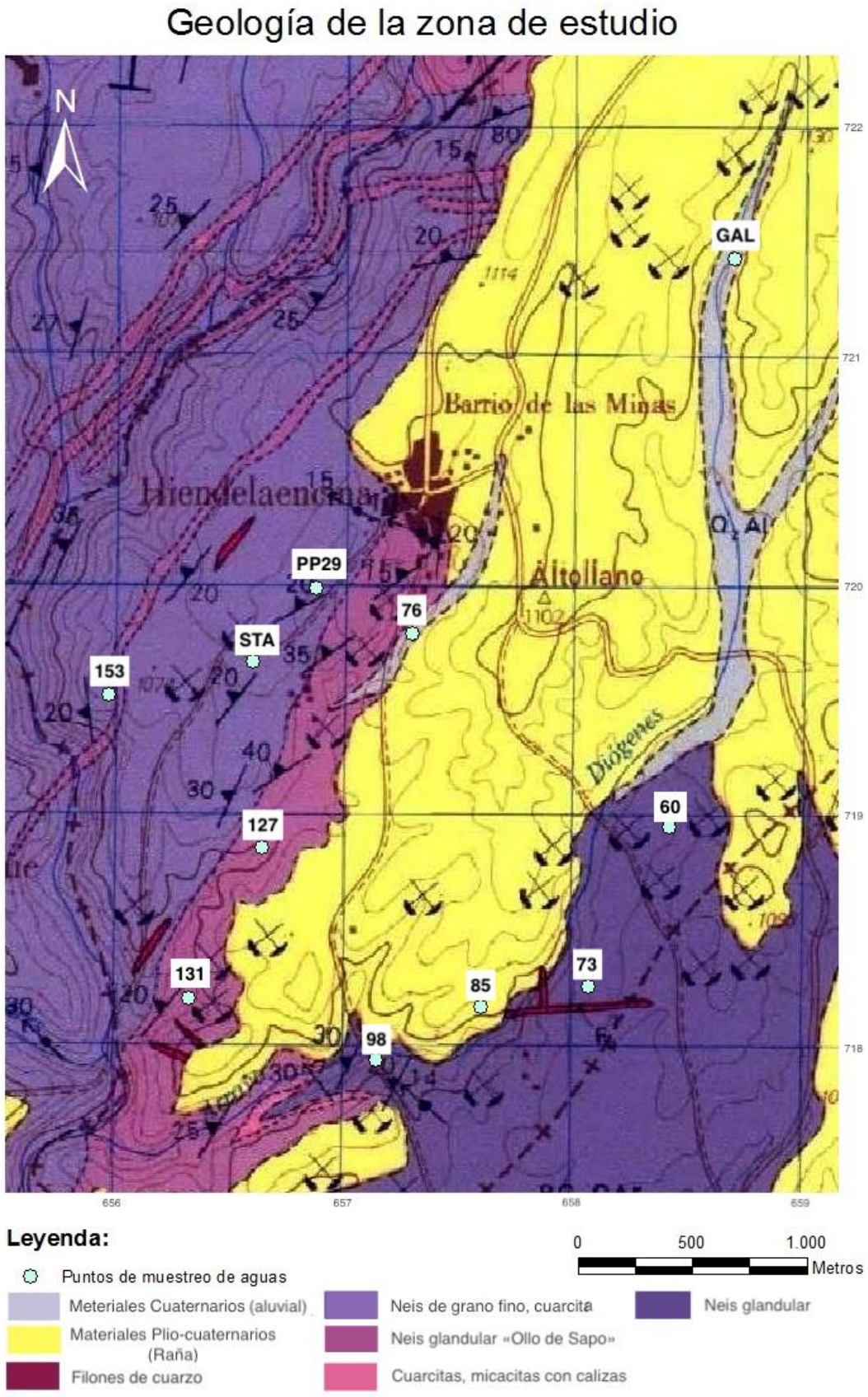


Figura 12. Mapa geológico recortado de la hoja 460 (Cuadrícula Lambert, Proyección UTM, elipsoide Internacional) (IGME).

3.1.2. Hidrología

La zona de estudio se encuentra en la cuenca del río Bornova, que es a su vez el afluente del Henares, perteneciente a cuenca hidrográfica del Tajo, una de las cuencas más importantes de España. La cota más baja del municipio se encuentra donde el río Bornova se represa en el embalse de Alcorlo (utilizado para el riego y abastecimiento). El propio núcleo de población se encuentra entre los cauces de los arroyos estacionales de la Cal y Diógenes. La fuente de abastecimiento de Hiendelaencina son principalmente los manantiales.

3.1.3. Climatología

La zona de estudio está clasificada climáticamente como mediterránea templada (Met) según J. Papadakis (Geoportal MAPAMA, 2022). Según Köppen (1931) está clasificada como "Csa", se trata de un clima templado caracterizado por veranos secos y cálidos, con escasas precipitaciones en invierno (Belén y de Pablo, 2016). Dado que la zona de estudio se sitúa en el centro de la Península Ibérica, el clima es de tipo continental.

La estación climatológica más cercana a Hiendelaencina es la de Sigüenza (indicativo 3130C). Según los registros de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), los valores climáticos normales para el período comprendido entre 1985 y 2010 son las siguientes: la temperatura media anual es bastante fresca y se encuentra entre 10-12,5 °C y la precipitación media acumulada anual es de aproximadamente 550 mm. La temperatura media mínima se encuentra alrededor de 5°C, mientras que la media máxima está dentro de los 15°C (Belén y de Pablo, 2016). La precipitación total acumulada en el año 2020 fue de aproximadamente 495 mm, mientras que en el 2021 fue de 433 mm (AEMET, 2022).

3.1.4. Patrimonio sociocultural

Después del cese de las actividades mineras del distrito que duraron alrededor de un siglo entero, el importante patrimonio industrial e histórico del distrito minero quedó en desuso y fue víctima del expolio (Figura 13). Destacan sobre todo las edificaciones e infraestructuras mineras, como las centrales hidroeléctricas, las instalaciones y los pozos abiertos, las balsas, etc. Aparte del deterioro de lo que una vez fue tecnología minera de extracción y procesado del material buena e innovadora, con el cierre de distrito de Hiendelaencina se produjo un descenso demográfico y económico del municipio (De Pablo et al., 2013). Durante las últimas décadas se desarrollaron y se propusieron varios estudios dedicados a la evaluación, la conservación y musealización del patrimonio de Hiendelaencina. Por ejemplo, su conversión en un gran recurso didáctico ha sido propuesto por De Pablo et al., (2013) de la Universidad Alcalá de Henares, mientras que Regidor Ipiña et al., (2010) planificaron la musealización del distrito. Actualmente el

principal archivo histórico y centro de conservación se encuentra en el propio núcleo poblacional, en el museo minero denominado "El país de la plata".

Cabe añadir que Hiendelaencina forma parte de la ruta turística "Camino del Cid" y que durante las campañas de campo se observó que la gente utiliza las balsas de lodos para actividades deportivas con motocicletas y quads.

Figura 13. Las instalaciones de relavado de lodos abandonadas cerca de las balsas (Regidor Ipiña et al., 2010).

4. METODOLOGÍA

Con el fin de cumplir los objetivos planteados en este trabajo, se llevaron a cabo dos campañas de campo en septiembre-octubre de 2020 y mayo de 2021. En ambas campañas se realizó el muestreo de agua de los pozos, así como la toma de datos geofísicos en las balsas mineras abandonadas (Figura 14).

Figura 14. Adquisición de datos mediante tomografía eléctrica de la balsa (izquierda) y muestreo en el pozo de la mina Santa Teresa (derecha).

4.1. Trabajo de campo (*in situ*)

4.1.1. Muestreo de aguas

Para el análisis geoquímico de las aguas se pudo acceder a un total de once puntos de muestreo (Figura 11;

Tabla **30**). Todas las muestras fueron georrefenciadas con un receptor GPS (modelo *MobileMapper CX* de *Magellan*). Nueve de estos puntos (PP29 a 98 en orden de ubicación de norte a sur) son pozos mineros destinados a diferentes funciones como, por ejemplo, ventilación y extracción del mineral; uno es la galería de captación de la Zorra (GAL) excavada en los materiales terciarios al NE de la mina San Carlos, y el último es el pozo minero principal de la mina Santa Teresa (STA).

Tabla 30. Ubicación (coordenadas UTM ETRS89) de los puntos del muestreo

Punto del muestreo	Coordenada X (m)	Coordeneda Y (m)	Elevación (m s. n. m.)
PP29	499232,5	4547641	1058,0
76	499654,2	4547446	1041,0
153	498327,3	4547176	1066,0
60	500776,6	4546596	1057,0
127	498996,5	4546508	1000,0
73	500423,3	4545904	1056,0
131	498675,3	4545851	973,0
85	499951,8	4545814	1013,8
98	499494,8	4545582	969,4
GAL	501063,1	4549078	1079,6
STA	498959,8	4547321	1064,0

Con la ayuda de una sonda piezométrica (modelo *101 P7* de la marca *Solinst Canada Ltd*) (Figura 14, derecha) se midó el nivel freático (

Tabla **31**). Las muestras se tomaron a unos 5 m de profundidad en cada uno de los pozos y en la boca de la galería (GAL).

Tabla 31. Niveles freáticos en los puntos de muestreo

	Campaña de otoño 2020	Campaña de primavera 2021
Punto del muestreo	Nivel freático (m)	
PP29	1054,9	1055,2
76	1037,5	1038,7
153	1063,4	1063,6
60	1051,7	1047,2
127	993,0	994,4
73	1050,0	1051,3
131	937,0	938,2
85	991,8	997,8
98	962,9	964,2
GAL	1079,6	1079,6
STA	1004,5	1007,0

Las muestras de aguas fueron tomadas con un *bailer* de polietileno de alta densidad (HDPE) de la marca *Van Walt* y, antes de conservarlas refrigeradas en botes limpios de volumen 0,5 L, se midieron sus parámetros fisicoquímicos con la sonda multiparamétrica *HI9828* de la marca *HANNA Instruments* (Figura 15) y se acidificaron las muestras destinadas al análisis de elementos mayores con 0,5 mL de HNO_3 (ácido nítrico) por cada 100 mL de agua, evitando inconvenientes tales como la metilación del arsénico.

Figura 15. Toma de muestra con bailer (izquierda) y medición con sonda multiparmétrica (derecha).

4.1.2. Perfiles de geofísica

En el estudio de la estructura y la heterogeneidad de relleno de las balsas de lodos de la mina San Carlos se ha hecho uso de la técnica de tomografía eléctrica. El método empleado se basa en la determinación de la resistividad eléctrica o, como la define Reynolds (2001), la dificultad que encuentra la corriente eléctrica al atravesar diferentes materiales y estructuras geológicas. Esta corriente se inyecta mediante electrodos en el terreno y dependiendo de la intensidad de esta, la distancia entre electrodos y la propia morfología del subsuelo se detectan las zonas de diferente potencial (Telford et al., 1990).

Esa técnica mide los valores de la resistividad eléctrica aparente, denominada así porque se refiere a una mezcla de resistividades en un terreno heterogéneo en distintos puntos y profundidades. La resistividad está directamente relacionada con la presencia de agua en los poros, que actúa como electrolito, lo que hace esta técnica especialmente útil para el estudio de rocas sedimentarias y sedimentos porosos (González, 2011). Para su determinación y la obtención de perfiles bidimensionales, existen varios dispositivos electródicos lineales. Esencialmente, con cuatro electrodos (dos para inyectar la corriente, A y B, y dos para medir la diferencia del potencial entre ellos, M y N) y el factor geométrico conocido se puede calcular la resistividad con cualquier dispositivo tetraelectródico. Cada uno de ellos tiene sus ventajas y desventajas, las principales diferencias consisten en la fortaleza de la señal y la sensibilidad. Las configuraciones más convencionales son Schlumberger, Wenner, dipolo–dipolo, polo–dipolo, y polo–polo (Everett, 2013).

Se realizaron un total de seis perfiles de tomografía eléctrica con el equipo del fabricante *Iris Instruments* (modelo *Syscal Kid Switch 48*): dos transversales (H1 y H3), de orientación O-E, y uno longitudinal (H2), de orientación N-S tanto en la campaña de

otoño de 2020 como en la de primavera de 2021 (Figura 16).

Figura 16. Situación y orientación de los perfiles de tomografía eléctrica realizados en la balsa en cada una de las campañas.

El montaje consiste en la conexión a la unidad central de medición de dos bobinas de cable con 24 conectores cada una, extendidas a ambos lados del equipo, como se muestra en la Figura 17. Estos cables están conectados a su vez a los electrodos (estacas de acero inoxidable) clavados en el suelo con un espaciado de 5 m entre ellos. De esta manera, se realizan perfiles de una longitud máxima de 235 m, que pueden enlazarse consecutivamente hasta alcanzar la longitud de perfil deseada.

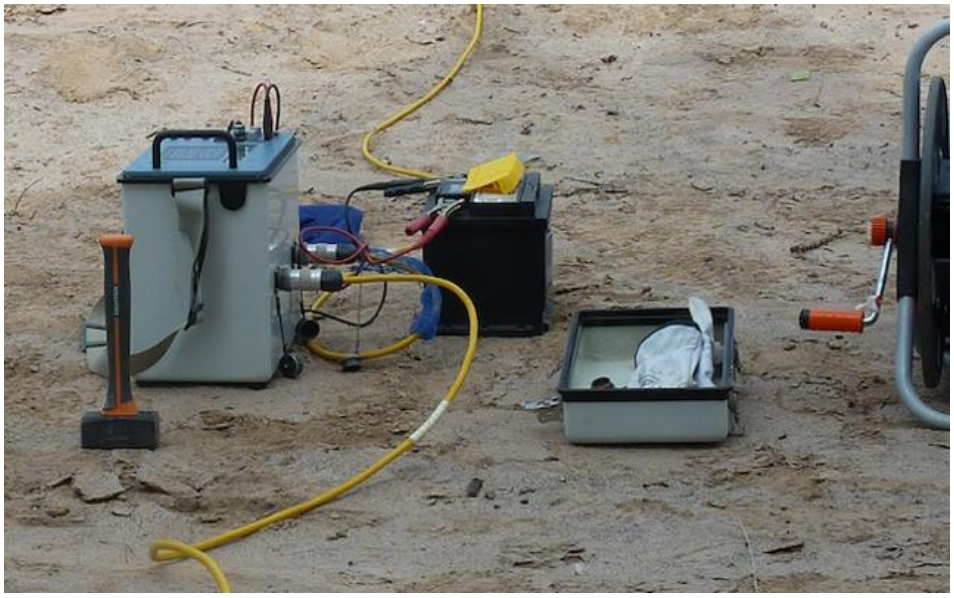


Figura 17. Montaje de equipo de TRE.

A fin de poder realizar una comparación de los resultados obtenidos en diferentes épocas del año, y con diferentes condiciones de humedad, la ubicación de los perfiles de ambas campañas coincide. Sin embargo, en la campaña de campo de 2021 y a la vista de los resultados obtenidos en la campaña anterior, se aumentó la longitud de los perfiles H2 y H3 para alcanzar una profundidad mayor. Cabe destacar otra diferencia en el caso del perfil longitudinal H2. Este perfil, al ser el de mayor longitud, está compuesto por otros perfiles consecutivos más cortos enlazados y parcialmente superpuestos; en la campaña de 2020 se enlazaron solo dos perfiles individuales, mientras que en la campaña de 2021 se enlazaron tres con el mismo objetivo de profundizar más.

Para todos los perfiles se eligió la configuración Wenner-Schlumberger (Figura 18), que se caracteriza por una señal moderadamente alta, sensibilidad a estructuras horizontales y verticales, y una buena relación general entre la resolución y profundidad (e.g. Gómez-Ortiz et al., 2010; Martín Crespo et al., 2018). Además, para asegurar la fiabilidad de los datos obtenidos, el equipo realiza seis medidas consecutivas por cada cuadripolo de electrodos, calculando el error medio cuadrático de las mismas y almacenando el valor medio de las medidas siempre que ese error sea inferior al 2%.

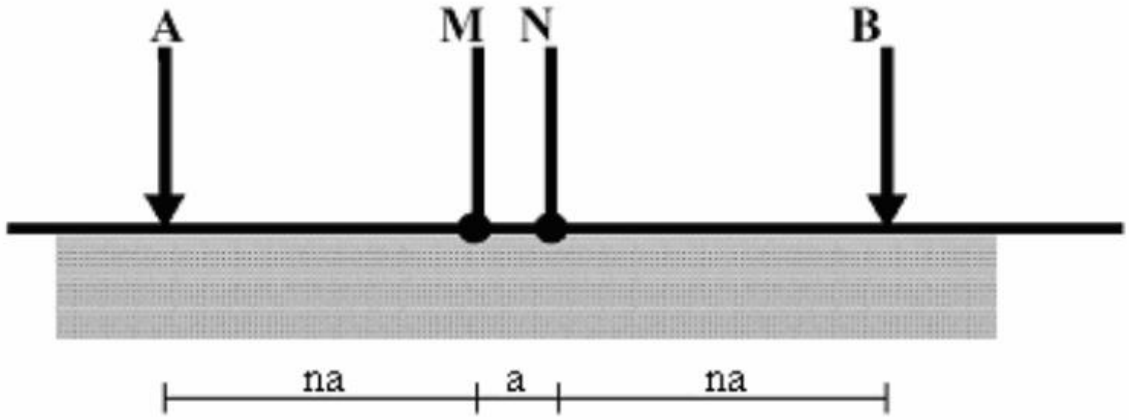


Figura 18. Dispositivo Wenner-Schlumberger (A y B — electrodos inyectores, M y N — electrodos de potencial). Fuente: edicionsupc.

4.2. Trabajo en laboratorio (*ex situ*) y tratamiento de los datos

El análisis de las concentraciones de carbonatos, bicarbonatos (realizados mediante Potenciometría), aniones, cationes (realizados mediante Cromatografía Iónica) y metales (realizados mediante Espectrometrías ICP-MS e ICP-OES) fue efectuado en el Centro de Apoyo a la Investigación de Ciencias de la Tierra y Arqueometría de la Universidad Complutense de Madrid. Los metales también se analizaron mediante Espectrometría de

Masas con Plasma Acoplado Inductivamente en un laboratorio externo certificado, Activation Laboratories (Actlabs) de Canadá. Los límites de detección de medida de estos fueron: 0,01 µg/L para Cd y Pb, 0,2 µg/L para Cu, 0,03 µg/L para As, 0,1 µg/L para Ba y Mn, 0,3 µg/L para Ni, 0,5 µg/L para Zn y 10 µg/L para Fe.

La etapa de pretratamiento de las muestras es imprescindible, y consiste en el filtrado con filtros de acetato de celulosa de 0,45 µm, de este modo se separan del agua las partículas en suspensión mayores de 3 µm. También es importante mantener las muestras constantemente refrigeradas hasta que éstas lleguen al laboratorio para evitar las posibles alteraciones de pH.

Se han tomado los valores de la analítica que se encontraban por debajo del límite de cuantificación, como el propio valor del límite. Para el tratamiento de los datos se han utilizado los siguientes softwares: Microsoft Excel, "EASY QUIM", diseñado por el Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental de la Universidad Politécnica de Cataluña. Con ellos se han calculado los balances químicos, se ha analizó las muestras estadísticamente y se han representado gráficamente la composición y los parámetros fisicoquímicos de las aguas.

El software utilizado para la inversión de los datos de resistividad es el RES2DINV versión 6.2, de Geotomo Software. Previamente se realizó un control de calidad de las medidas de resistividad para eliminar aquellas en las que la relación señal/ruido sea baja. Para ello, todas las medidas de resistividad aparente con un error medio cuadrático superior al 2% fueron eliminadas antes de la modelización. El programa de modelización permite obtener, a partir del conjunto de medidas de resistividad aparente, un perfil 2D de medidas de resistividad real mediante una inversión por elementos finitos. A partir de un modelo inicial sencillo, y mediante un proceso iterativo, el programa calcula un modelo de resistividades que reproduzca de la manera más precisa posible el conjunto de medidas de resistividad obtenidas en campo. El proceso iterativo finaliza cuando el error medio cuadrático entre el modelo y los datos de campo está por debajo de un valor bajo, inferior al 10%, o bien cuando se alcance un número de iteraciones suficientemente grande. Un error medio cuadrático del modelo de resistividad inferior al 10% asegura que dicho modelo es fiable y ajustado a los datos de campo, y por tanto reproduce la estructura geoeléctrica de manera precisa.

5. RESULTADOS

5.1. Composición química de aguas

En la Figura 19, Figura 20 y Figura 21 se han representado los contenidos de los metales potencialmente contaminantes en las aguas de cada uno de los puntos de muestreo. Generalmente, se observa una tendencia al aumento de concentración de metales en las

muestras de primavera de 2021 en comparación con los de otoño de 2020, tanto en los pozos como en la galería o el pozo principal de la mina Santa Teresa. Las cantidades de Ni, Cd y Pb, siendo estos los elementos más alarmantes en el agua (junto al As y el Hg) no superan 1 µg/L en ninguno de los pozos muestreados en la campaña de otoño, y aumentan mínimamente en primavera. El aumento más significativo de estos elementos sobre todo se ve en los puntos 131, 98, 85 ubicados al sur de la zona de estudio. La diferencia más apreciable entre las concentraciones de las dos campañas es la del Fe, la del Mn en algunos puntos, como el pozo PP29 y la galería, y la del Zn. Sin embargo, este último es el único metal cuya concentración disminuye de una campaña a la siguiente en todos los pozos y en la galería.

Como se muestra en la Figura 19 la concentración de metales en el agua de la galería que se ubica en la proximidad de la balsa de lodos es similar a las muestras de los pozos representados en la Figura 20. Solo destaca el As, cuya concentración es menor que en los demás puntos a excepción del pozo 153, que tiene valores de concentración muy similares.

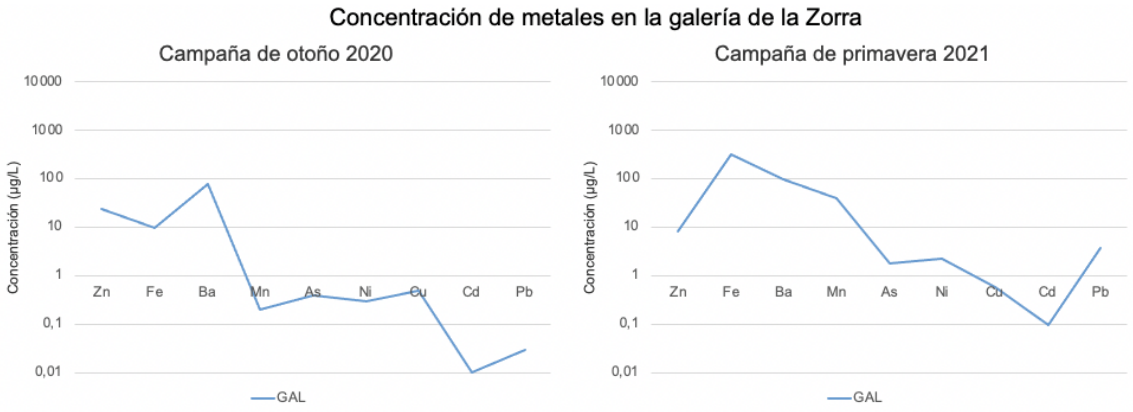


Figura 19. Contenido en metales en el agua de la galería de la Zorra en ambas campañas.

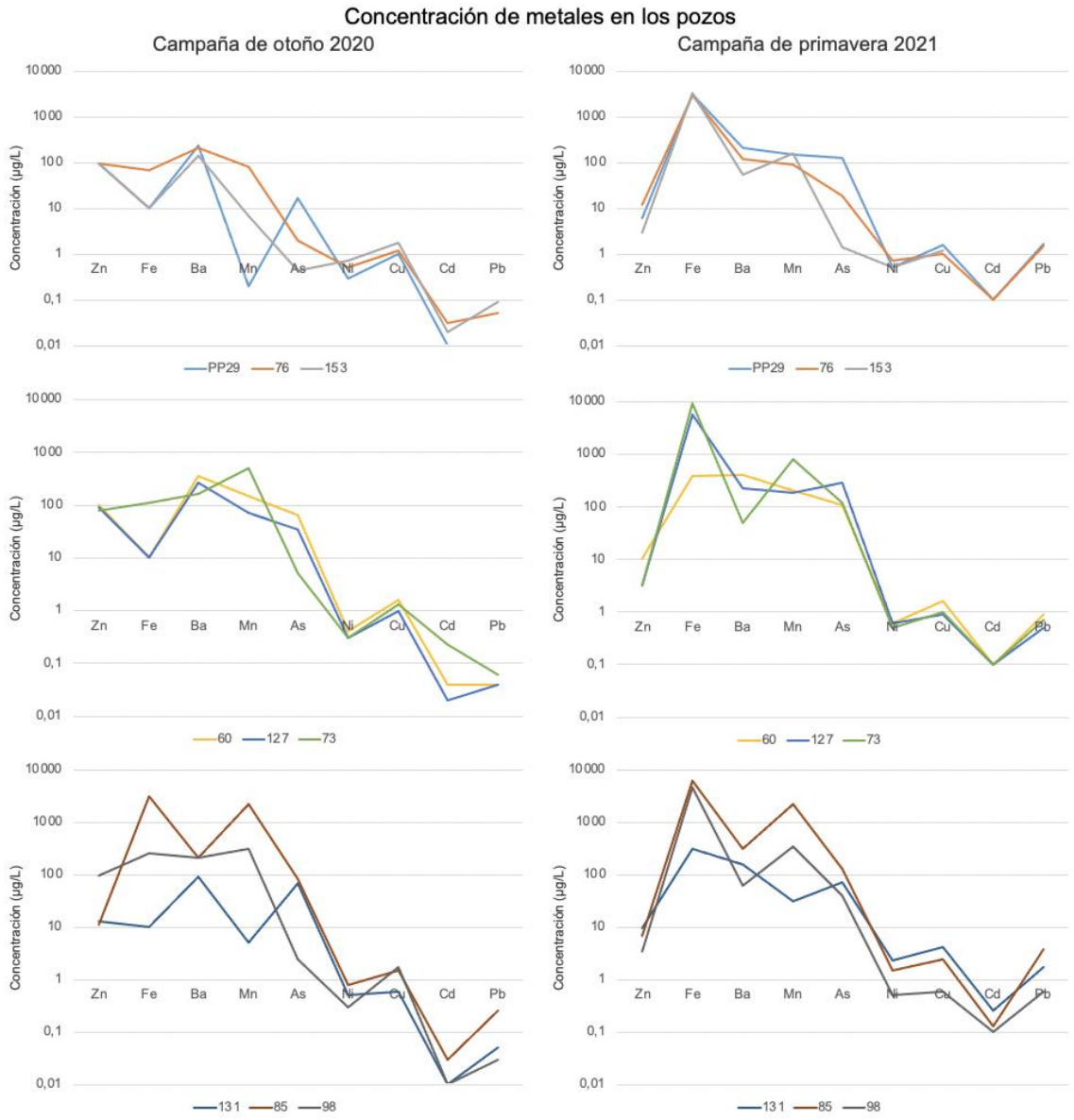


Figura 20. Contenido en metales en las muestras de agua de pozos en ambas campañas.

Las muestras del pozo de la mina Santa Teresa (Figura 21) destacan por tener las concentraciones de Zn en otoño y Pb en primavera más altas de los puntos muestreados, y la segunda mayor concentración de As en primavera.

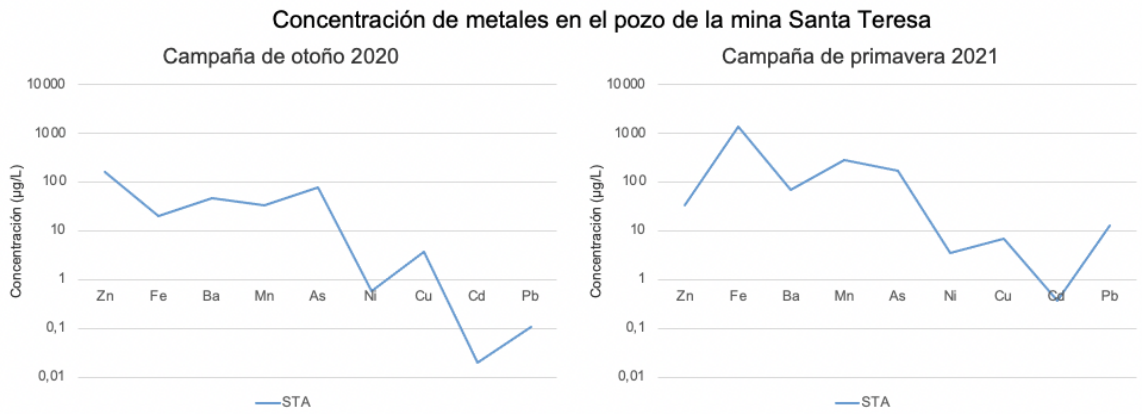


Figura 21. Contenido en metales en el agua del pozo de la mina Santa Teresa en ambas campañas.

Tal y como se observa la Tabla **32**, la concentración en todos los iones aumenta en la campaña de primavera de 2021. Los valores más altos de concentración en iones de las aguas se encuentran en los pozos 131 y Santa Teresa.

Tabla 32. Concentración en iones de las aguas de ambas campañas

	Punto del muestro										
	PP29	76	153	60	127	131	73	85	98	GAL	STA
Concentración en aniones de las aguas de la campaña de otoño 2020 (mg/L)											
HCO_3^-	56,0	40,0	100,0	77,0	69,0	260,0	103,0	150,0	122,0	43,0	655,0
SO_4^{2-}	1,6	0,9	2,9	1,6	0,6	47,0	1,3	1,8	1,0	24,0	209,0
Cl^-	1,3	0,7	1,9	0,9	1,1	22,0	2,8	3,3	2,8	2,2	141,0
NO_3^-	0,1	0,1	0,5	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	3,2	0,1
Concentración en cationes de las aguas de la campaña de otoño 2020 (mg/L)											
Na^+	4,2	2,7	4,4	3,7	6,1	53,0	10,0	7,9	13,0	4,5	260,0
K^+	1,4	2,0	5,4	0,9	1,2	4,1	3,1	7,5	2,2	1,2	12,0
Ca^{2+}	13,0	7,5	27,0	21,0	15,0	26,0	20,0	18,0	27,0	21,0	51,0
Mg^{2+}	3,5	2,3	2,8	2,9	3,6	34,0	6,0	5,4	5,1	3,7	112,0
Concentración en aniones de las aguas de la campaña de primavera 2021 (mg/L)											
HCO_3^-	96,0	39,0	112,0	124,0	102,0	355,0	104,0	138,0	124,0	58,0	1147,0
SO_4^{2-}	4,2	1,3	1,9	1,2	1,3	62,0	0,3	0,0	1,3	42,0	459,0
Cl^-	2,4	1,3	2,2	2,9	3,0	28,0	3,0	3,1	3,2	4,0	230,0
NO_3^-	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,7	0,3	0,3	0,3	6,0	0,3
Concentración en cationes de las aguas de la campaña de primavera 2021 (mg/L)											
Na^+	8,0	1,7	3,4	7,0	11,0	63,0	10,0	6,0	12,0	7,0	372,0
K^+	2,5	2,0	4,8	2,0	2,3	5,6	2,5	5,2	1,5	2,0	19,0
Ca^{2+}	20,0	7,6	32,0	29,0	20,0	46,0	19,0	15,0	26,0	27,0	116,0
Mg^{2+}	6,0	2,1	3,1	6,0	5,4	40,0	7,0	4,3	4,9	6,0	161,0

El rango de concentraciones del anión bicarbonato es de 39 a 1147 mg/L, y el del catión calcio es de 7,5 a 116 mg/L. Sin embargo, en cuanto al análisis estadístico es más correcto separar los demás pozos de la galería y del pozo principal de la mina Santa Teresa. Los valores medios y el rango de la concentración de los iones en los pozos se observan en la Tabla **33**. La concentración en nitratos es despreciable en todos los puntos del muestreo.

Tabla 33. La concentración media y el rango de concentración en los pozos (excluyendo STA)

	Campaña de otoño 2020 (mg/L)		Campaña de primavera 2021 (mg/L)	
	Promedio	Rango	Promedio	Rango
HCO_3^-	108,6	40,0-260,0	132,7	39,0-355,0
SO_4^{2-}	6,5	0,6-47,0	8,1	0,0-62,0
Cl^-	4,1	0,7-22,0	5,5	1,3-28,0
NO_3^-	0,1	0,0-0,5	0,3	0,3-0,7
Na^+	11,7	2,7-53,0	13,6	1,7-63,0
K^+	3,1	0,9-7,5	3,2	1,5-5,6
Ca^{2+}	19,4	7,5-27,0	23,8	7,6-46,0
Mg^{2+}	7,3	2,3-34,0	8,8	2,1-40,0

5.2. Parámetros fisicoquímicos de aguas

Todas las aguas son anóxicas, o prácticamente anóxicas a la profundidad muestreada. El único punto donde el valor de oxígeno disuelto en ambas campañas ronda alrededor de 9 mg/L es la Galería de la Zorra (GAL). El pH de las aguas se encuentra en el rango 5,5-7,5, siendo los valores de 5,5 hasta 7 ligeramente ácidos y los de 7 hasta 7,8 ligeramente alcalinos. En la Figura 22 se observa que todas las muestras de la campaña de otoño son ligeramente ácidas a excepción de los pozos 127 y el 85. Además, el pH del agua de estos pozos disminuye en la campaña de primavera, mientras que el pH de todas las demás muestras aumenta hasta ligeramente alcalino o cercano a neutro. El cambio de pH entre otoño y primavera más brusco se midió en el pozo 98 (aumento en 1,51) y en el pozo 131 (aumento en 1,46).

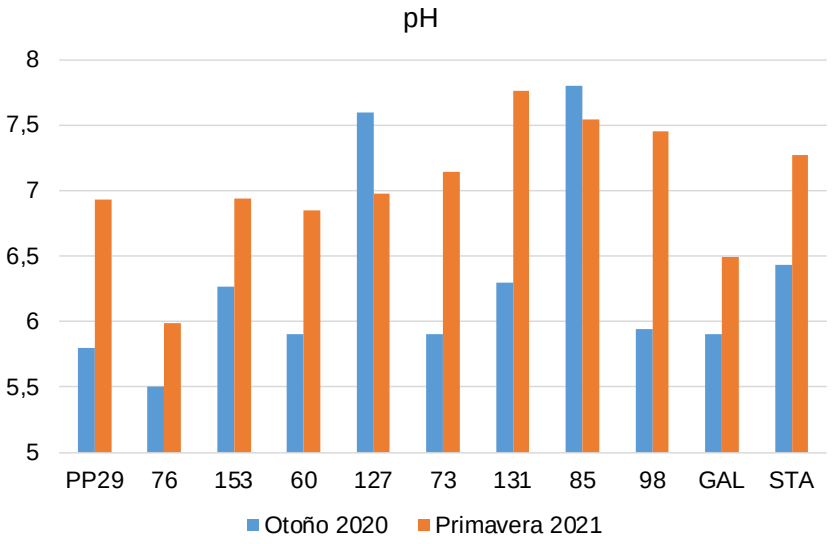


Figura 22. pH de las aguas muestreadas en ambas campañas.

A excepción de las muestras del pozo principal de la mina Santa Teresa (STA) y las del pozo 131, la conductividad eléctrica de las aguas es relativamente baja en ambas campañas, no superando el valor de 340 µS/cm (Figura 23). El valor medido en el campo en la campaña de otoño en el punto

STA es el más alto (3645 µS/cm), pero la conductividad en este punto disminuye hasta 2953 µS/cm en primavera. La conductividad aumentó en primavera solo en los pozos 127 y 131, en los 153 y 98 permaneció igual, mientras que en el resto de los pozos ha disminuido.

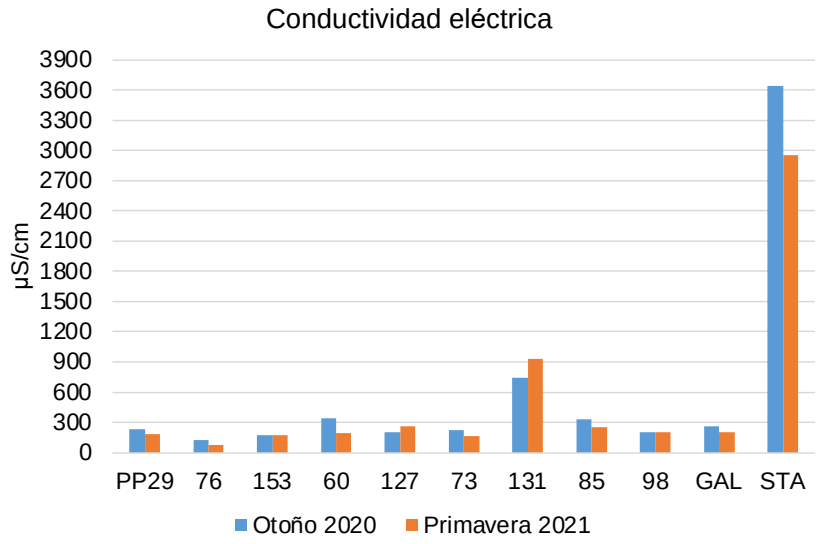


Figura 23. Conductividad eléctrica de las aguas muestreadas en ambas campañas.

La concentración de los sólidos disueltos totales se representa en la Figura 24, siendo esta la mayor en el punto muestreado STA (>1400 mg/L en ambas campañas). Generalmente, la concentración no supera el valor de 200 mg/L. Los valores en todos los puntos muestreados siguen la misma tendencia de aumentos y disminuciones que las medidas de la conductividad eléctrica descritas anteriormente, ya que estos dos parámetros están directamente relacionados.

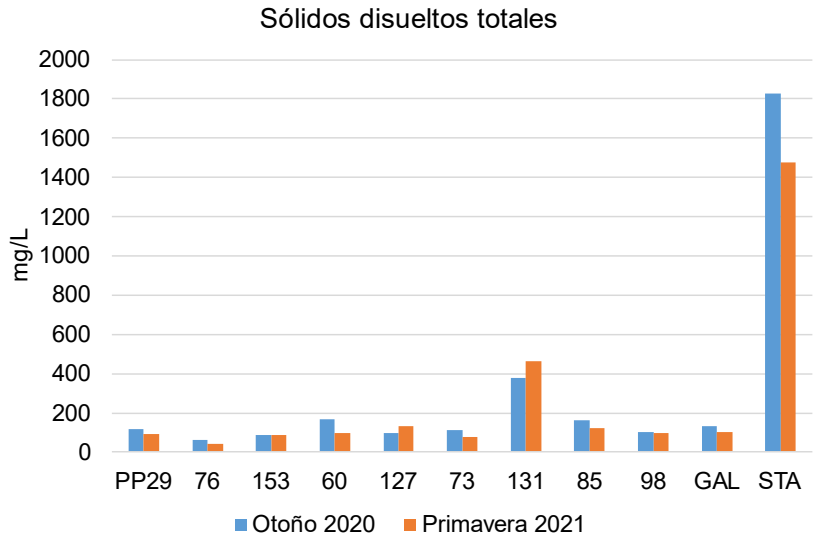


Figura 24. Sólidos disueltos totales en las aguas muestreadas en ambas campañas.

5.3. Perfiles de geofísica

Como se ha mencionado anteriormente en el apartado 1.1.1, se realizaron seis perfiles de resistividad (Figura 25, Figura 26 y Figura 27). Estos perfiles son el resultado de un proceso iterativo de inversión de los valores de resistividad aparente medidos en campo. Cada uno de los modelos de resistividad real viene acompañado con la información sobre el rango de la resistividad, el número de iteraciones y el valor del error resultante al realizar las iteraciones (valores <10% se consideran como aceptables). En el eje de abscisas se indica la orientación geográfica (O-E en los perfiles transversales, N-S en el perfil longitudinal), la distancia en metros desde el inicio del perfil y los puntos donde un perfil se cruza con otro. El eje de ordenadas corresponde a la escala de elevación/profundidad en metros referida al punto más bajo de cada perfil. Las unidades de la resistividad son Ω·m, en la leyenda los colores azules pertenecen a los valores de resistividad bajos hasta 40 Ω·m, los verdes y amarillentos representan los valores intermedios de 40 a 250 Ω·m, mientras que los anaranjados, rojos y morados son de resistividad alta, a partir de 250 Ω·m.

Los lodos de las balsas de mina San Carlos tienen una granulometría fina y un carácter bastante homogéneo arcilloso y arenoso. Están compuestos predominantemente de óxidos de sílice, aluminio y hierro (Pryimak, 2021). Por tanto, las variaciones en los valores de resistividad vienen dados sobre todo por la cantidad de agua en los poros, o, mejor dicho, por el aire que queda en estos, siendo el aire uno de los mejores aislantes de la corriente eléctrica. Cuanto mayor sea el contenido de agua de un material, menor será el valor de la resistividad medida en él. De esta forma, podemos interpretar las variaciones estacionales de la resistividad eléctrica como variaciones en el contenido en agua de los materiales de la balsa y el sustrato. En todos los perfiles se observan unos valores de resistividad menores en mayo, debido a las precipitaciones de primavera de 2021.

Como se observa en la Figura 25, los mayores valores de resistividad en los perfiles trasversales H1 están asociados a la superficie de la balsa y la zona inferior, los bordes tienen resistividad intermedia. La zona de resistividad baja de color azul se encuentra en el centro y viene dado por la mayor cantidad de agua en los poros. Esta zona tiene mayor extensión lateral y alcanza más profundidad en el perfil de la campaña de mayo 2021 que en la de septiembre 2020.

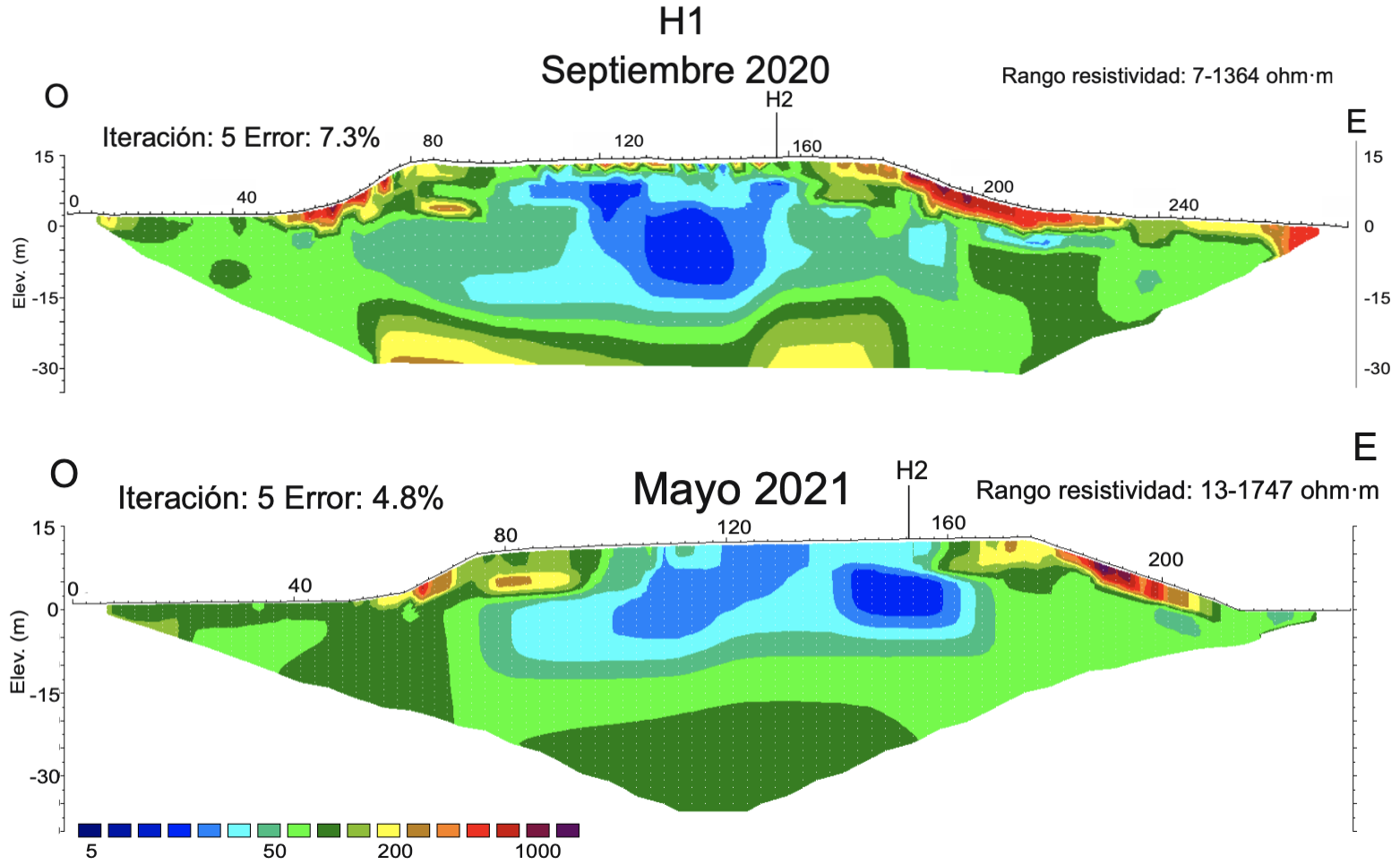


Figura 25. Perfiles transversales H1 de ambas campañas.

En los informes de IGME (1999a y 1999b) y anteriormente en el apartado 3.1.1 se ha descrito que las balsas están ubicadas sobre un recubrimiento de rañas plio-cuaternarias con disposición horizontal, que a su vez se encuentran sobre los materiales terciarios y metamórficos. Esto se comprueba con los perfiles, ya que visualmente se distinguen tres zonas principales de resistividades diferentes.

La zona superior corresponde a la balsa, en esta se alternan zonas de alta resistividad con otras de baja resistividad, siendo los últimos típicos de materiales porosos saturados en agua, como son los lodos. La zona intermedia tiene los valores de resistividad intermedia, aunque con algunas inclusiones discretas de baja resistividad, corresponde a los materiales terciarios y, finalmente, la zona inferior de resistividad más alta (típica de arenas secas o materiales metamórficos poco alterados) corresponde con el basamento metamórfico. Cabe destacar, que la zona inferior tiene en septiembre del año 2020 mayor resistividad en todos los perfiles que en los de mayo 2021.

En los perfiles transversales H3 (Figura 26) se ve que el relleno de la balsa en esta zona es menor que el de la H1, pero la distribución de resistividades sigue la misma tendencia que en los H1. En el caso de la zona inferior de los materiales metamórficos, las zonas de baja resistividad están asociadas a zonas subverticales de pequeña extensión lateral, lo mismo se observa en los perfiles longitudinales H2 (Figura 27) cerca de la intersección con el perfil H3.

La línea negra continua próxima a la base en el perfil longitudinal de mayo de 2021 indica la profundidad alcanzada por el perfil de septiembre de 2020 compuesto por dos perfiles individuales consecutivos enlazados y parcialmente superpuestos, como se explicó en el apartado 1.1.1. Con mayor claridad se visualizan múltiples zonas de menor resistividad tanto en el interior de las balsas, como en los materiales terciarios infrayacentes.

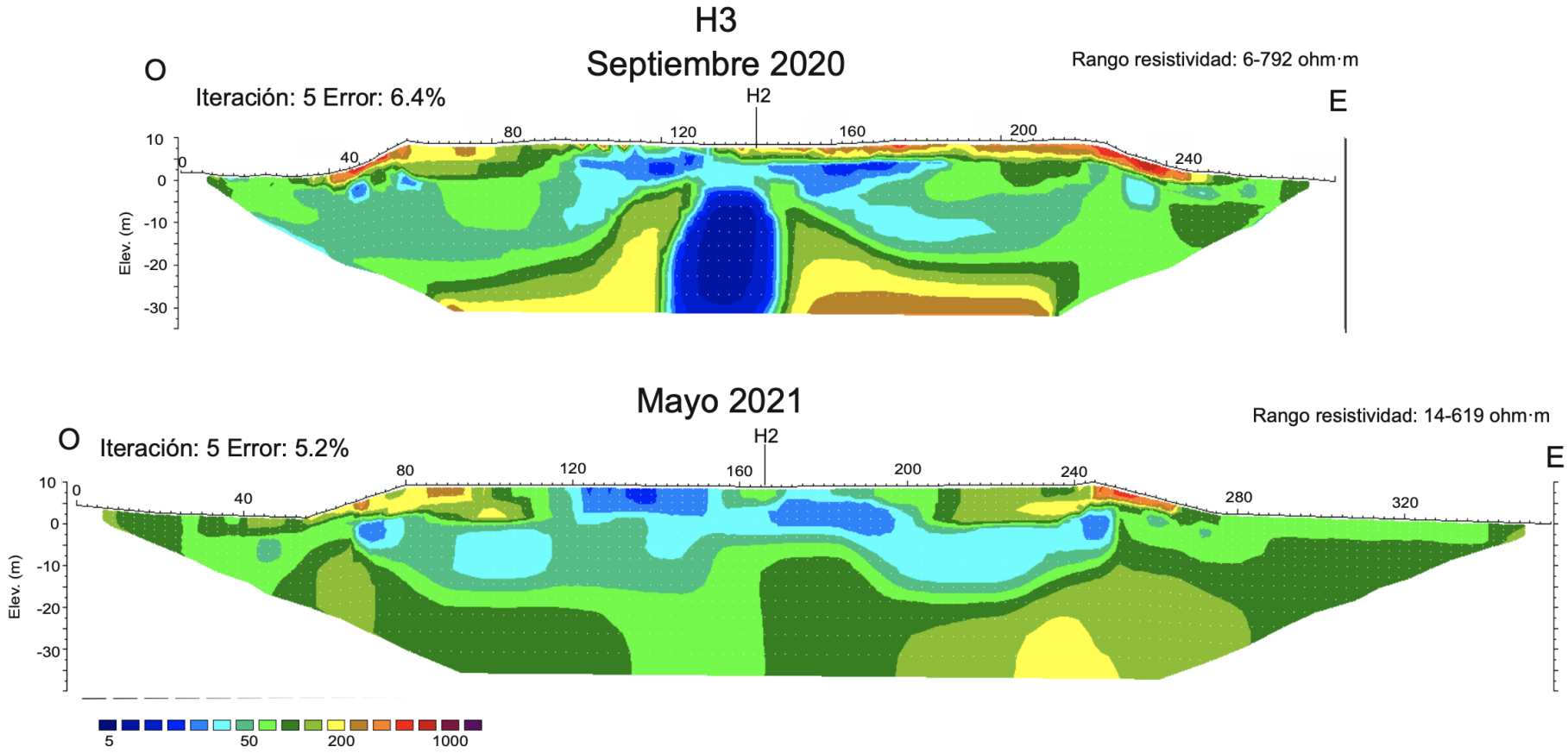


Figura 26. Perfiles transversales H3 de ambas campañas.

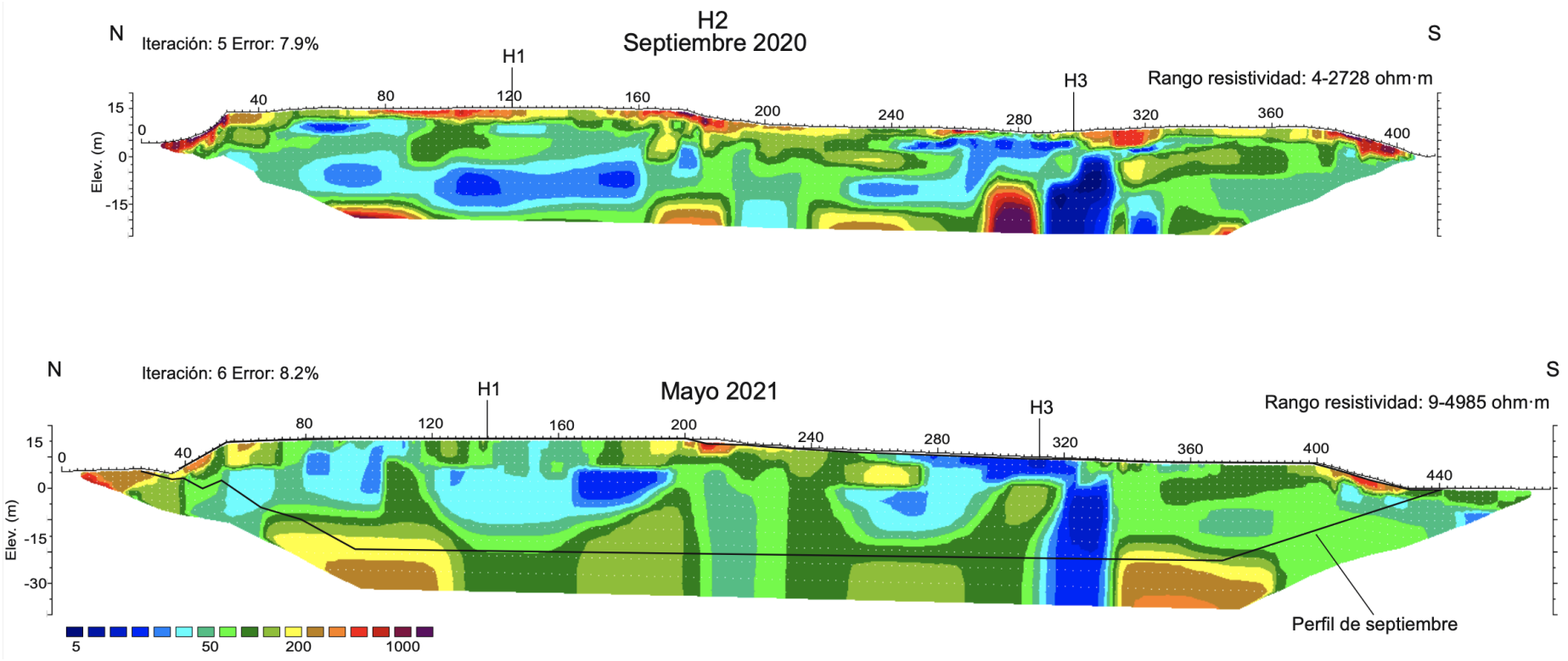


Figura 27. Perfiles longitudinales H2 de ambas campañas.

6. DISCUSIÓN

6.1. Aguas

Las aguas afectadas por la actividad minera suelen tener una o varias de las siguientes características: turbidez, pH ácido y alta concentración en sulfato, Fe y Al, y otros metales. La principal diferencia entre contaminación en sustancias orgánicas y contaminación en metales es el hecho que los últimos no pueden ser destruidos por procesos biológicos o químicos, solo ser eliminados o reducidos por procesos físicos. Su movilidad, cantidad y distribución es difícil de modelizar y predecir, puesto que es necesario considerar múltiples factores tanto fisicoquímicos de cada metal o sustancia en particular, como geológicos y topográficos locales, además de las tecnologías mineras empleadas (Smith, 2007).

Los cambios estacionales en la concentración de metales pesados en los pozos y en la galería se discutirán a continuación. Los minerales económicamente más importantes del distrito son sulfosales, pero en la ganga se encontraban varios sulfuros, sulfatos, óxidos e hidróxidos, carbonatos (e.g. siderita, goetita, barita, etc.) (Calvo y Savillano, 1994). Para complementar las gráficas del apartado 5.1, se ha realizado un breve análisis estadístico univariado, destacando los elementos con el mayor rango y media. La secuencia de los elementos menores con la mayor concentración media es Fe > Mn > Ba > Zn > As, el Fe y el Mn además tienen los mayores rangos en ambas campañas. Los elementos con el cambio en concentración entre las campañas más brusco son Fe y As (Figura 28 y Figura 29 respectivamente). Cabe representar aparte el Zn (Figura 30), cuya concentración disminuye en la campaña de primavera, como ya se ha mencionado en el 5.1.

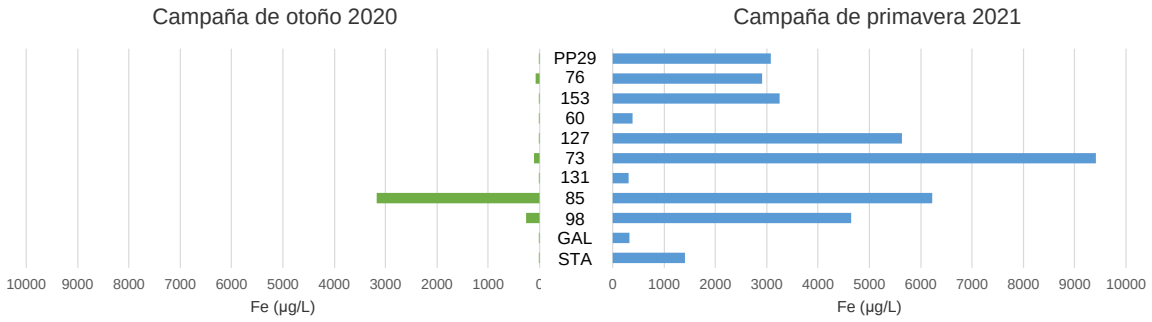


Figura 28. Comparación de concentración de Fe en las muestras de distintas campañas.

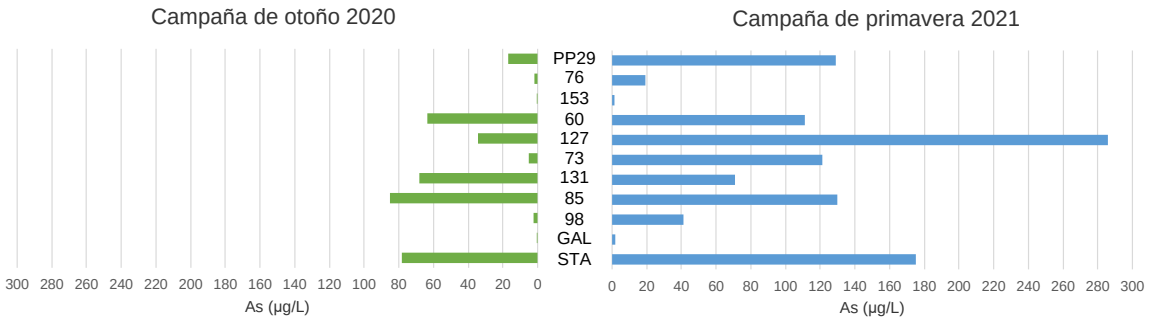


Figura 29. Comparación de concentración de As en las muestras de distintas campañas.

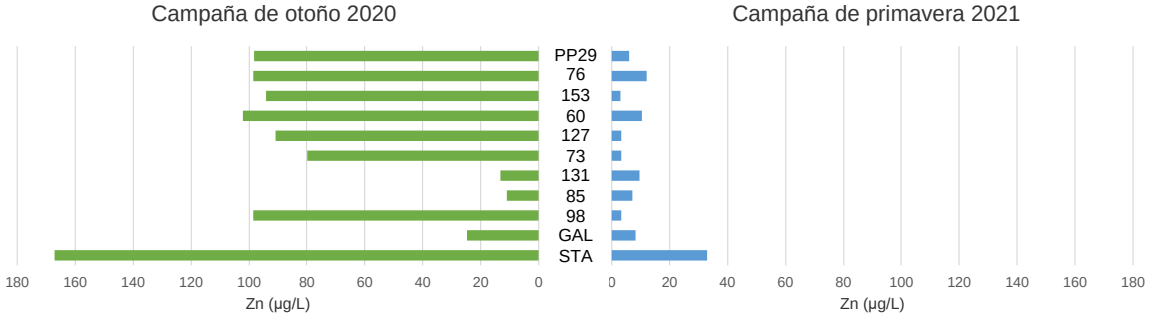


Figura 30. Comparación de concentración de Zn en las muestras de distintas campañas.

Normalmente, los orígenes del Fe y Zn se deben a la oxidación de los sulfuros, del As, Mn y Ni suelen aparecer como impurezas en estos minerales, sobre todo sulfuros de hierro, también presentes en la paragénesis. La determinación del origen del Ba es trivial, siendo la barita uno de los minerales constituyentes de la ganga.

Uno de los principales factores a tener en cuenta en el caso de los cambios, tanto en concentración, como en los parámetros fisicoquímicos, es el factor climático. El muestreo de las aguas de la campaña de Tabla **31**, donde claramente se observa el aumento de nivel freático en primavera en todos los pozos, menos el 60. Este último

septiembre 2020 se realizó justo en los primeros días lluviosos, después de unos meses sin llover, de acuerdo con los datos descargados desde Opendata AEMET (2022), mientras que previo a la campaña de primavera de 2021 hubo varias semanas de precipitaciones. En septiembre se tomaron las muestras de aguas en dos distintos encharcamientos de las balsas con los siguientes parámetros: pH 6.54, conductividad eléctrica 240 µS/cm y TDS 28 ppm; y pH 6.41, conductividad eléctrica 47 µS/cm y TDS 24 ppm. La recarga a través el agua de lluvia que altera el pH en distintas estaciones se deduce además de la

puede estar totalmente desconectado de las demás galerías, ya que distintos pozos corresponden a las minas distintas. El Filón

Rico es discontinuo e interrumpido por bancos de cuarcita y tal y como se observa en la Figura 8 incluso las galerías principales no están todas interconectadas entre sí. Otras razones de esta excepción pueden tener carácter muy local.

En el rango de pH entre 6 y 8 es probable que la parte de los metales pueden encontrarse en forma de partículas coloidales o hidróxidos (García García, 2004). Por ejemplo, el Fe en este rango de pH puede pasar a formar $Fe_2(OH)_4^-$, aumentando su solubilidad y, por tanto, la concentración con la alcalinidad, sin embargo, es complicado determinar la especiación sin análisis adicionales. Un estudio complementario sería necesario. La mayoría de los metales (e.g., Pb, Zn, Cd, Cu, Ni) que se encuentran en las aguas muestreadas son cationes que normalmente tienen carga +2, y existe una relación inversamente proporcional entre su concentración y el pH. Es decir, a mayor acidez mayor movilidad de los cationes. Esto se aprecia en las Figura 31 y Figura 32 en los diagramas de Ficklin et al., (1992) modificados, en los cuales la concentración total de estos metales (dominada por Zn) está representada frente al pH. Para este estudio no se analizó el Co, dada la inusual ausencia de sus minerales en la paragénesis (Calvo y Sevillano, 1994), por tanto, no se incluyó en la suma. Se observa que en la campaña de primavera la concentración disminuye. De acuerdo con Ficklin et al., (1992) se pueden clasificar las muestras de ambas campañas como casi neutras, con poca concentración en metales.

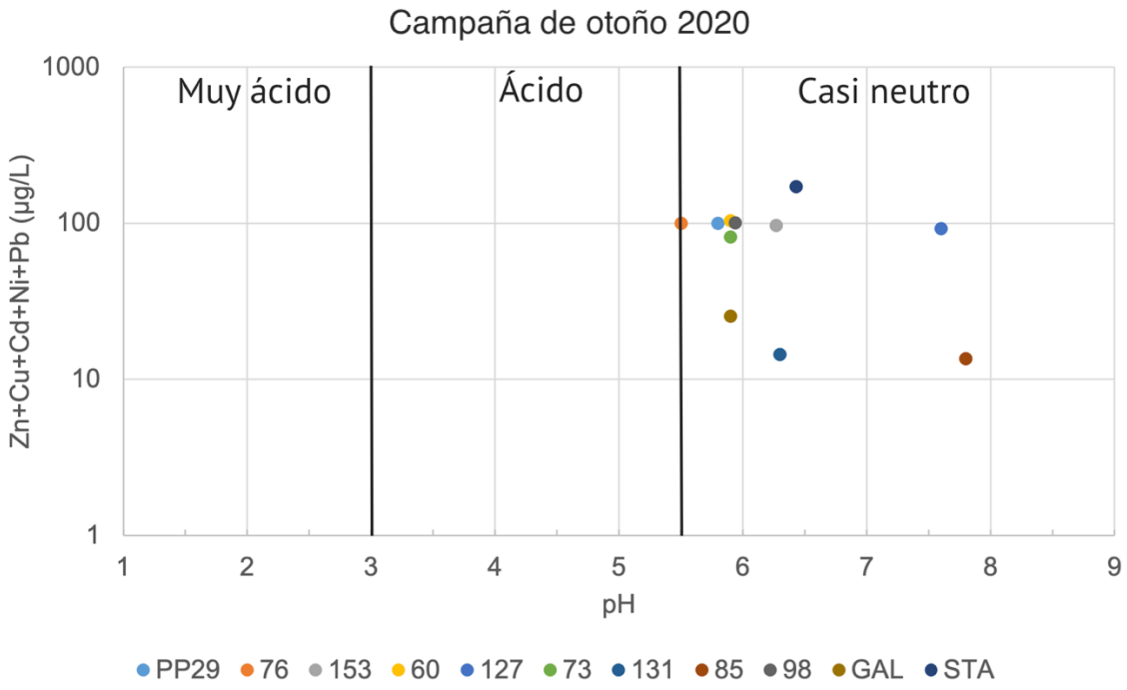


Figura 31. Modificado del diagrama de Ficklin (1992) con la concentración en metales de aguas de otoño.

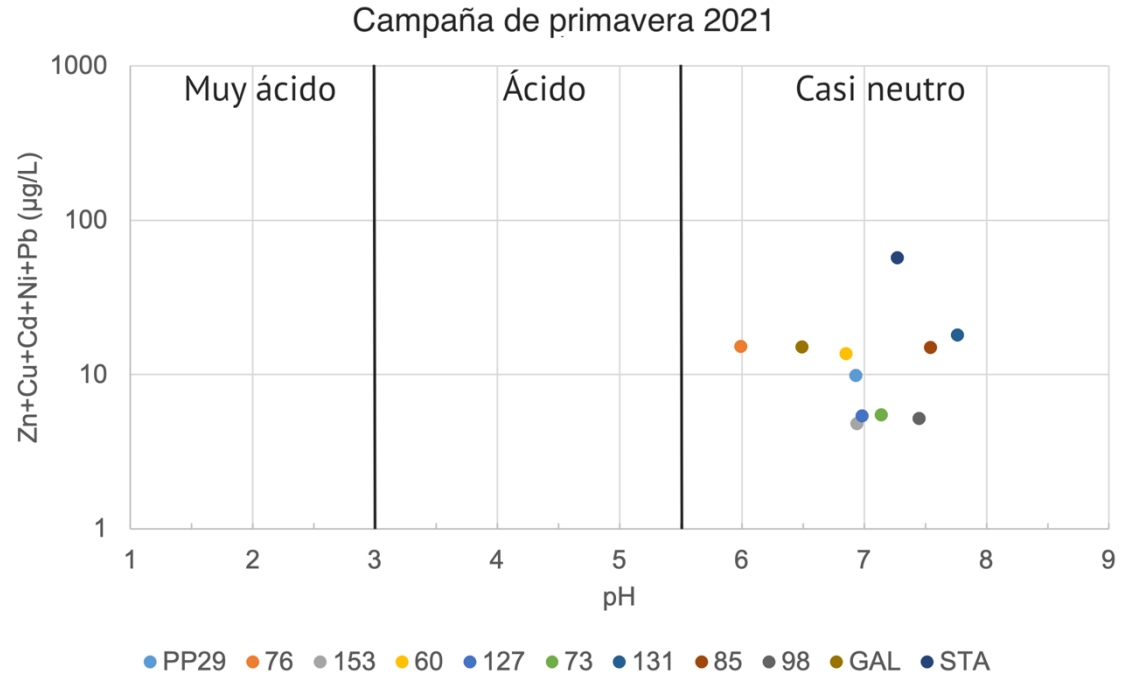


Figura 32. Modificado del diagrama de Ficklin (1992) con la concentración en metales de aguas de primavera.

El único semimetal de los analizados que se encuentra en considerable cantidad es el As. El comportamiento de semimetales depende de la carga de las especies químicas que forman, del oxígeno disponible y el pH del sistema acuático. Por ejemplo, en las aguas superficiales su grado de movilidad después de formar oxianiones suele aumentar con la alcalinidad (Smith, 2007).

Fijándose en las concentraciones de Zn y As por separado, según Lewis (2010) el comportamiento de estos en función de pH se observa en Figura 33. La solubilidad del Zn disminuye mucho a medida que el pH asciende hasta 7, momento en el cual deja de ser soluble. Por tanto, en otoño, con un pH medio de 5.5-6, hay más Zn disuelto en el agua, y en primavera con un pH medio superior a 7, el Zn disminuye mucho al hacerse insoluble. El comportamiento de As es diferente, con pH inferior a 7 tiene una solubilidad mucho menor que a partir de 7, lo que explicaría su mayor presencia en primavera respecto al otoño.

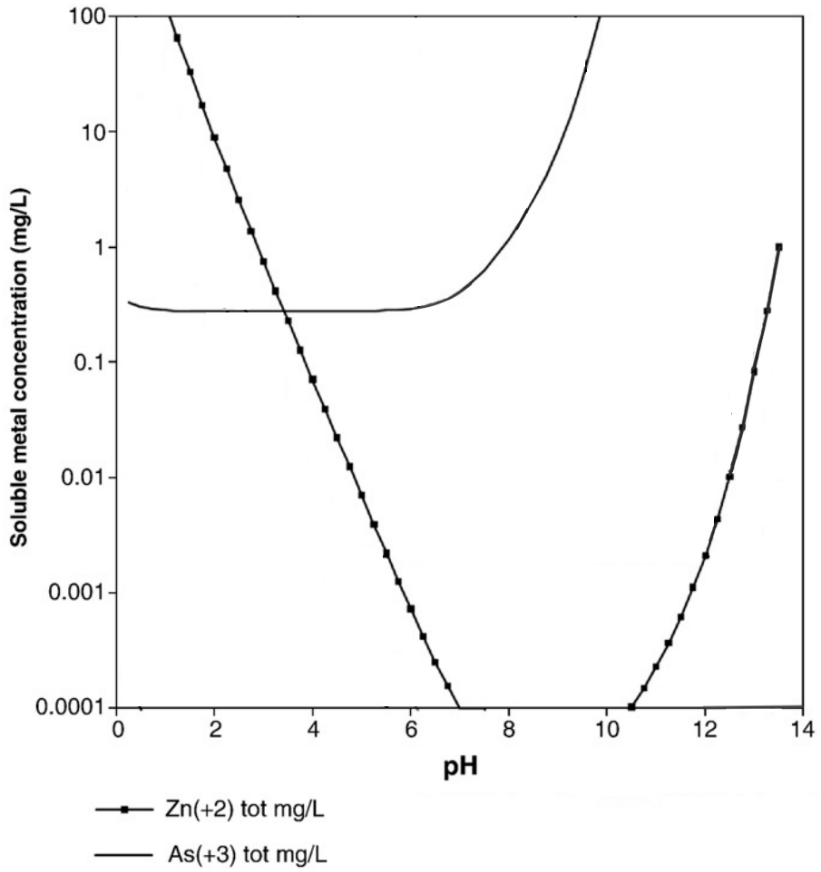


Figura 33. Modificado del diagrama de Lewis (2010) con la influencia del pH en la solubilidad de As y Zn.

Cabe tener en cuenta que metales encontrados en las muestras de agua de los pozos pueden movilizarse por las fallas más allá de las conducciones hechas por el ser humano, puesto que las galerías ya están inundadas por las aguas subterráneas. En España no existen

niveles de calidad definidos en la legislación para aguas subterráneas no destinadas al consumo humano; es por eso que, a fin de evaluar la contaminación por metales pesados, tanto en otros estudios e informes como en el presente trabajo, normalmente se usa como referencia la normativa holandesa (ESDAT, 2009). Esto es especialmente evidente en los casos de contaminación industrial. Esta Normativa tiene dos niveles: de objetivo, que es un valor límite de calidad, y de intervención que, como dice su propio nombre, es el límite a partir de cuál es necesaria una actuación que remedie la desviación de la norma. En la Tabla **34** se muestran los valores definidos por la Normativa para los metales pesados.

Tabla 34. Niveles de calidad de aguas subterráneas según ESDAT (2009)

	Metales pesados	
	Nivel objetivo (µg/L)	Nivel de intervención (µg/L)
As	7,20	60,00
Cd	0,06	6,00
Cr	2,50	30,00
Co	0,70	100,00
Cu	1,30	75,00
Pb	1,70	75,00
Hg	0,01	0,30
Ni	2,10	75,00
Zn	24,00	800,00

Varios pozos tienen agua con una cantidad de As que a veces supera en más del doble los valores del nivel de intervención: los pozos PP29, 127 y 73 en primavera; y los pozos 60,131, 85 y STA en ambas estaciones. Y a pesar de que el resto de los metales no superan la concentración de este nivel, hay que tener en cuenta que algunos, como el Zn y el Pb, tampoco alcanzan la del nivel de objetivo en varias muestras.

Con el fin de comparar la composición iónica de las aguas de distintos puntos y a su vez las de las distintas campañas, se utilizaron los diagramas de Schoeller-Berkaloff que, al tener la escala semilogarítmica, facilita la representación clara de varias muestras a la vez. En la Figura 34 se observa que el agua con la mayor concentración en iones en otoño proviene del pozo de la mina Santa Teresa. La misma tendencia de proporciones sigue el agua del pozo 131, además es el segundo con la mayor concentración.

En la Figura 35 se representaron las muestras de primavera donde se aprecia una pequeña variación en la composición de las aguas. La concentración en cloruro, sulfato y bicarbonato aumenta notablemente.

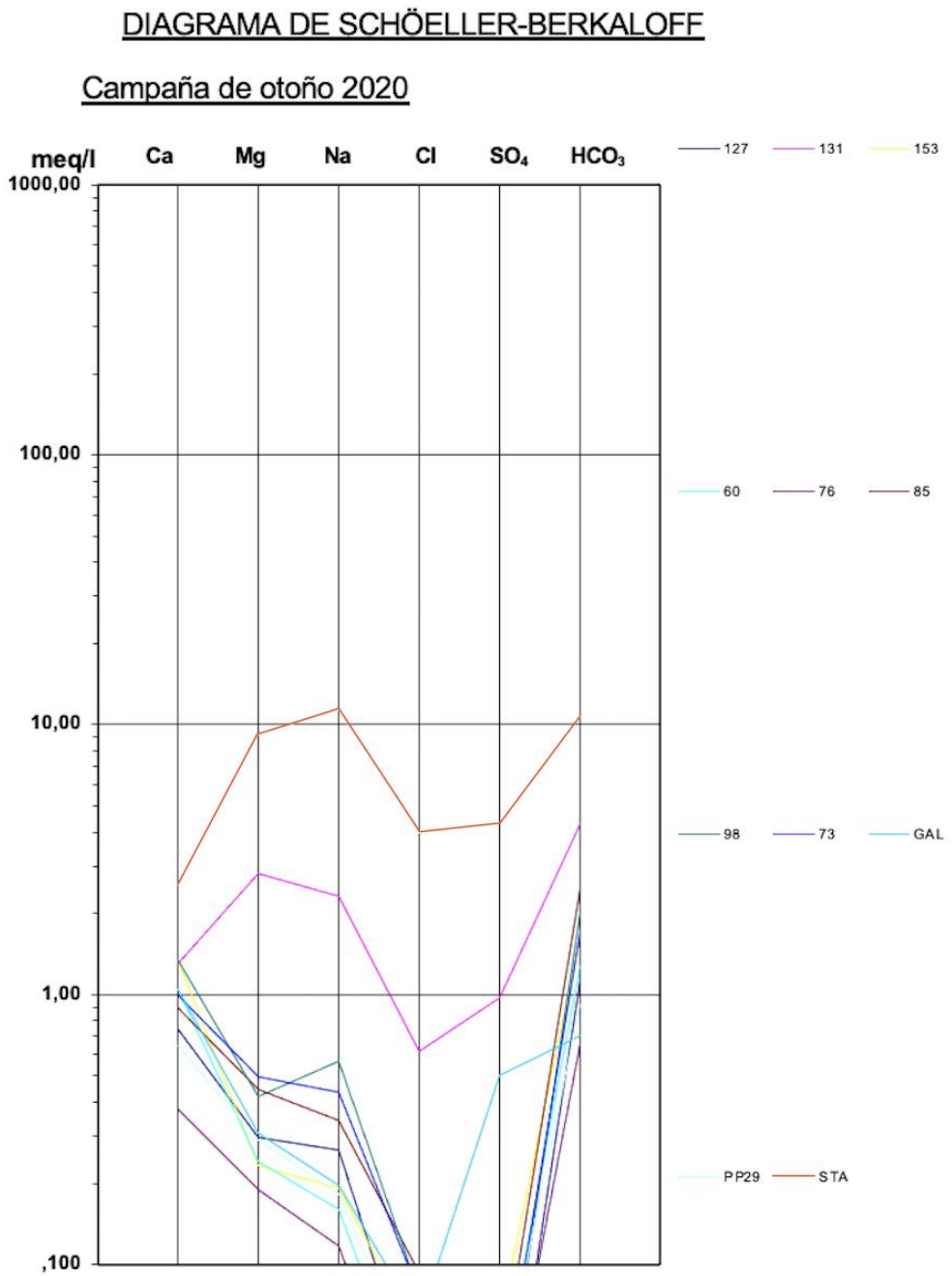


Figura 34. Diagrama de Schoeller-Berkaloff de aguas de la campaña de otoño 2020.

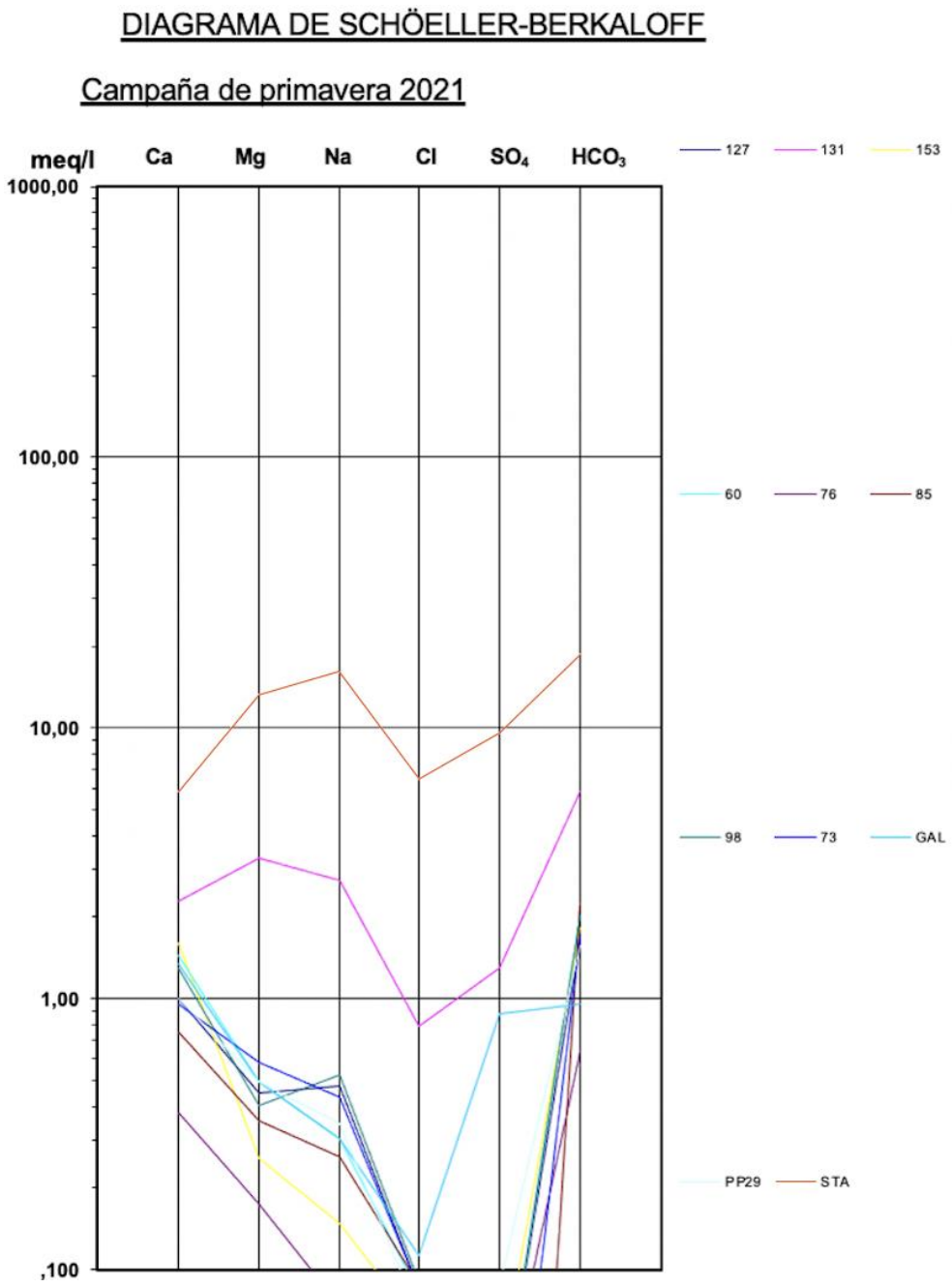


Figura 35. Diagrama de Schoeller-Berkaloff de aguas de la campaña de primavera 2021.

Con el propósito de clasificar las aguas en más detalle y determinar la posterior relación de las mismas con la geología de la zona, se elaboraron dos diagramas de Piper para cada una de las campañas realizadas (

, **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** y **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**), que contienen los once puntos de muestreo. En el triángulo inferior izquierdo de los diagramas se pueden apreciar los valores porcentuales de la concentración de los cationes principales: calcio, magnesio, sodio y potasio, y en el derecho los aniones principales: cloruro, sulfato y bicarbonato. El agua se clasifica en función de los iones mayoritarios. En los diagramas se observa que el anión predominante de todas las muestras en ambas campañas es el bicarbonato, llegando a un valor cercano a 100% en todos los puntos, a excepción de los pozos 131 y STA y la galería (GAL), ya mencionados anteriormente. Estos dos últimos puntos contienen el porcentaje elevado de anión sulfato 23% y 38% respectivamente en la campaña de otoño y 27% y 43% respectivamente en la de primavera. El catión predominante en todas las aguas, excepto la del STA y el pozo 131, es el calcio. La abundancia iónica relativa también se muestra con las siguientes secuencias: $HCO_3^-+CO_3^- > SO_4^{2-} > Cl^-$ para aniones y $Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^++Na^+$ para cationes.

Según clasificación de Piper las aguas en otoño son todas bicarbonatadas: cálcicas en los pozos 153, 60 y 98, cálcico-magnésicas en los pozos 76, PP29, 73, 127 y 85, magnésico-sódico-cálcicas en el pozo 131, sódico-magnésicas en el pozo STA, y cálcico-magnésicas en GAL. En primavera las aguas bicarbonatadas son: cálcicas en los pozos 153 y 60, cálcico-sódicas en el 98, cálcico-magnésicas en los pozos 76, PP29, 73, 127 y 85, magnésico-sódico-cálcicas en el pozo 131, sódico-magnésicas en el pozo STA; además se podría clasificas GAL como bicarbonatadas-sulfatadas cálcico-magnésicas.

Esa composición es esperable, puesto que los pozos están perforados en los materiales metamórficos (predominante neis glandular con megacristales de feldespato). Aunque en la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** se ve que algunos pozos están sobre la Raña o sedimentos cuaternarios, estos no tienen el espesor suficiente para influir en gran medida en la composición. La mayor diferencia en la concentración iónica en el agua de galería en comparación con las de los pozos consiste en la presencia del anión sulfato en ambas campañas. Este sulfato claramente proveniente de los materiales Terciarios en los cuales esta fue excavada. Una mayor concentración en sulfato presente en los pozos STA y 131 más probablemente viene de la oxidación de sulfuros, mientras que mayor concentración en sodio y magnesio podrían liberar algunos silicatos.

6.2. Balsas de lodos

Gracias a la tomografía eléctrica se ha confirmado el hecho de que las balsas no están impermeabilizadas y existe un flujo de agua infiltrada desde la superficie hacia el interior. Los valores de resistividad eléctrica de los perfiles de la campaña de septiembre están en concordancia con los datos meteorológicos.

Los materiales más profundos (materiales Terciarios y metamórficos) tienen los valores altos, porque no hubo precipitaciones en verano y estaban completamente secos. Al coincidir los primeros días de la campaña con el comienzo de las precipitaciones, se observa en los perfiles como el agua empezó a infiltrarse, bajando gradualmente la resistividad de los lodos. En esta época, el basamento solo tiene agua a favor de las zonas muy fracturadas. Las fracturas se aprecian como zonas verticales estrechas de baja resistividad, indicando que por ellas circula agua hacia zonas más profundas. Hubo precipitación continuada durante los meses previos a la campaña de mayo. Es por ello que en los perfiles de primavera los valores de resistividad, en general, son menores. Se observa que el agua llegó hasta los materiales Terciarios y metamórficos, disminuyendo la resistividad del basamento alrededor de la posición de la zona fracturada. Se ha disminuido el contraste de resistividad que se observa respecto a la campaña de septiembre e incluso algunas de las zonas fracturadas de baja resistividad se desdibujan (como en el perfil H3).

Adicionalmente, se han realizado interpretaciones de los perfiles geofísicos de ambas campañas (Figura 36 y Figura 37), a partir de las cuales es notoria la existencia del flujo de agua no solo hasta el metamórfico, sino que también desde el metamórfico hacia zonas más profundas a partir de zonas verticales fracturadas de mayor permeabilidad. En los materiales terciarios el agua fluye lateralmente y en profundidad sin que existan zonas de flujo preferente. Por tanto, las sustancias químicas disueltas en el agua que circula por las balsas acaban en los acuíferos más profundos y en las aguas superficiales alimentadas por los flujos de agua subterránea.

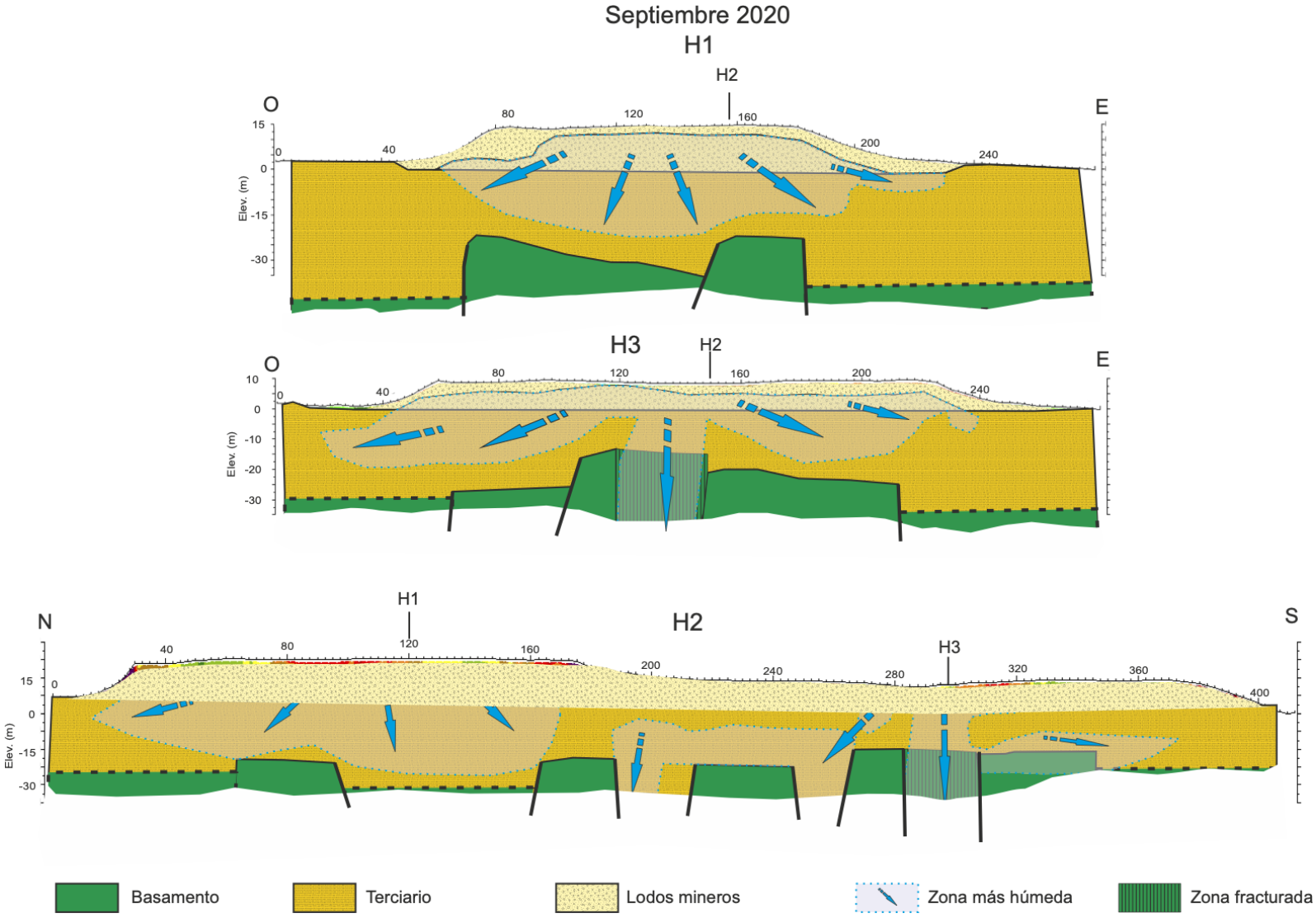


Figura 36. Perfiles de tomografía eléctrica interpretados (septiembre de 2020).

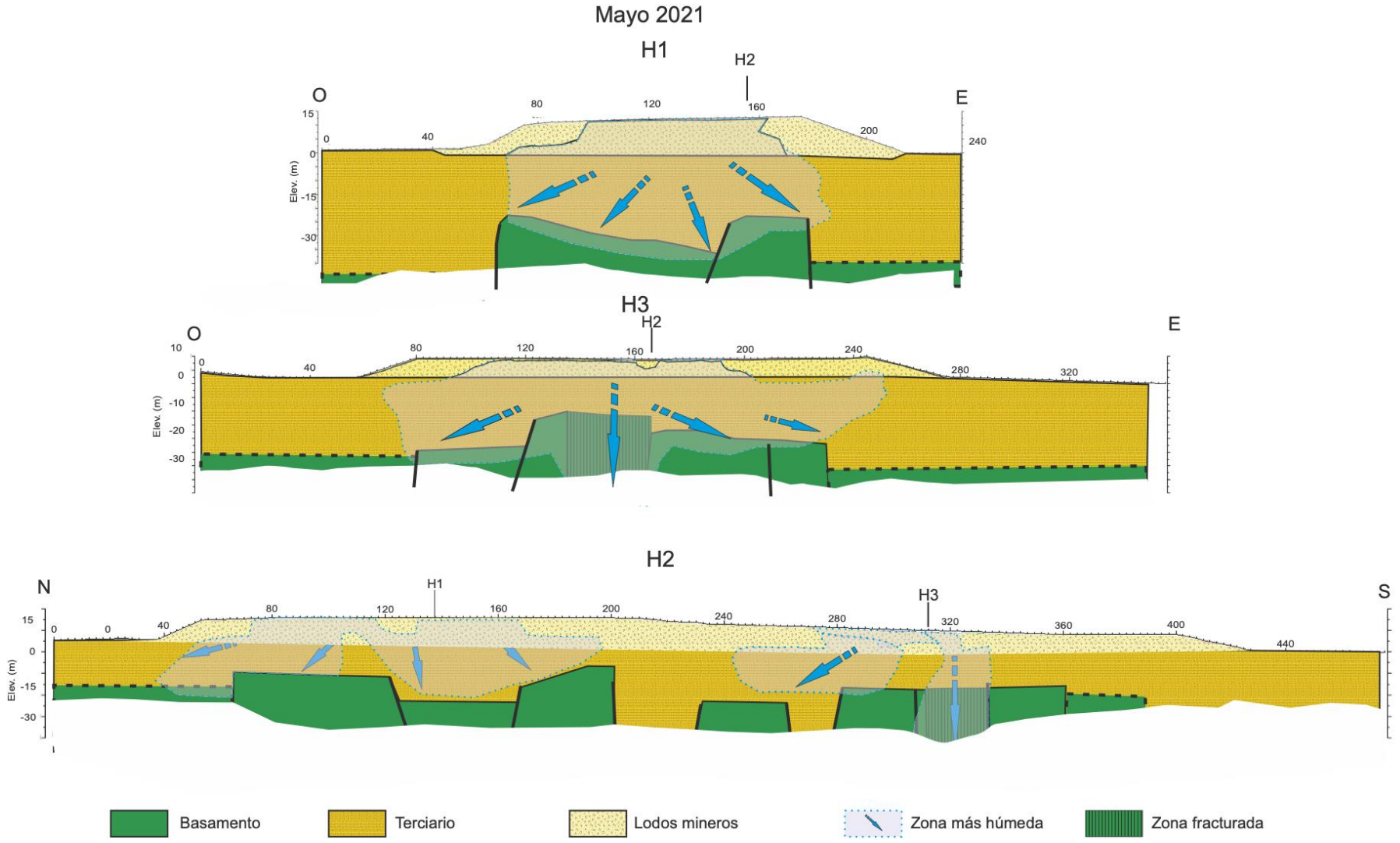


Figura 37. Perfiles de tomografía eléctrica interpretados (primavera de 2021).

7. CONCLUSIONES

Tanto la caracterización hidroquímica de los pozos mineros del distrito como la evaluación de los residuos mineros, con las técnicas someras de prospección geofísica, son cruciales para evaluar la necesidad de una posterior restauración física y ecológica de las áreas afectadas.

La composición química de las aguas concuerda con la mineralización de la zona y varía estacionalmente.

Respecto a los análisis químicos, las aguas presentan un rango de pH desde ligeramente ácido hasta ligeramente básico, generalmente tienen baja conductividad eléctrica y baja concentración total de sólidos disueltos, a excepción del pozo principal de la mina Santa Teresa. Las muestras tienen un considerable contenido en Fe, Mn, Ba, Zn y As. De acuerdo con la normativa holandesa, la concentración del As supera el nivel de intervención en varios pozos.

Los iones predominantes son bicarbonato y calcio en todos los puntos muestreados a excepción de la galería (GAL), Santa Teresa y el pozo 131. Los dos primeros tienen contenidos elevados en anión sulfato. Mg y Na son los cationes principales en los pozos de Santa Teresa y 131.

La tomografía eléctrica es una técnica idónea para el estudio de flujos potencialmente contaminantes dentro del subsuelo. Las balsas de lodos no están impermeabilizadas y se ha detectado infiltración y flujo de agua hacia el interior de la balsa, y de ésta hacia los materiales infrayacentes. El problema se puede incrementar por la fracturación del basamento metamórfico. Los elementos químicos potencialmente contaminantes disueltos en el agua, infiltrada a través de las fracturas, pueden acabar en las aguas superficiales y en los acuíferos de la zona alimentadas por la recarga natural de las primeras.

8. BIBLIOGRAFÍA

AEMET, Agencia Estatal de Meteorología aemet.es Consulta 23.05.2022

Aracil Ávila, Enrique; Maruri Brouard U.; Vallés Iriso, J.; Martínez Pagán, P. y Porres Benito, J. A. (2003): *Evaluación de problemas medioambientales mediante tomografía eléctrica*. Ingeopres: Actualidad técnica de ingeniería civil, minería, geología y medio ambiente. 122: 34-39.

Belén, A. y De Pablo, M (2016). *Calidad escénica de los paisajes de Hiendelaencina (Guadalajara, España)*. De Re Metallica (Madrid): Revista de La Sociedad Española Para La Defensa Del Patrimonio Geológico y Minero 43–53.

Calvo, M. y Sevillano, E. (1992*). Famous Mineral Localities: Hiendelaencina, Spain*. Mineralogical Record, 23, 241-249.

Concha, A., Oyarzun, R., Lunar, R., Sierra, J.,

Doblas, M., Lillo, J. (1992). *The Hiendelaencina epithermal silver-base metal district, Central Spain: Tectonic and mineralizing processes.* Mineralium Deposita, 27, 83–89.

Cuesta, E., Yuste, C., García, G. (1995). *Hiendelaencina, el Filón Rico.* Bocamina, Revista de Minerales y Yacimientos de España, G.M.M.; Vol. 1, 4-28.

Daily, W., Ramirez, A., Binley, A., Labrecque, D. (2004). *Electrical resistance tomography.* Leading Edge (Tulsa, OK), 23(5), 438–442.

De Pablo, M., de Pablo, J., Paniego, M. (2013). *Proyecto De Recuperación Del Entorno De La Mina De Plata San Carlos (Hiendelaencina, Guadalajara).* De Re Metallica (Madrid): Revista de La Sociedad Española Para La Defensa Del Patrimonio Geológico y Minero, 53-64

De Vos, W. y Viaenne, W. (1981). *Geochemical study of stream sediments in the argentiferous area of Hiendelaencina (Spain).* Boletín Geológico y Minero, 92, 285-296

Everett, M. E. (2013*). Near-Surface Applied Geophysics.* Cambridge University Press, 442 p.

Ficklin, W.H., Plumlee, G.S., Smith, K.S., McHugh, J.B. (1992). *Geochemical classification of mine drainages and natural drainages in mineralized areas, in Kharaka, Y.K., and Maest, A.S., eds., Water-rock interaction, vol. 1*. Seventh International Symposium on Water-Rock Interaction: A.A. Balkema, Rotterdam, p. 381–384.

Köppen, W. (1931). *Grundriss der Klimakunde.* De Grutier, Berlín, 388 pp.

García García, C. (2004). *Environmental impact and risk of a mine and metallurgical waste in Sierra Minera, Cartagena-La Unión (Murcia, Spain).* Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Cartagena.

Geoportal MAPAMA, Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente
https://sig.mapama.gob.es/geoportal/
Consulta 23.05.2022

Gismera Angona, A. (2008). *Hiendelaencina y sus minas de plata.* AACHE Ediciones, Guadalajara. ISBN 9788496885394, 432 p.

Gómez-Ortiz, D., Martín-Velázquez, S., Martín-Crespo, T., De Ignacio-San José, C., Lillo-Ramos, J. (2010). *Application of electrical resistivity tomography to the environmental characterization of abandoned massive sulphide mine ponds (Iberian Pyrite Belt, SW Spain).* Near. Surf. Geophys. 2010, 8, 65–74.

González, O. (2011). *Impacto ambiental de las áreas de minería metálica: Aplicación de metodologías analíticas no destructivas al análisis geoquímico.* Tesis Doctoral,

Universidad Autónoma de Barcelona, 1–388.

IGME, Instituto Geológico y Minero de España (1972). *Informe sobre trabajos de investigación minera y sus resultados en los filones de la zona de Hiendelaencina (Guadalajara).* Madrid, IGME.

IGME, Instituto Geológico y Minero de España (1999a). Información sobre la balsa 0460-3-0001 http://info.igme.es/balsas/InfoBalsa.aspx?id=0460-3-0001

IGME, Instituto Geológico y Minero de España (1999b). Información sobre la balsa 0460-3-0002 http://info.igme.es/balsas/InfoBalsa.aspx?id=0460-3-0002

Lewis, A. E. (2010). *Hydrometallurgy Review of metal sulphide precipitation.* Hydrometallurgy, 104(2), 222–234.

López Gómez, A. (1969). *El distrito minero de Hiendelaencina (Guadalajara).* Cuadernos de Geografía, 6, 211-250

Martín-Crespo, T., Gómez-Ortiz, D., Martín-Velázquez, S., Martínez-Pagán, P., de Ignacio-San José, C., Lillo, J., Faz, A. (2018). *Geoenvironmental characterization of unstable abandoned mine tailings combining geophysical and geochemical methods (Cartagena–La Union).* Eng. Geol. 2018, 232, 135–146.

Martínez-Frías, J. (1992). *The Hiendelaencina mining district (Guadalajara, Spain).* Mineralium Deposita, 27(3), 206–212.

Molina, J.A., Oyarzun, R., Esbrí, J.M e Higueras, P. (2006). *Mercury accumulation in soils and plants in the Almadén mining district, Spain: one of the most contaminated sites on earth.* Environmental Geochemical Health (28): 487-498

Navidad, M. (1975). *Caracterización petrológica de los gneises glandulares del macizo de Hiendelaencina (Guadarrama oriental).* Estudios Geológicos, 31, 343-350.

Esdat (2009). Soil Remediation Circular. https://www.esdat.net/Environmental%20Standards/Dutch/ENGELSE%20versie%20circulaire%20Bodemsanering%202009.pdf

Opendata Agencia Estatal de Meteorología opendata.aemet.es Consulta 23.05.2022

Piper, A.M. (1944). *A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses.* EOS Transactions American Geophysical Union, 25(6), 914–928.

Portero, J.M., Pérez González, A., Díaz Molina, M., Gallardo, M.J., González Lodeiro, F., Aguilar, M.J. y Leal, C. (1982). Mapa Geológico Nacional Serie MAGNA escala 1:50.000. Hoja 460 (Hiendelaencina). IGME, Madrid. (Edición 1990)

Pryimak, V. (2021). *Caracterización*

geoquímica de la balsa de lodos de la mina de Hiendelaencina (Guadalajara). Trabajo Final de Grado,
Universidad Rey Juan Carlos.

Regidor Ipiña, D., Coig-O'Donnell Magro, E. de, Narro Sánchez, C. E., Morín de Pablos, J., & Fernández Calvo, C. (2010). *El plan de musealización de Hiendelaencina (Guadalajara).* De Re Metallica (Madrid): Revista de La Sociedad Española Para La Defensa Del Patrimonio Geológico y Minero, 14, 81–90.

Reynolds, J.M. (2001). *An Introduction to Applied and Environmental Geophysics.* Wiley Editorial. Inglaterra. 710 pp.

Rodríguez, R.L. (2002). *Estudio experimental de flujo y transporte de cromo, níquel y manganeso en residuos de la zona minera de Moa (Cuba): Influencia del comportamiento hidromecánico.* Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Cataluña. 459 pp.

Rodríguez, L., Ruiz, E., Alonso-Azacaráte, J y Rincón, J. (2008). *Heavy Metal Distribution and Chemical Speciation in Tailings and Soils around a Pb–Zn Mine in Spain.* ElSevier. Journal of Environmental Management 90: 1-11.

Smith, K. S. (2007). *Strategies to predict metal mobility in surficial mining environments.* GSA Reviews in Engineering Geology, 17(03), 25–45.

Telford, W. M., Geldart, L. P. y Sheriff, R. E. (1990). *Applied Geophysics.* Cambridge. United States of America. 877 pp.

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ
Y
UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

MASTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

PROYECTO DE FIN DE MASTER

Reconstrucción de series de caudal mensual empleando datos del Índice de Oscilación del Sur (IOS) para la cuenca del río Beni, Bolivia

AUTOR:
Diego Inturias Guzmán

DIRECTOR:
Mauricio Villazón Gómez (UMSS)
Ángel Udías Moinelo (URJC)

Alcalá de Henares, 06 de junio de 2022

ÍNDICE

RESUMEN..... 141

1. INTRODUCCIÓN, JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS 141

1.1. Introducción 141

1.2. Justificación..... 142

1.3. Objetivos 144

2. METODOLOGÍA 144

2.1. Zona de estudio 145

2.2. Base de datos..... 147

2.3. Análisis descriptivo de los datos 148

2.4. Modelos de función de transferencia 150

2.4.1. Modelos de función de transferencia 150

2.4.2. Identificación de estructura del modelo..... 151

2.4.3. Etapas de aplicación de la metodología..... 153

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN..... 155

3.1. Estimación de caudales en la estación Rurrenabaque a partir de la serie del Índice de Oscilación del Sur (Escenario 1) 155

3.2. Estimación de caudales en la estación Peñas Amarillas a partir de la serie de caudal de la estación Rurrenabaque (Escenario 2). 163

4. CONCLUSIONES 167

5. BIBLIOGRAFÍA..... 168

6. ANEXOS..... **¡Error! Marcador no definido.**

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Clasificación de desempeño según los indicadores de eficiencia NSE y R2. .. 153

Tabla 2. Indicadores de eficiencia R2 y NSE del modelo de función de transferencia.... 158

Tabla 3. Parámetros obtenidos para la estructura del modelo [1 2 0]..... 158

Tabla 4. Valores de factores de perturbación para mayoración de caudales simulados. . 162

Tabla 5. Indicadores de eficiencia R2 y NSE para las estructuras de función de transferencia. 164

Tabla 6. Parámetros constantes obtenidos para la estructura del modelo [2 1 0]..... 165

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Subcuenca del Río Beni con salida en la estación hidrológica Rurrenabaque (Elaborado a partir de datos SRTM, www.usgs.gov)..... 146

Figura 2. Registros mensuales del IOS junto a los eventos históricos La Niña y El Niño (obtenido de BOM, www.bom.gov.au).... 148

Figura 3. Caudal de la cuenca del río Beni en la estación Rurrenabaque; (A) serie de caudal para el periodo 1967 – 2016; (B) serie de caudal desestacionalizada, 1967 – 2016, las flechas rojas indican eventos El Niño y las flechas azules indican eventos La Niña; (C) serie IOS con umbrales de eventos La Niña y El Niño. (Elaborado a partir de datos del repositorio Hybam y BOM). 149

Figura 4. Serie de caudal mensual observado para las estaciones de Peñas Amarillas y

Rurrenabaque (elaborado a partir de datos del SENAMHI Bolivia, www.senamhi.gob.bo). 150
Figura 5. Flujo de trabajo aplicado en el análisis del escenario 1. 154
Figura 6. Flujo de trabajo aplicado en el análisis del escenario 2. 155
Figura 7. Coeficiente de correlación cruzada entre las series IOS y caudal de la estación Rurrenabaque (obtenido de la aplicación de la librería forecast/RStudio). 156
Figura 8. Serie de tiempo IOS perturbada con la serie de caudales medios mensuales multianuales. 156
Figura 9. Coeficiente de correlación cruzada entre la serie de tiempo IOSp perturbada y la serie de caudal de la estación Rurrenabaque. 157
Figura 10. Mejor ajuste del modelo simulado, periodo: 09/1976 – 09/2016. 159
Figura 11. Validación del modelo, periodo: 09/1967 – 08/1976. 159
Figura 12. Eficiencias R2 del modelo simulado en relación a los datos observados: a) Calibración; y b) Validación. 159
Figura 13. Estimación de serie de caudal mensual para el periodo 09/1944 – 08/1967 en la estación de Rurrenabaque, con base en los resultados de mejor ajuste del modelo dinámico autorregresivo. 160
Figura 14. Categorización de caudales máximos observados, simulados y ajustados (aplicación de un factor de perturbación); (A) enero; (B) febrero; (C) marzo; (D) abril; (E) Mayo; (F) caudal máximo por año hidrológico. 161
Figura 15. Determinación de eficiencias R2 en los escenarios analizados; (A) situación inicial resultado de la calibración del modelo; (B) Perturbación 1; (C) Perturbación 2; (D) Perturbación 3. 162
Figura 16. Series de caudal simulada y ajustada aplicando el criterio de mayoración por cuartiles. 163
Figura 17. Serie de caudal mensual reconstruida para el periodo 04/1876 – 08/1967. 163
Figura 18. Estimación de serie de caudal mensual para el periodo 09/1944 – 08/1967 con base en los resultados de mejor ajuste del modelo 164
Figura 19. Implementación del modelo de función de transferencia, periodo de calibración 09/2008 – 09/2016. 165
Figura 20. Validación del modelo de función de transferencia, periodo 09/2003 – 08/2008. 166
Figura 21. Eficiencias R2 de la implementación del modelo de función de transferencia: a) Periodo de calibración; y b) Periodo de validación. 166
Figura 22. Estimación/reconstrucción de caudales para el periodo 09/1967 – 08/2003 a partir de la serie de caudal en la estación Rurrenabaque. 166

TABLA DE ABREVIATURAS

BOM. Oficina de Meteorología del Gobierno de Australia

CCF. Coeficiente de Correlación Cruzada

DARX. Dynamic autoregressive exogenous variables

ENOS. El Niño-Oscilación del Sur

FT. Función de Transferencia

IOS. Índice de Oscilación del Sur

IOSp. Índice de Oscilación del Sur Perturbada

NSE. Indicador de Eficiencia de Nash-Sutcliffe

R2. Coeficiente de Determinación

RIV. Refined Instrumental Variable

SA. América del Sur

SENAMHI. Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología

SO-Hybam. Servicio de Observación de Recursos Hídricos de la Cuenca Amazónica

TNA. Índice del Atlántico Norte Tropical

TSM. Temperatura de la Superficie del Mar

YIC. Young Identification Criterion

RESUMEN

En el presente estudio se ha analizado la reconstrucción de caudales mensuales, en un periodo previo al monitoreo hidrológico (1967 – 2016), para la cuenca del río Beni, estación Rurrenabaque (pie de monte de Amazonia Boliviana), a partir de datos históricos (1876 – 2016) de la serie mensual del Índice de Oscilación del Sur (IOS) que caracteriza los eventos del fenómeno El Niño y La Niña.

En un primer análisis se ha perturbado la serie IOS por el factor correspondiente a la media mensual multianual de la estación Rurrenabaque. A partir de la serie de caudal mensual observado y serie IOS perturbada, se ha implementado un modelo autorregresivo de función de transferencia, en el que se obtuvieron respectivamente eficiencias de Nash and Sutcliffe NSE = 0.72 y NSE = 0.73, para el proceso de calibración y validación del modelo.

Estos caudales simulados fueron afectados por un factor de mayoración de cuartiles, en el que se ha mejorado la estimación de los caudales máximos simulados. A través del modelo ajustado se ha reconstruido la serie de caudal mensual para el periodo 04/1876 – 08/1967.

Los resultados de este trabajo muestran la utilidad de la información climática exógena y la aplicación de métodos de función de transferencia, en la generación de información hidrológica dentro de una cuenca hidrográfica con datos limitados.

1. INTRODUCCIÓN, JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

1.1. Introducción

El Niño-Oscilación del Sur (ENOS) influye en América del Sur (SA) al modificar un conjunto único de procesos meteorológicos vinculados a la convección inducida por el calentamiento costero, la circulación de Walker o las anomalías de la circulación atmosférica relacionadas con el tren de ondas de Rossby. Los impactos de El Niño en SA presentan un patrón con inundaciones a lo largo de la costa oeste de Ecuador y Perú, y Colombia, y sequía en la Amazonía y el noreste del continente (Cai, McPhaden, & Grimm, 2020).

Los registros climáticos y los cálculos del modelo de circulación general sugieren que las variaciones interanuales en el régimen de precipitaciones y, por lo tanto, la descarga del Amazonas pueden estar vinculadas a cambios en la circulación general de la atmósfera sobre el Océano Pacífico tropical asociados con el fenómeno El Niño Oscilación del Sur. Los principales eventos ENOS, por ejemplo, 1925 – 1926 y 1982 – 1983, se reflejan en caudales bajos pronunciados. El efecto contrario, también es evidente, caudales altos asociado con la fase positiva de la Oscilación del Sur. Las aguas inusualmente frías del Pacífico oriental en 1989 también están acompañadas por una alta descarga en el Amazonas (Richey, Nobre, & Deser, 1989).

En la Amazonía, el evento El Niño de 2015-16 generó condiciones de sequía extrema (Jiménez- Muñoz, 2016), y que estas se ven

amplificadas por las tendencias subyacentes del cambio climático, generando un mayor riesgo de incendios en el Amazonas (Erfanian, Wang, & Fomenko, 2017). Asimismo, otro año identificado y categorizado como extremadamente seco corresponde al evento El Niño 1983 (Marengo & Hastenrath, 1993).

La reducción de las precipitaciones y los bajos niveles de agua de los ríos en el norte de la Amazonía tienden a coincidir con El Niño fuerte o muy fuerte, como en 1912, 1926, 1983 y 1987 (Marengo J. A., 1992).

Por otro lado, la respuesta de la lluvia a los eventos de El Niño Oscilación del Sur cambia de una región a otra de la cuenca del Amazonas, y no se observa una relación clara en la parte suroeste de la cuenca (Marengo J. A., 2009). En la Amazonía occidental, algunas inundaciones recientes se asociaron con eventos de La Niña (1989, 1999, 2011 y 2012). También se observa mayores precipitaciones de verano en los llanos del norte de Bolivia durante los episodios de La Niña, período 1960-2009 (Espinoza, 2013). En las cuencas altas del Beni-Mamoré, Bolivia (suroeste de la cuenca Amazonas) se observan señales inversas, con menores precipitaciones durante El Niño en los Andes por encima de los 1500 m y menores precipitaciones durante La Niña en los llanos central y sur (Ronchail & Gallaire, 2006).

El 30% de la variabilidad de la descarga del Río Beni (Amazonía Boliviana) se explica por los eventos El Niño Oscilación del Sur (ENOS) y el 25% por las temperaturas de la superficie del mar en el Atlántico tropical. En el piedemonte andino y en las tierras bajas, el ENOS explica el 45% de las descargas, pero las diferencias en las longitudes de las series también pueden contribuir a este mejor resultado. Por el contrario, la relación con el Atlántico tropical sur es solo una tendencia y no es estadísticamente significativa (Ronchail, et al., 2003).

También, se ha visto una tele-conexión con los ciclos de Niños y Niñas en el régimen hidrológico en Bolivia, donde los valles y parte de las zonas altas se secan y la amazonia se inunda en presencia de un evento Niño fuerte. Los ciclos identificados tienen una duración de 15 años en promedio (Villazon, 2016).

Los modelos de función de transferencia son útiles para evaluación y procesamiento de datos ambientales y científicos. La aplicación del modelo entre las mediciones de la variable de Oxígeno Disuelto y horas de sol medidas sobre el río Cam en Cambridge, mostraron resultados de análisis directo, rápido y objetivo, que revela que la naturaleza potencialmente cambiante de la relación entre las variables se puede representar mediante estos modelos (Taylor, Pedregal, Young, & W., 2007). La aplicación en modelos hidrodinámicos con enfoque en inundaciones, relacionando las variables de resistencia de flujo en el lecho, velocidad, caudal, y niveles de agua, mostraron resultados notables en el uso de modelos de función de transferencia (Goméz, 2012).

1.2. Justificación

En el clima de la cuenca amazónica se presenta una variedad de fenómenos hidrometeorológicos e hidroclimáticos extremos que afectan el sistema socioeconómico de la región y, en ocasiones, generan situaciones de desastre. Las sequías y las inundaciones son los fenómenos hidroclimáticos extremos de mayor relevancia. La variabilidad de la precipitación que regula la recurrencia de estos fenómenos presenta una mayor frecuencia de sus valores extremos en el sur de la cuenca (Amazonía boliviana y un sector entre Bolivia y Brasil). El análisis del estado de los sistemas expuestos a los embates de la sequía señaló que la vulnerabilidad es mayor en la parte alta andina (Amazonía boliviana, peruana y ecuatoriana), y respecto a las inundaciones, se encontró que la mayor vulnerabilidad se ubica en un amplio sector del suroriente, en localizaciones a lo largo del río Amazonas y en el piedemonte de los Andes (Río Beni); toda la zona plana contigua al río Amazonas o de sus afluentes presenta vulnerabilidad alta o muy alta (Pabón-Caicedo, et al., 2018).

La serie de la estación de Rurrenabaque, pie de monte de la cuenca del río Beni (Bolivia), aunque muestra una débil relación entre la TSM (Temperatura de la Superficie del Mar) TNA (Índice del Atlántico Norte Tropical) y la descarga del periodo húmedo, se han visto anomalías de descarga positivas cuando la TSM del Pacífico ecuatorial es más baja de lo normal (eventos La Niña). Por lo que, varias inundaciones estuvieron relacionadas con eventos La Niña, por ejemplo, los años 1999 y 2011 fueron eventos extremos La Niña (Molina-Carpio, et al., 2017).

Un análisis entre las series del Índice de Oscilación del Sur (IOS) y de los ríos Trombetas y el Jy-Paraná ubicados en los lados este y oeste de la cuenca amazónica brasileña respectivamente, muestra que las descargas de los ríos amazónicos se correlacionan positivamente con la serie de IOS. Los resultados sugieren que la serie IOS es un predictor potencial, al menos cualitativamente, de las descargas mensuales de los ríos en la América del Sur Tropical, especialmente cuando el valor absoluto de IOS es alto. Dado que la serie IOS existe desde 1880, este puede ser un parámetro valioso en los análisis de regresión estadística para reconstruir la serie temporal de caudales en ríos con series cortas, de los cuales, casi siempre, los únicos datos con los que cuentan los hidrólogos para planificar, especialmente en la región amazónica (Molion & Moraes, 1987).

En marco de lo descrito, es evidente la necesidad de contar con información de los volúmenes de descarga en las cuencas dentro de Amazonía Boliviana, por un lado es importante para fines de planificación hidrológica, y por otro para mejorar las predicciones de caudal de eventos hidrológicos influenciados por fenómenos hidrometeorológicos e hidro climáticos extremos.

Se espera que los resultados del trabajo den pie a mejorar las predicciones de los caudales, tanto a priori como a posteriori, utilizando

datos exógenos como el Índice de Oscilación del Sur, y otras variables que puedan tener un rol relevante de correlación con los fenómenos hidro-climáticos extremos.

1.3. Objetivos

El objetivo de este trabajo es reconstruir la serie de caudal mensual en el periodo 1876-1967 para la estación hidrológica de Rurrenabaque (cuenca del Río Beni, pie de monte de Amazonia Boliviana) empleando datos del Índice de Oscilación de Sur (IOS), mediante la aplicación de un modelo de función de transferencia.

Como objetivos secundarios se plantean:

i. Realizar un análisis descriptivo a la serie de caudal mensual de la estación Rurrenabaque (periodo con datos disponibles de 09/1967-09/2016), y a la serie del IOS para el periodo 09/1876-09/2016.

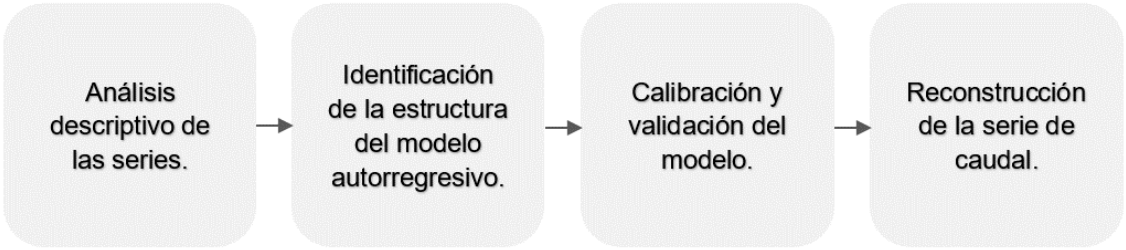
ii. Calibrar y validar el modelo autorregresivo de función de transferencia, entre la serie exógena (IOS) y serie endógena (estación de Rurrenabaque).

iii. Reconstruir la serie de caudal mensual para la estación de Rurrenabaque, con los parámetros obtenidos del modelo implementado, para el periodo 09/1876-08/1967.

iv. Reconstruir la serie de caudal mensual de la estación Peñas Amarillas, ubicada aguas debajo de la estación Rurrenabaque, a partir de los datos de caudal de la estación Rurrenabaque.

2. METODOLOGÍA

En esta sección se explica el enfoque de la reconstrucción de caudales mensuales empleado que consiste en la técnica de función de transferencia de un modelo autorregresivo con datos de entrada de una serie exógena. El siguiente esquema muestra las principales etapas del método utilizado.



El modelo de función de transferencia fue aplicado a los siguientes dos escenarios:

- Serie de tiempo de caudal en la estación hidrológica de Rurrenabaque (1967-2016), empleando como serie exógena el Índice de Oscilación del Sur (1876-2016).

Serie de tiempo de caudal de la estación hidrológica Peñas Amarillas (2003-2016), empleando como serie exógena los caudales de la estación hidrológica de Rurrenabaque (1967-2016).

2.1. Zona de estudio

La cuenca del Río Beni se ubica al este de la Cordillera de los Andes en Bolivia, entre los 14º y 18ºS y los 66º y 69º E (Figura 38). Se extiende sobre un rango altitudinal de 200–6450 m.s.n.m. y una superficie de 70.000 km^2, que representa el 25% de la subcuenca del Beni y el 6,3% del territorio de Bolivia (Rivera, 2019). Su topografía es variada, ya que presenta zonas altas o cordilleranas en sus regiones del oeste y del sur, pasando por zonas de transición o valles interandinos, para posteriormente confluir en el subandino, que es el límite natural con el llano beniano (Molina-Carpio J. , et al., 2019). Según los registros históricos disponibles el caudal medio mensual en la desembocadura, estación Rurrenabaque, es de 2043.19 m^3/s, para el periodo hidrológico 1967-2016.

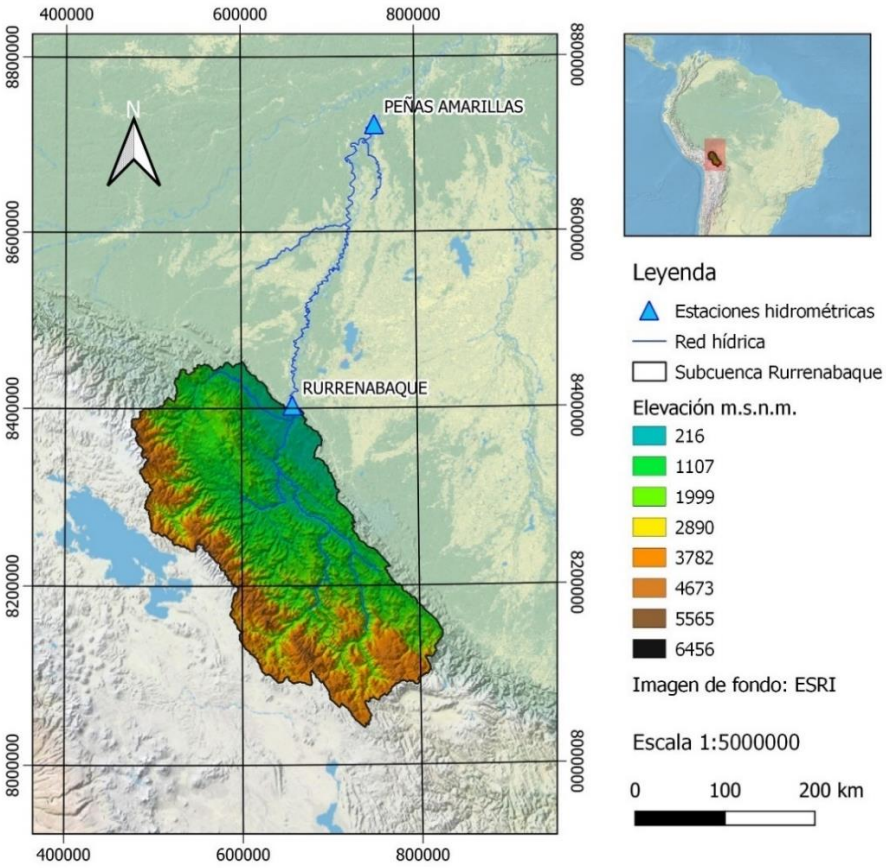


Figura 38. Subcuenca del Río Beni con salida en la estación hidrológica Rurrenabaque (Elaborado a partir de datos SRTM, www.usgs.gov)

La interacción entre la topografía compleja y la circulación atmosférica a gran escala (p. ej., el sistema monzónico sudamericano, la interacción del flujo sudamericano de bajo nivel, las intrusiones de los vientos del sur, etc.) crea una distribución espacial compleja de las precipitaciones (Molina-Carpio J. , et al., 2019). Se ha visto que no existe una relación clara entre la precipitación anual y la altitud, pero se observa una fuerte variabilidad espacial de las precipitaciones, desde menos de 300 mm/año en algunos valles andinos en el lado de sotavento de la cordillera hasta 6000 mm/año en las laderas de la cordillera flanco de los Andes expuesto a vientos alisios húmedos (Yungas) y en posiciones que favorecen un fuerte levantamiento de aire (Espinoza J.C. et al., 2009). En el centro de la región del Beni, los promedios de precipitación anuales se distribuyen entre 1600 y 2000 mm al año, aumentando hacia el borde de los Andes y llegando a más de 5000 mm sobre las

cabeceras de los tributarios andinos (Roche, 1990).

En los Andes, las cuencas hidrográficas están fuertemente contrastadas; desde subcuencas semiáridas y altamente erosionables incisas en el Altiplano (subcuenca del río La Paz), hasta subcuencas hiperhúmedas densamente vegetadas en la Cordillera Oriental (valles de las Yungas), o la región pie de monte del Alto-Beni (Guyot, Jouanneau, & Wasson, 1999).

2.2. Base de datos

Los datos mensuales de las dos estaciones hidrológicas fueron proveídos del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología de Bolivia (SENAMHI), y el repositorio del Servicio de Observación de Recursos Hídricos de la Cuenca Amazónica (SO-Hybam). La serie del Índice de Oscilación del Sur fue adquirido del sitio web de la Oficina de Meteorología del Gobierno de Australia (BOM).

Se seleccionaron las estaciones hidrológicas de Rurrenabaque y Peñas Amarillas en base a la importancia de la cuenca, la calidad de datos, y la longitud de registros históricos disponibles. Las dos cuencas están localizadas en la cuenca del Río Beni. Los periodos de datos disponibles fueron 1967-2016 en la estación de Rurrenabaque y 2003-2016 en la estación de Peñas Amarillas.

Respecto a la serie del Índice de Oscilación del Sur (IOS), el periodo de datos disponibles fue 1876-2016 (Figura 39). El IOS da una indicación del desarrollo y la intensidad de los eventos de El Niño o La Niña en el Océano Pacífico, y se calcula utilizando las diferencias de presión entre Tahití y Darwin.

Los valores negativos sostenidos del IOS inferiores a -7 a menudo indican episodios de El Niño. Estos valores negativos suelen ir acompañados de un calentamiento sostenido del Océano Pacífico tropical central y oriental, una disminución de la fuerza de los vientos alisios del Pacífico. Los valores positivos sostenidos del IOS superiores a +7 son típicos de un episodio de La Niña. Están asociados con vientos alisios del Pacífico más fuertes y temperaturas del mar más cálidas en el norte de Australia. Las aguas en el Océano Pacífico tropical central y oriental se vuelven más frías durante este tiempo (Australian Government, 2022).

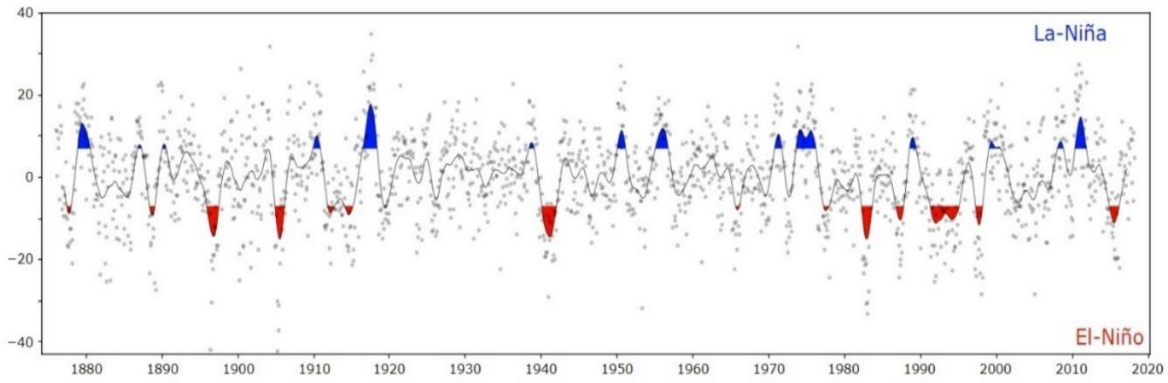


Figura 39. Registros mensuales del IOS junto a los eventos históricos La Niña y El Niño (obtenido de BOM, www.bom.gov.au).

2.3. Análisis descriptivo de los datos

Las características que destacan de la serie de caudal del río Beni, en la estación de Rurrenabaque, son su magnitud y su hidrograma estacionalmente marcado (Figura 40A). Según los registros históricos disponibles el valor medio mensual de caudal para el periodo hidrológico 1967 al 2016 es 2043.19 m^3/s, el caudal mínimo mensual varía entre 251.97 y 1006.32 m^3/s y el caudal máximo mensual entre 1802.93 y 12197.96 m^3/s. Según (Espinoza, et al., 2014) se reportan condiciones húmedas sin precedentes en el verano de 2014 (diciembre-marzo) en el suroeste de la Amazonía, en el que la descarga en el río Reni (estación Rurrenabaque) ha sido un 380% superior a la normal.

Con el objetivo de analizar la variabilidad de la serie de caudal de una forma más clara se ha quitado la estacionalidad de la serie, y sobre la cual se ha marcado con flechas de color azul y rojo, los eventos extraordinarios La Niña y El Niño registrados por el IOS, respectivamente (Figura 40B), donde se observa que la mayoría de los eventos El Niño coincide con periodos de déficit y la mayoría de los eventos La Niña con periodos de exceso. La Figura 40C muestra la serie mensual y la tendencia del IOS para el periodo 1967-2016, y los umbrales que categorización de eventos La Niña y El Niño.

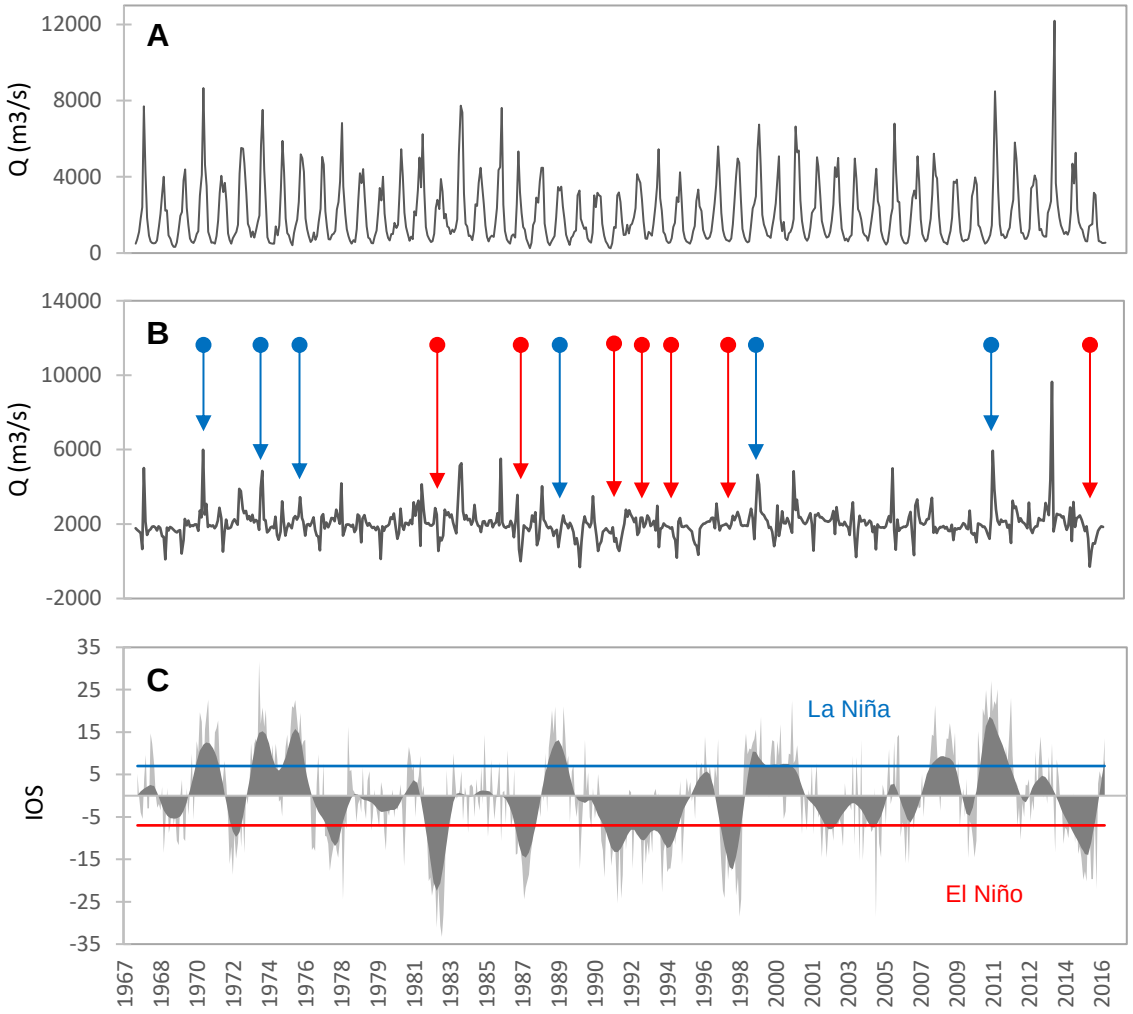


Figura 40. Caudal de la cuenca del río Beni en la estación Rurrenabaque; (A) serie de caudal para el periodo 1967 – 2016; (B) serie de caudal desestacionalizada, 1967 – 2016, las flechas rojas indican eventos El Niño y las flechas azules indican eventos La Niña; (C) serie IOS con umbrales de eventos La Niña y El Niño. (Elaborado a partir de datos del repositorio Hybam y BOM).

Respecto a la estación de Peñas Amarillas, localizada sobre el río Beni a una distancia aproximadamente de 350 km aguas debajo de la estación Rurrenabaque, para el periodo hidrológico 2003 – 2016, tiene valor medio mensual de caudal de 2642.32 m^3/s, el caudal mínimo mensual varía entre 454.78 y 1362.79 m^3/s y el caudal máximo mensual entre 2655.20 y 10656.61 m^3/s.

La Figura 41 muestra las series de caudal mensual histórico registrado en la estación de Peñas Amarillas (09/2003-09/2016, 13 años hidrológicos).

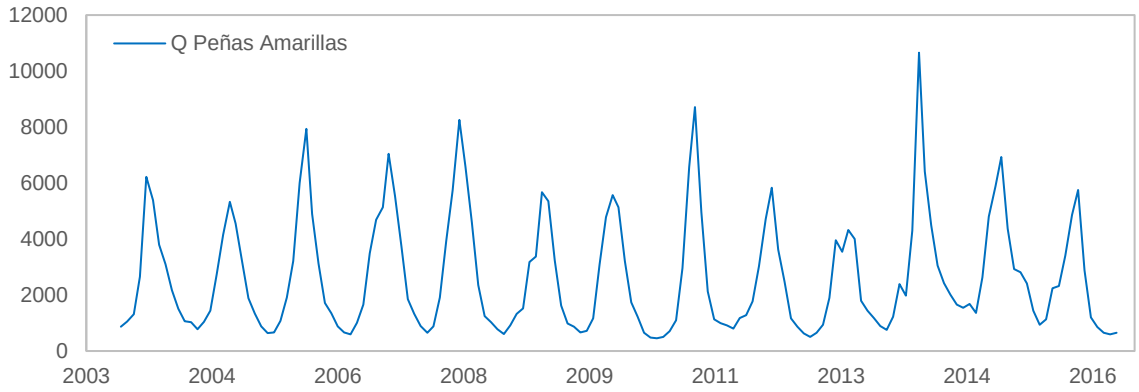


Figura 41. Serie de caudal mensual observado para las estaciones de Peñas Amarillas y Rurrenabaque (elaborado a partir de datos del SENAMHI Bolivia, www.senamhi.gob.bo).

2.4. Modelos de función de transferencia

Un modelo de función de transferencia es aquel que describe una respuesta dinámica, suponiendo que X mide el nivel de una entrada a un sistema dinámico. Supongamos que el nivel de X influye en el nivel de salida de un sistema Y. Por lo general, debido a la inercia del sistema, un cambio en X de un nivel a otro no tendrá un efecto inmediato en la salida, sino que producirá una respuesta retardada con Y eventualmente llegando al equilibrio en un nuevo nivel. Nos referimos a tal cambio como una respuesta dinámica. Supondremos que las observaciones de entrada y salida se realizan a intervalos de tiempo equiespaciados. El modelo de función de transferencia asociado se denominará entonces modelo de función de transferencia discreta (Box, Jenkins, Reinsel, & Ljung, 2016).

El modelo Dinámico Autorregresivo con entradas Exógenas (DARX) es empleado en este estudio a través de la herramienta CAPTAIN Toolbox[11]. El método y la herramienta se halla descrito en detalle en (Taylor, Pedregal, Young, & W., 2007).

El pronóstico y retrospectiva son una parte inherente de estos métodos, que emplean algoritmos de interpolación óptima del filtro de Kalman (Harvey, 1989) y suavizado a intervalos fijos (Bryson, 1969), para las muestras faltantes en la serie de tiempo. Si las observaciones que faltan se encuentran inmediatamente después de la última muestra o antes de la primera, se producen pronósticos y retrospectivas óptimos de manera similar.

2.4.1. Modelos de función de transferencia

El modelo DARX (Dynamic autoregressive exogenous variables) es una extensión del modelo DAR (Dynamic Auto-Regression) que incluye como dato de entrada series de tiempo exógena que afecta la variable "dependiente" y_t en una forma dinámica, y

[11] CAPTAIN TOOLBOX. Herramienta de análisis y pronóstico de series de temporales.

los valores pasados de la variable dependiente también son regresores del sistema (Young P. C., 2011). Todos los parámetros que afectan las variables exógenas y los valores pasados de la variable dependiente (variables endógenas) pueden ser parámetros que varían en el tiempo. Para el caso de una variable simple de entrada exógena u_t, el modelo tiene la siguiente forma,

$$y_t = -a_{1t}y_{t-1} - a_{2t}y_{t-2} - \cdots - a_{nt}y_{t-n} + b_{0t}u_{t-\delta} + b_{1t}u_{t-\delta-1} + \cdots + b_{mt}u_{t-\delta-m} + e_t \quad [1]$$

Donde:

y_t: Variable dependiente (variable endógena).

u_t: Dato de entrada exógena.

a_n: Parámetro que afecta a la variable dependiente con retardo y_{t-n}.

b_m: Parámetro que afecta a la entrada exógena con retardo $u_{t-\delta-m}$.

δ: Número de muestras de tiempo de retardo (retardo temporal puro).

e_t: Ruido de tiempo discreto con media cero.

El modelo [1] se puede escribir en la misma forma de regresión lineal que se consideró anteriormente pero con el vector de regresión ahora denotado por z(t) y un vector de parámetros denotado por (ρ) para enfatizar las diferencias, es decir de siguiente forma,

$$y_t = z^T{}_t \cdot \rho + e_t \quad [2]$$

Donde, ahora:

$$z^T{}_t = \begin{bmatrix} -y_{t-1} & -y_{t-2}\ldots & -y_{t-n} & u_t & u_{t-1}\ldots & u_{t-m} \end{bmatrix} \quad [3]$$

$$\rho_t = \begin{bmatrix} a1_t & a2_t\ldots & an_t & b0_t & b1_t\ldots & bm_t \end{bmatrix} \quad [4]$$

2.4.2. Identificación de estructura del modelo

La estructura del modelo de Función de Transferencia (FT), descrita como $[a_n b_m \delta]$ requiere ser identificada adecuadamente y estar basada en los datos, antes de la aplicación de los modelos autorregresivos. Está fuertemente vinculada con la 'identificabilidad' del modelo; después de todo, todo el objetivo de la identificación de la estructura del modelo es la inferencia basada en datos de un modelo identificable. La estructura del modelo a menudo está lejos de ser fácil de "determinar" (Young P. C., 2011).

Para la identificación de esta estructura se emplea la función RIV (Refined Instrumental Variable) a través de la herramienta Captain Toolbox (Taylor, Pedregal, Young, & W., 2007), que proporcionan diagnósticos

estadísticos de estimación de parámetros que caracterizan el modelo de función de transferencia.

Las dos medidas estadísticas utilizadas, para la identificación de la estructura del modelo, son el Coeficiente de Determinación RT2, basado en el error de respuesta, que es una medida simple del ajuste del modelo (donde la unidad indica un ajuste perfecto); y el criterio YIC (Young Identification Criterion), que proporciona una medida combinada de ajuste y eficiencia paramétrica, con valores negativos grandes que indican un modelo que explica bien los datos de salida, sin parametrización excesiva.

El primero de ellos está relacionado con el conocido Coeficiente de Determinación, RT2, que se deriva del análisis de regresión, donde proporciona una medida de qué tan bien el modelo de regresión explica la variable dependiente (Taylor, Pedregal, Young, & W., 2007).

$$R_T^2 = 1 - \frac{\sigma^2}{\sigma_y^2}$$
$$\sigma^2 = \frac{1}{N}\sum_{t=1}^{t=N}\left(e_t - \overline{e_t}\right)^2 \qquad [5]$$
$$\sigma_y^2 = \frac{1}{N}\sum_{t=1}^{t=N}\left(y_t - \overline{y_t}\right)^2$$

En el contexto de identificación de transferencia de función $\overline{e_t}$ es $y_t - \overline{x_t}$ entre la medida y_t y la salida del modelo simulado FT $\overline{x_t}$. En otras palabras, RT2 proporciona una medida de cuánto de la varianza σ_y^2 asociada con el resultado del modelo medido y_t se explica por la parte determinista del modelo FT. Esta salida determinista del modelo es muy importante ya que explica que parte de la salida que se estima es causada por la entrada u_t. Un problema con RT2, si se usa solo, es que puede favorecer modelos sobre parametrizados, que a menudo pueden explicar bien los datos: en otras palabras, necesitamos otra medida que, al mismo tiempo que garantiza una buena explicación de los datos definidos por un alto valor RT2, también evita tal parametrización excesiva y sugiera un modelo identificable que es paramétricamente eficiente (Young P. C., 2011).

El criterio YIC es más complejo y utiliza términos logarítmicos, de modo que los modelos mejorados se indican mediante valores cada vez más negativos.

$$YIC = \log_e\left\{\frac{\sigma^2}{\sigma_y^2}\right\} + \log_e EVN \qquad [6]$$

$$EVN = \frac{1}{n_\rho}\sum_{i=1}^{i=n_\rho}\frac{\overline{\sigma}^2 \cdot p_{ii}}{\overline{\rho}_i^2} \qquad [7]$$

El primer término es una medida relativa de qué tan bien el modelo explica los datos. El segundo término se relaciona con el condicionamiento de la matriz de productos cruzados de variables instrumentales y es una medida de la potencial sobreparametrización en el modelo. En particular, $\overline{\sigma}^2 \cdot p_{ii}$ son los errores estándar de las estimaciones de los parámetros, donde los errores estándar más

grandes implican valores YIC más pobres. El mayor valor negativo de YIC asegura un mejor ajuste del modelo (Young P. C., 2011).

Respecto a los criterios estadísticos utilizados para evaluar el desempeño de los métodos implementados, se ha empleado el Indicador de Eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE) y el coeficiente de determinación R2. El indicador NSE es una estadística normalizada para determinar la magnitud relativa de la varianza residual en comparación con la varianza de los datos medidos, lo que indica la concordancia entre los datos observados y los simulados (Nash & Sutcliffe, 1970). El Coeficiente de Determinación (R2) describe la proporción de la varianza en los datos medidos explicada por el modelo. Va de 0 a 1, con valores más cercanos a 1 que indican menos varianza de error.

$$NSE = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^{n} (xobs(i) - ysim(i))^2}{\sum_{i=1}^{n} (xobs(i) - \overline{xobs})^2} \right] \quad [8]$$

$$R^2 = \frac{\left[\sum_{i}^{n} (xobs(i) - \overline{xobs}) \cdot (ysim(i) - \overline{ysim}) \right]^2}{\sum_{i}^{n} (xobs(i) - \overline{xobs})^2 \cdot \sum_{i}^{n} (ysim(i) - \overline{ysim})^2} \quad [9]$$

Donde:

$xobs(i)$	:	Datos observados en el mes (i).
$\overline{xobs}$	:	Media de los datos observados.
$ysim(i)$	:	Valor simulado por el modelo en el mes (i).
$\overline{ysim}$	:	Media de los valores simulados.
n	:	Número total de observaciones.

La clasificación del desempeño de los indicadores de eficiencia, y para evaluaciones con período de tiempo mensual, se presentan en la Tabla 35 (Moriasi, et al., 2007).

Tabla 35. Clasificación de desempeño según los indicadores de eficiencia NSE y R2.

Clasificación de desempeño	NSE	R2
Muy bueno	0.75 < NSE ≤ 1.00	≥ 0.60
Bueno	0.65 < NSE ≤ 0.75	
Satisfactorio	0.50 < NSE ≤ 0.65	
Insatisfactorio	≤ 0.50	

2.4.3. Etapas de aplicación de la metodología

El análisis fue realizado en cuatro partes interrelacionadas: 1) Se ha recopilado y realizado un análisis descriptivo a las series mensuales de caudal y del Índice de Oscilación del Sur; 2) Se ha perturbado la serie del IOS por el factor de la media mensual multianual (aplicado solo a la estación de Rurrenabaque) incluyendo el desface encontrado en el cálculo del coeficiente de correlación cruzada; 3) Se ha implementado el modelo autorregresivo de función de transferencia, en el que se ha calibrado y validado el modelo; 4) Se ha ajustado los

caudales máximos simulados por un factor de mayoración de cuartiles (aplicado solo a la estación de Rurrenabaque). Finalmente, se ha reconstruido la serie de caudal a partir del modelo ajustado.

La metodología fue aplicada a dos escenarios. En el primer escenario se ha estimado los caudales mensuales para la estación de Rurrenabaque con datos del IOS. En el segundo escenario se ha estimado los caudales mensuales para la estación Peñas Amarillas a partir de los datos de la estación Rurrenabaque, en este último escenario no se incluye en el análisis la variable del IOS. La Figura 42 y Figura 43 muestra esquemáticamente el flujo de trabajo planteado.

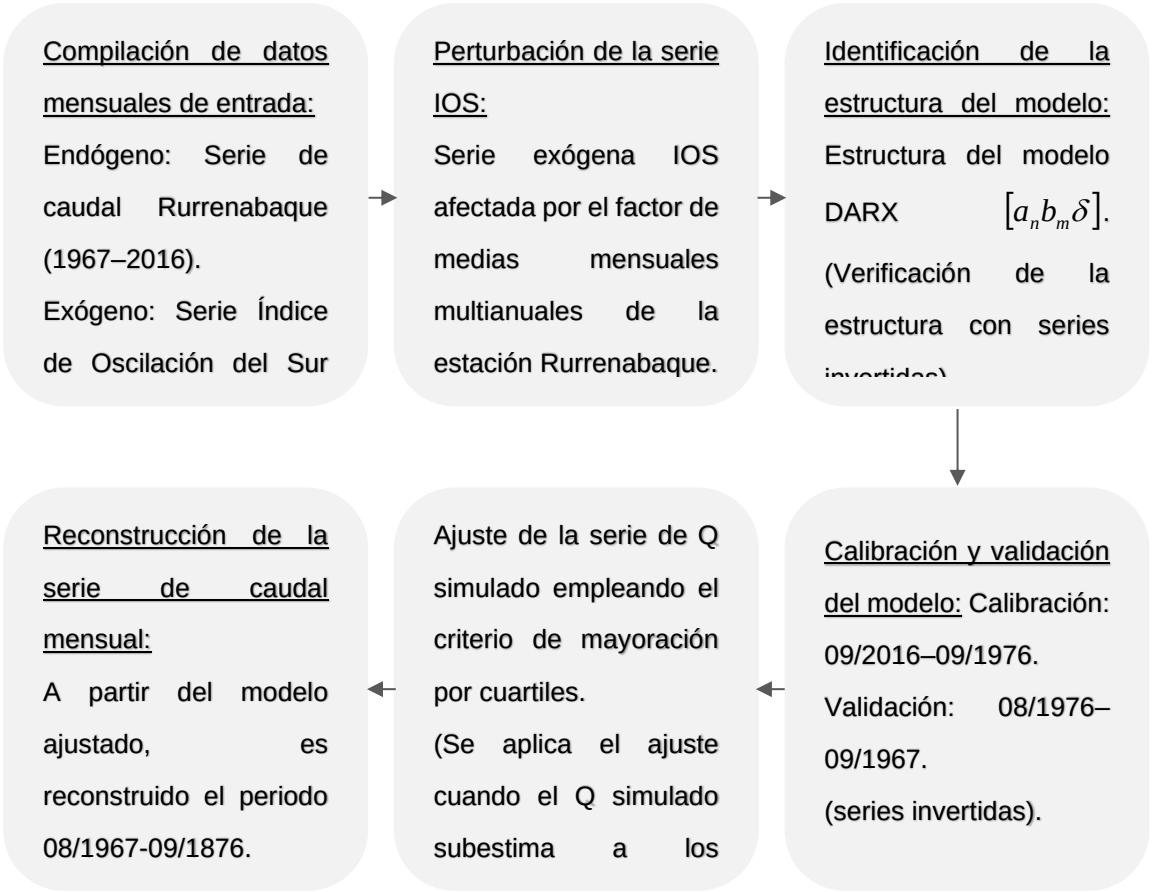


Figura 42. Flujo de trabajo aplicado en el análisis del escenario 1.

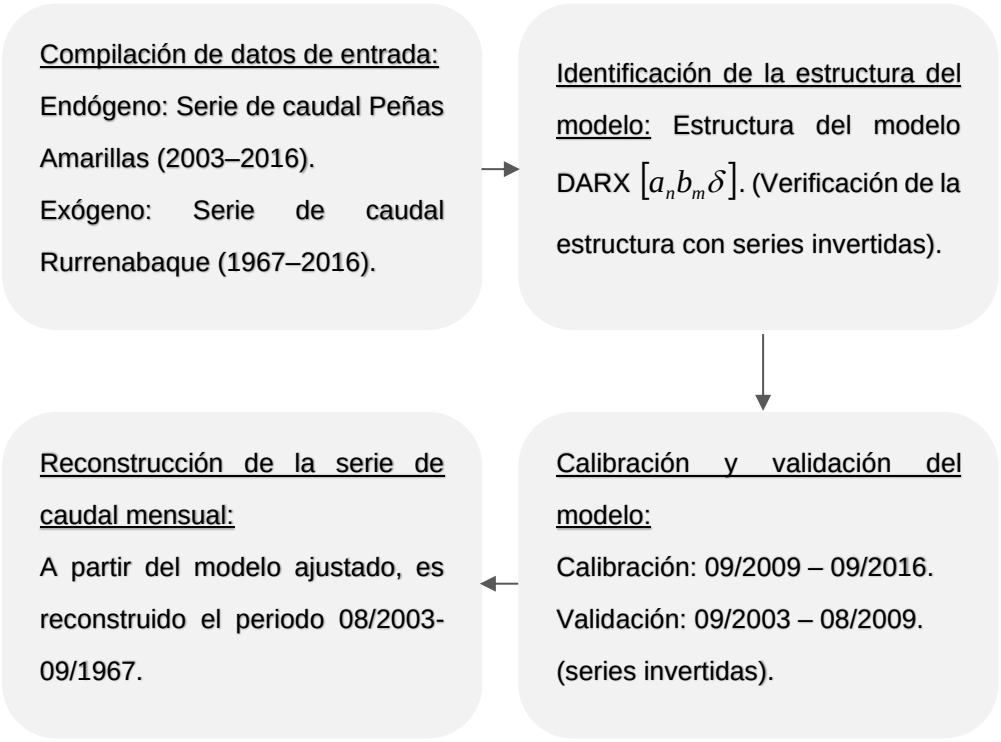


Figura 43. Flujo de trabajo aplicado en el análisis del escenario 2.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La presente sección describe los resultados de la aplicación del modelo autorregresivo de función de transferencia para los dos escenarios propuestos:

- Escenario 1. Serie de tiempo de caudal en la estación hidrológica de Rurrenabaque (1967-2016), empleando como serie exógena el Índice de Oscilación del Sur (1876-2016).
- Escenario 2. Serie de tiempo de caudal de la estación hidrológica Peñas Amarillas (2003-2016), empleando como serie exógena los caudales de la estación hidrológica de Rurrenabaque (1967-2016).

3.1. Estimación de caudales en la estación Rurrenabaque a partir de la serie del Índice de Oscilación del Sur (Escenario 1)

Partiendo de la hipótesis de una posible tele-conexión entre la serie mensual de caudal de la estación hidrológica Rurrenabaque y el Índice de Oscilación del Sur, un primer análisis fue realizado calculando el Coeficiente de Correlación Cruzada CCF, que se define como la correlación cruzada se define como la correlación entre una serie X_t en un tiempo dado, t, con otra serie en un tiempo anterior o posterior, $Y_{t\pm k}$. (Guevara Díaz, 2014). Se obtuvo un valor máximo de 0.1401 para un desfase de 3 meses (lag+3), lo cual es un indicador de una baja correlación, no obstante, se observa una relación marcada en el comportamiento estacional que se supone como una característica de un sistema con variaciones estacionales (Figura 44).

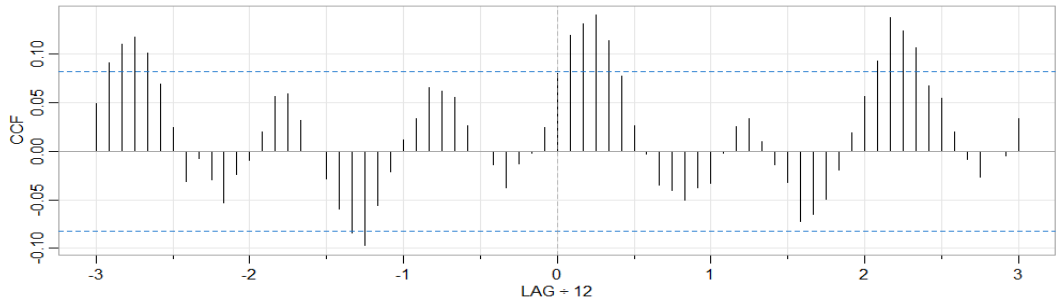


Figura 44. Coeficiente de correlación cruzada entre las series IOS y caudal de la estación Rurrenabaque (obtenido de la aplicación de la librería forecast/RStudio).

Con base en el comportamiento estacional observado en el grafico anterior y a fin de encontrar una mejor correlación entre las series de análisis, se ha planteado perturbar la serie de tiempo de IOS empleando como factor la serie de caudal media mensual multianual del periodo disponible de dato de la estación hidrológica Rurrenabaque y también se ha aplicado el desface de 3 meses encontrado en el análisis del CCF. A este efecto, para evitar valores negativos en la nueva serie, fue añadido un valor de 40 a toda la serie de IOS. La Figura 45 muestra la serie del Índice de Oscilación del Sur Perturbada (denotada como IOSp) en relación a la serie de caudal observado en el Río Beni.

La serie perturbada IOSp genera un valor de 0.86 en el análisis del coeficiente de correlación cruzada, en el que no se observa un desface (lag) y se ha visto la variación estacionalidad muy pronunciada (Figura 46), algo que se esperaba debido al factor de perturbación utilizado.

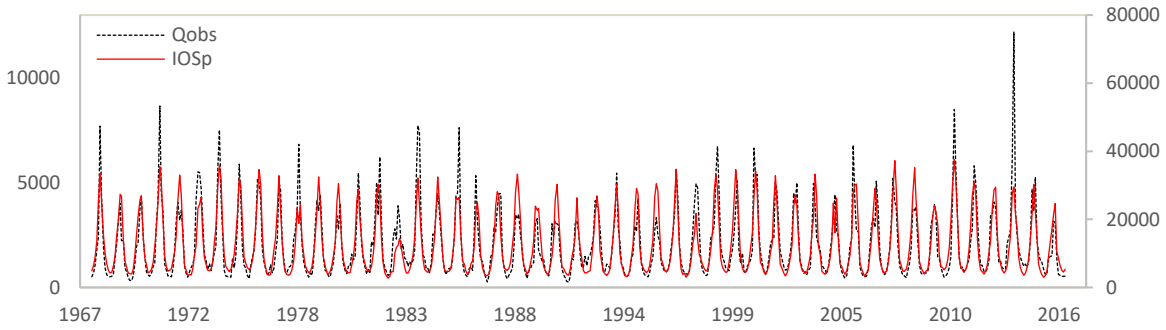


Figura 45. Serie de tiempo IOS perturbada con la serie de caudales medios mensuales multianuales.

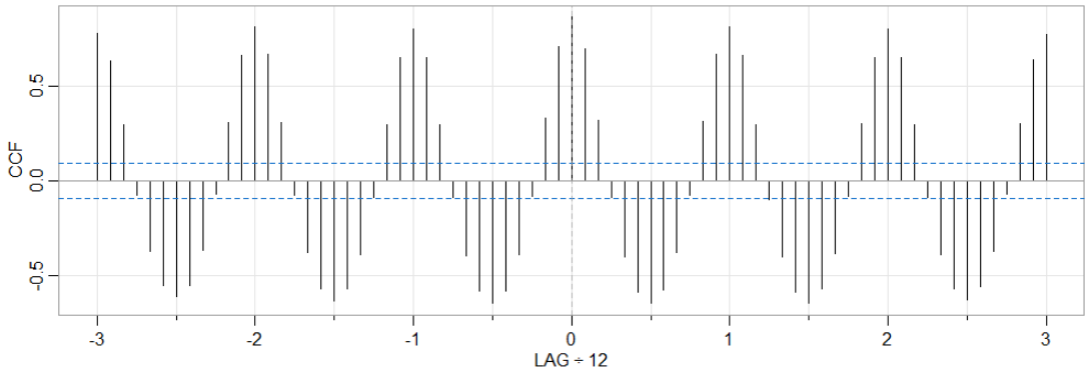


Figura 46. Coeficiente de correlación cruzada entre la serie de tiempo IOSp perturbada y la serie de caudal de la estación Rurrenabaque.

Partiendo de estos resultados de correlación, fue implementado el modelo de función de transferencia, en el que se ha asumido como periodo de calibración los años 09/2016 – 09/1976, y para la validación del modelo, entre los años 08/1976 – 09/1967.

La identificación de una estructura optima del modelo, que reproduzca mejor la serie de datos de entrada empleando la serie de datos exógenos, fue el primer análisis realizado, que además comprende el periodo de calibración. Dicha estructura de función de transferencia $[a_n b_m \delta]$ define la cantidad de parámetros (a_n) (b_n) y pasos de tiempo de retardo puro (δ) del modelo dinámico autorregresivo. La herramienta CAPTAIN Toolbox de análisis y pronóstico de series temporales (Taylor, Pedregal, Young, & W., 2007) fue empleada para identificar la estructura óptima. Los criterios adoptados fueron los siguientes: 1) utilizar la series de entrada invertidas en tiempo y verificar la estructura sin inversión; 2) Los parámetros (a_n) y (b_n) no varían en el tiempo, se consideran constantes; 3) Se ha fijado el límite de un año hidrológico para el retardo puro (δ), no obstante, se ha verificado valores superiores al año hidrológico.

La evaluación de la eficiencia y ajuste en el proceso de identificación de la estructura optima del modelo se realizó a través de dos indicadores estadísticos; el coeficiente de determinación RT2, basado en el error de respuesta, que es una medida simple del ajuste del modelo (donde la unidad indica un ajuste perfecto); y el criterio de identificación de Young (YIC), que proporciona una medida combinada de ajuste y eficiencia paramétrica, con valores negativos grandes que indican un modelo que explica bien los datos de salida, sin parametrización excesiva (Taylor, Pedregal, Young, & W., 2007).

El modelo DARX fue implementado para el periodo de calibración 09/1976-09/2016 (41 años hidrológicos), en el que se ha verificado el ajuste de 8 estructuras, obteniéndose eficiencias entre 0.75-0.77, y 0.69-0.72, para R2 y NSE, respectivamente (Tabla 36).

Tabla 36. Indicadores de eficiencia R2 y NSE del modelo de función de transferencia.

No	Estructura del modelo $[a_n b_m \delta]$	YIC	RT2	R2	NSE
1	[1 2 0]	-7.88	0.7375	0.7676	0.72
2	[5 1 0]	-3.80	0.7003	0.7610	0.70
3	[1 1 0]	-2.69	0.7314	0.7566	0.69
4	[4 1 0]	-2.18	0.7120	0.7609	0.70
5	[7 7 0]	-1.48	0.7401	0.7718	0.71
6	[3 2 0]	-0.82	0.7352	0.7684	0.71
7	[1 3 0]	0.08	0.7387	0.7676	0.72
8	[7 1 0]	0.27	0.7373	0.7620	0.69

La estructura del modelo [1 2 0] es la que mejor se adapta a las series de entrada (IOS perturbada y caudal observado), por lo tanto, se considera adecuado para la estimación de caudales en la estación hidrológica Rurrenabaque. Los parámetros de la estructura del modelo se muestran en la Tabla 37.

Tabla 37. Parámetros obtenidos para la estructura del modelo [1 2 0].

Parámetros (a_n y b_n)	a_1	b_0	b_1
Valor	-0.3154	0.1510	-0.0425

El modelo calibrado muestra un buen ajuste en los periodos secos y en general una representación aceptable de los periodos de crecidas, no obstante, existe una subestimación de los caudales en periodos de crecidas extremas (Figura 47, Figura 49a).

El modelo fue validado para un periodo de 9 años hidrológicos comprendidos entre los años 09/1967 y 09/1976, obteniéndose una eficiencia igual R2 = 0.81 (Figura 48, Figura 49b). Se ha visto que el modelo logra reproducir los caudales en periodos secos y la mayoría de los eventos con crecidas, no obstante, se observa una subestimación en los periodos con crecidas extraordinarias.

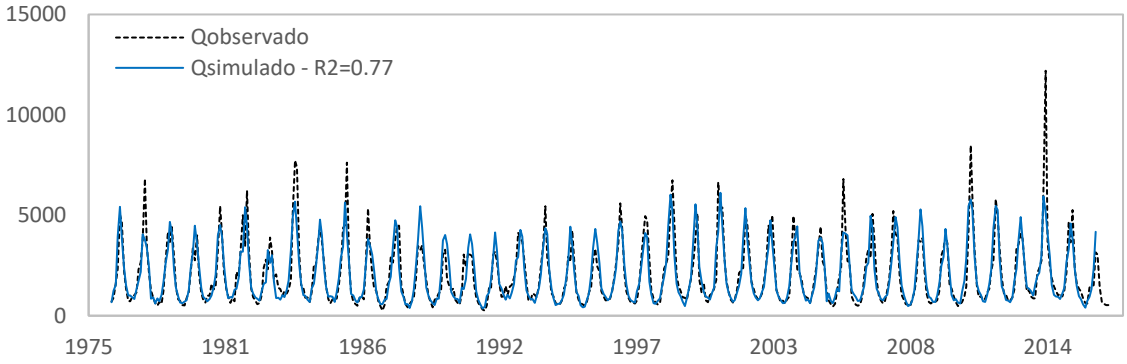


Figura 47. Mejor ajuste del modelo simulado, periodo: 09/1976 – 09/2016.

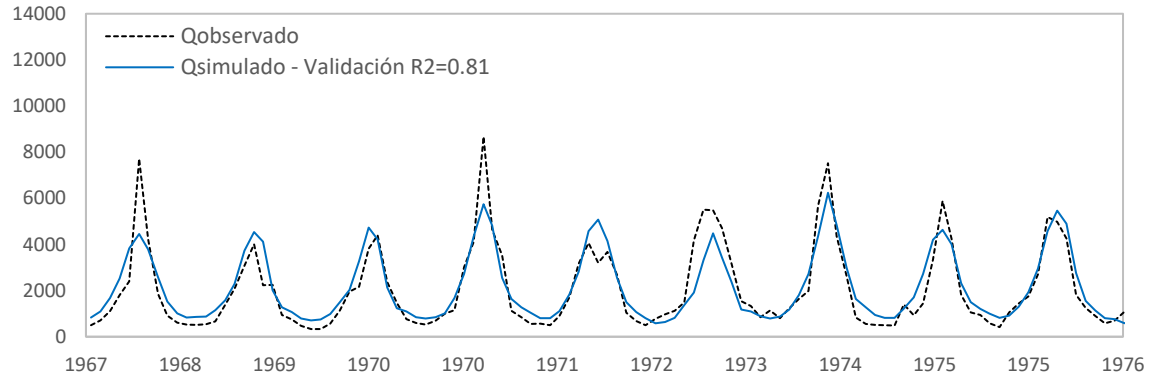


Figura 48. Validación del modelo, periodo: 09/1967 – 08/1976.

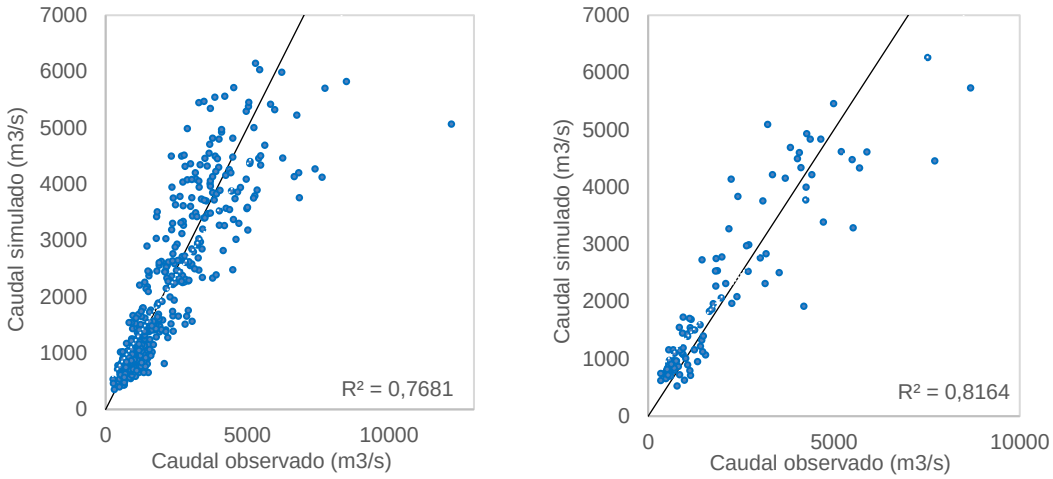


Figura 49. Eficiencias R2 del modelo simulado en relación a los datos observados: a) Calibración; y b) Validación.

En relación a las eficiencias calculadas para el periodo de calibración y validación (Figura 49), se destaca que el periodo de calibración contiene al evento hidrológico del año 2014, el cual es categorizado como un evento sin precedentes de crecida extraordinaria, en el que se registró un caudal máximo del 380% sobre la normal (Espinoza, et al., 2014). Se ha visto que el valor de este evento hidrológico

afecta el desempeño de la eficiencia en la calibración.

Con base en los resultados del modelo, se ha reconstruido la serie de caudal mensual para el periodo 08/1967-04/1876, en el cual, al igual que en el periodo de calibración y validación (Figura 49), es de esperar que exista una subestimación en los meses de crecida, para este periodo reconstruido (Figura 50). Por lo tanto, un análisis de mayoración por cuartiles es aplicado a los caudales máximos simulados y en base a los caudales máximos observados.

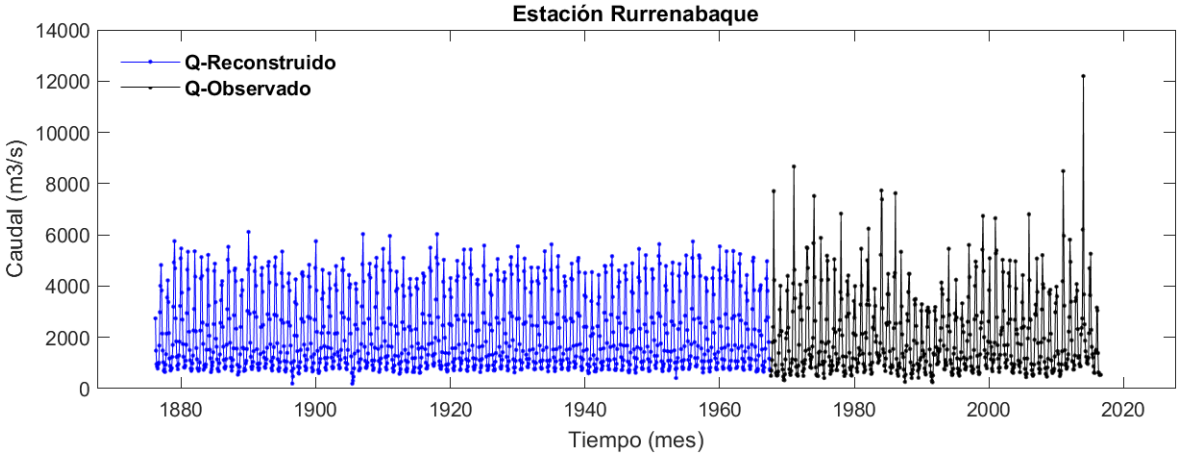


Figura 50. Estimación de serie de caudal mensual para el periodo 09/1944 – 08/1967 en la estación de Rurrenabaque, con base en los resultados de mejor ajuste del modelo dinámico autorregresivo.

Partiendo de estos resultados, se realizó el análisis de mayoración por cuartiles empleando un factor de perturbación, enfocado en el periodo de crecidas, para ello se ha considerado los siguientes tres tipos de perturbación:

1) Factor de perturbación a los caudales máximos para cada año hidrológico;

2) Factor de perturbación a los caudales máximos en el rango de los meses de enero a marzo; y

3) Factor de perturbación a los caudales máximos en el intervalo de enero a mayo.

La Figura 51 muestra la relación entre los caudales observados y simulados, categorizados de mayor a menor, para los meses de enero a mayo (Figura 51 A, B, C, D y E) y los máximos por año hidrológico (Figura 51F). A partir de esta relación se obtienen los factores de mayoración, y estos fueron aplicados a los 3 análisis propuestos.

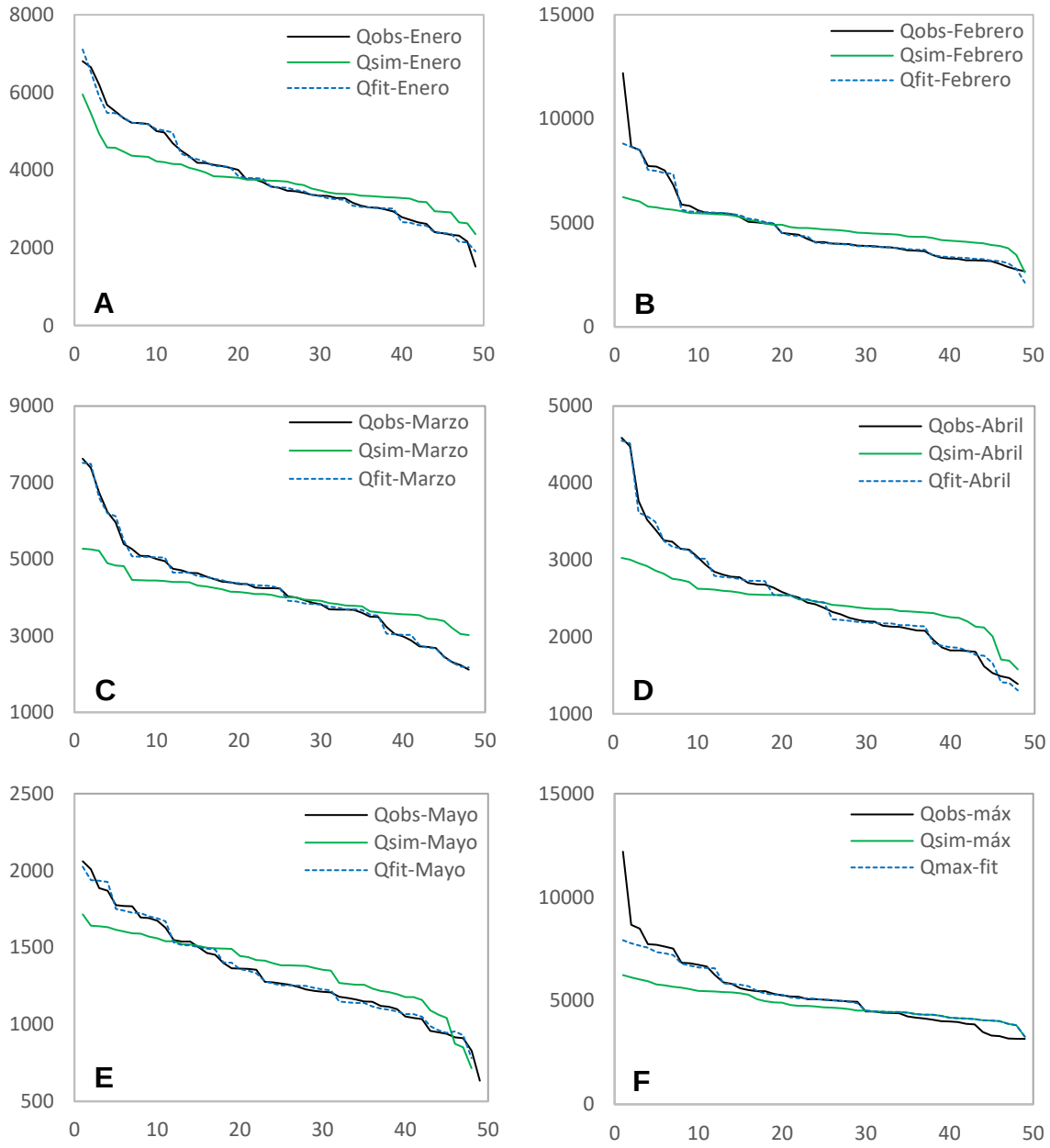


Figura 51. Categorización de caudales máximos observados, simulados y ajustados (aplicación de un factor de perturbación); (A) enero; (B) febrero; (C) marzo; (D) abril; (E) Mayo; (F) caudal máximo por año hidrológico.

Se obtuvieron eficiencias R2 de 0.7675, 0.7431 y 0.7393, para los escenarios 1, 2 y 3, respectivamente (Figura 52). Se optó por ajustar los caudales simulados empleando los factores hallados en el escenario 1 de acuerdo al rango de magnitud de caudal (Tabla 38). Se ha visto una mejora considerable en la reproducción de los caudales máximos (Figura 53).

Tabla 38. Valores de factores de perturbación para mayoración de caudales simulados.

Magnitud de caudal (m^3/s)	Factor
> 5670	1.27
5445 – 5670	1.21
4530 – 5444	1.08

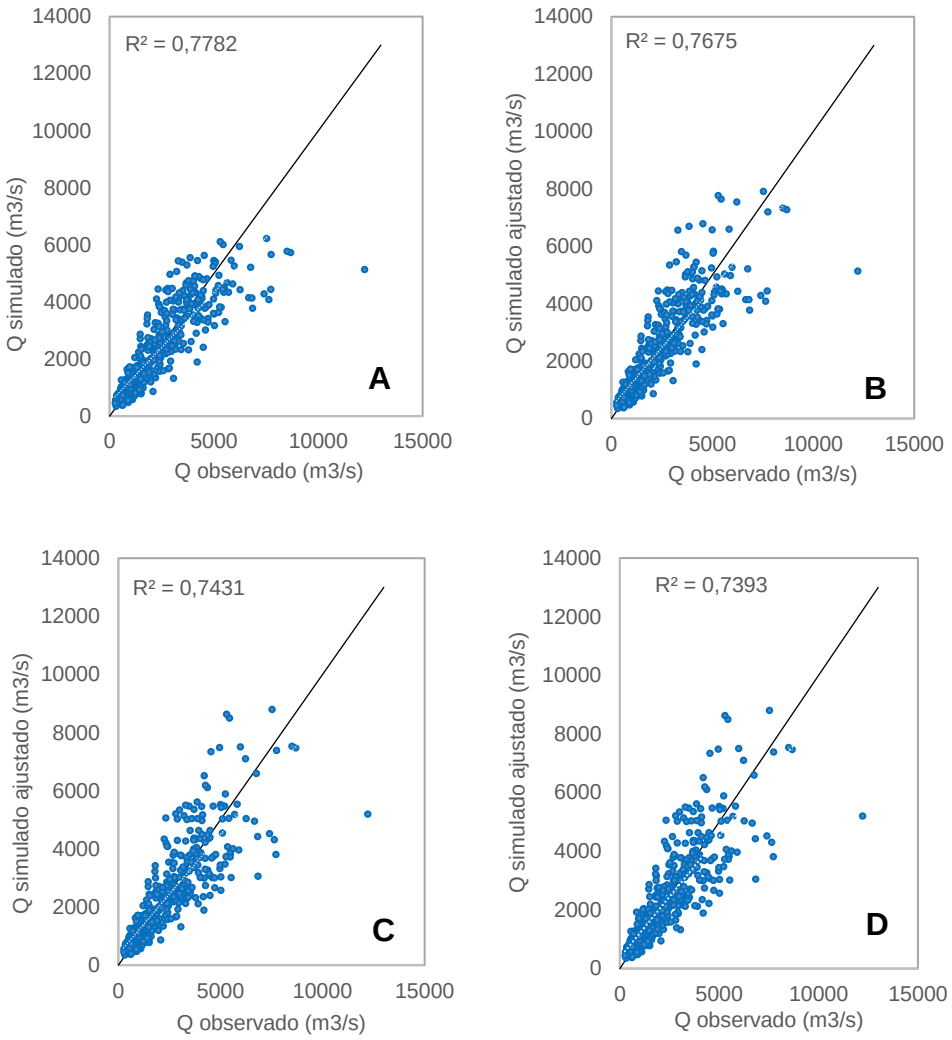


Figura 52. Determinación de eficiencias R2 en los escenarios analizados; (A) situación inicial resultado de la calibración del modelo; (B) Perturbación 1; (C) Perturbación 2; (D) Perturbación 3.

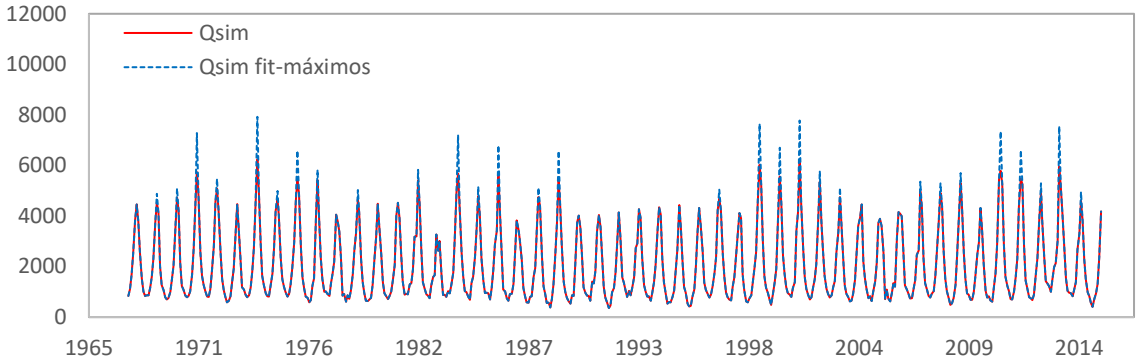


Figura 53. Series de caudal simulada y ajustada aplicando el criterio de mayoración por cuartiles.

Los caudales mensuales reconstruidos para el periodo 08/1967 – 04/1876 fueron también ajustados por el factor de mayoración, aplicados a los valores máximos de cada evento hidrológico. Se ha visto que la serie reconstruida mejoró la estimación de los caudales máximos (Figura 54). Los valores reconstruidos de caudal mensual pueden ser consultados en Anexo I.

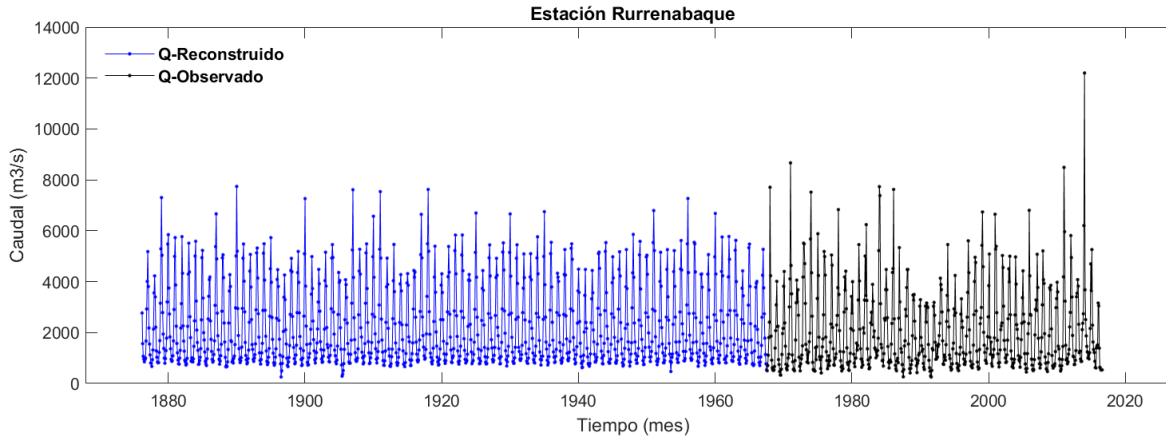


Figura 54. Serie de caudal mensual reconstruida para el periodo 04/1876 – 08/1967.

3.2. Estimación de caudales en la estación Peñas Amarillas a partir de la serie de caudal de la estación Rurrenabaque (Escenario 2).

El modelo DARX fue aplicado para la reconstrucción de las series de caudal en la estación Peñas Amarillas, empleando como dato de entrada exógena la serie de caudal de la estación Rurrenabaque (sin ser afectada por la serie IOS).

El análisis de correlación cruzada entre ambas series generó un valor de CCF = 0.875, sin presencia de desface (lag 0), además se ha visto una marcada estacionalidad entre ambas series (Figura 55).

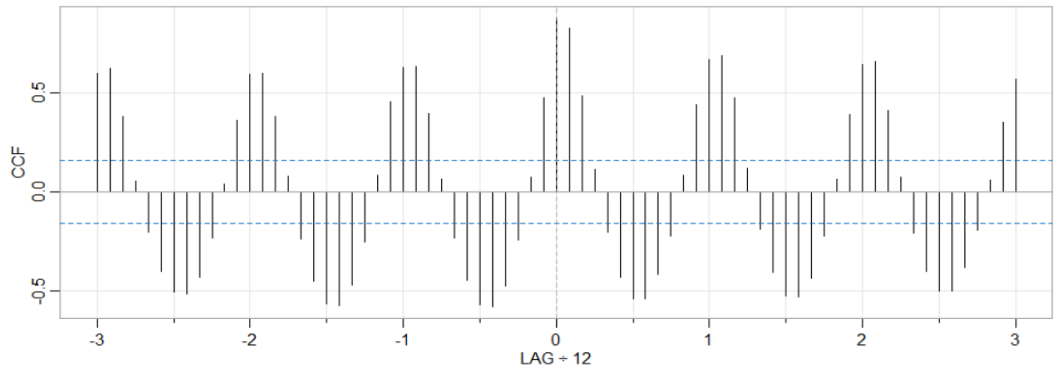


Figura 55. Estimación de serie de caudal mensual para el periodo 09/1944 – 08/1967 con base en los resultados de mejor ajuste del modelo

El modelo DARX fue implementado para el periodo 09/2008 – 09/2016 (periodo de calibración, 8 años hidrológicos), en el que se verificaron 9 estructuras de función de transferencia $[a_n b_m \delta]$, donde se obtuvieron eficiencias R2 y NSE entre 0.74 – 0.86, y 0.39 – 0.74, respectivamente (Tabla 39). Se ha encontrado que la estructura [2 1 0] es la que mejor se ajusta, para la cual los parámetros se describen en la Tabla 40.

Tabla 39. Indicadores de eficiencia R2 y NSE para las estructuras de función de transferencia.

No	Estructura del modelo $[a_n b_m \delta]$	YIC	RT2	R2	NSE
1	[1 1 0]	-5.27	0.821	0.7406	0.66
2	[2 1 0]	-2.25	0.823	0.7636	0.74
3	[4 2 0]	-1.26	0.827	0.8356	0.39
4	[3 1 0]	-0.85	0.825	0.7626	0.69
5	[4 1 0]	-0.28	0.826	0.7625	0.69
6	[5 2 0]	-0.10	0.825	0.8370	0.40
7	[9 3 0]	-0.05	0.837	0.8663	0.71
8	[6 2 0]	0.50	0.822	0.8371	0.43
9	[6 1 0]	0.65	0.828	0.7632	0.68

Tabla 40. Parámetros constantes obtenidos para la estructura del modelo [2 1 0].

Parámetros (a_n y b_n)	**a_1**	**a_2**	**b_0**
Valor	-0.389	0.189	0.850

Resultado del proceso de calibración se alcanzó eficiencias de R2=0.77 y NSE=0.74, en el que se ha visto un mejor ajuste en la reproducción de los caudales para periodos secos en comparación con el ajuste para periodos de crecidas (Figura 56, Figura 58a).

La validación fue realizada para el periodo 09/2003–08/2008 (5 años hidrológicos), y se obtuvieron eficiencias de R2=0.78 y NSE=0.56. A diferencia del proceso de calibración, se observa un ajuste aceptable en los periodos secos, sin embargo, el modelo subestima los periodos de crecidas (Figura 57, Figura 58b).

Las eficiencias halladas en el proceso de calibración y validación del modelo muestran desempeños satisfactorios según la clasificación propuesta por Moriasi, et al., 2007. No obstante, el periodo con disponibilidad de datos (13 años hidrológicos) en la estación Peñas Amarillas podría considerarse como una limitación para ajustar un modelo de función de transferencia.

Partiendo de los resultados del modelo calibrado y validado, la serie de caudal mensual fue reconstruida para el periodo 09/1967 – 08/2003 (Figura 59), en el que el modelo reproduce la variabilidad (serie de tiempo exógena, estación Rurrenabaque) entre eventos húmedos y secos de los años hidrológicos y conserva el orden de magnitud de caudal de la estación Peñas Amarillas. Los valores de caudal mensual reconstruidos se hallan disponibles en el Anexo II.

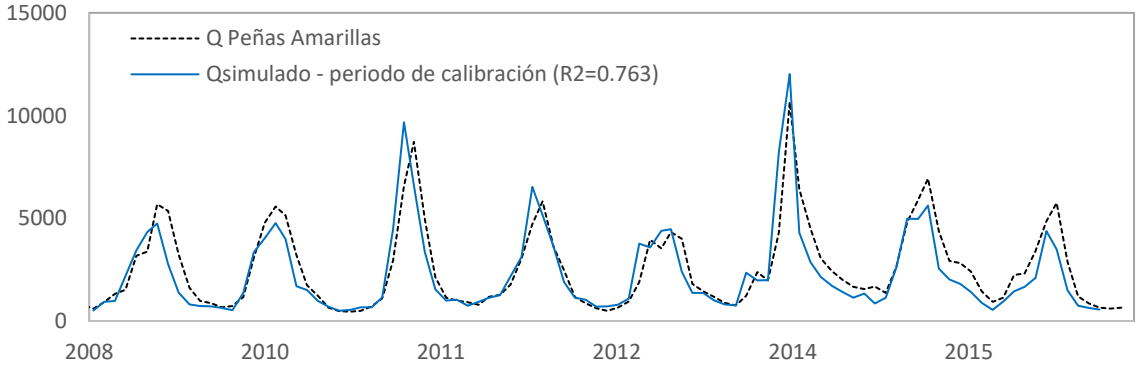


Figura 56. Implementación del modelo de función de transferencia, periodo de calibración 09/2008 – 09/2016.

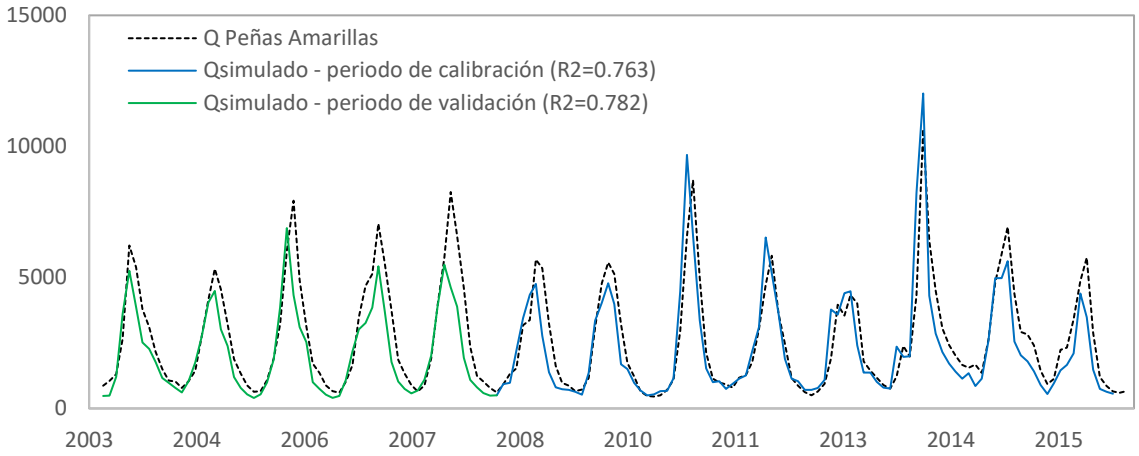


Figura 57. Validación del modelo de función de transferencia, periodo 09/2003 – 08/2008.

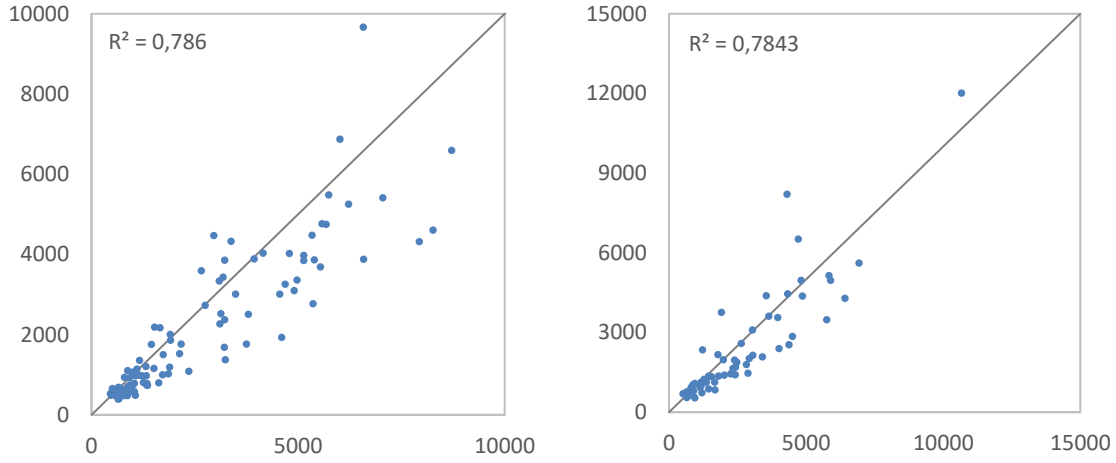


Figura 58. Eficiencias R2 de la implementación del modelo de función de transferencia: a) Periodo de calibración; y b) Periodo de validación.

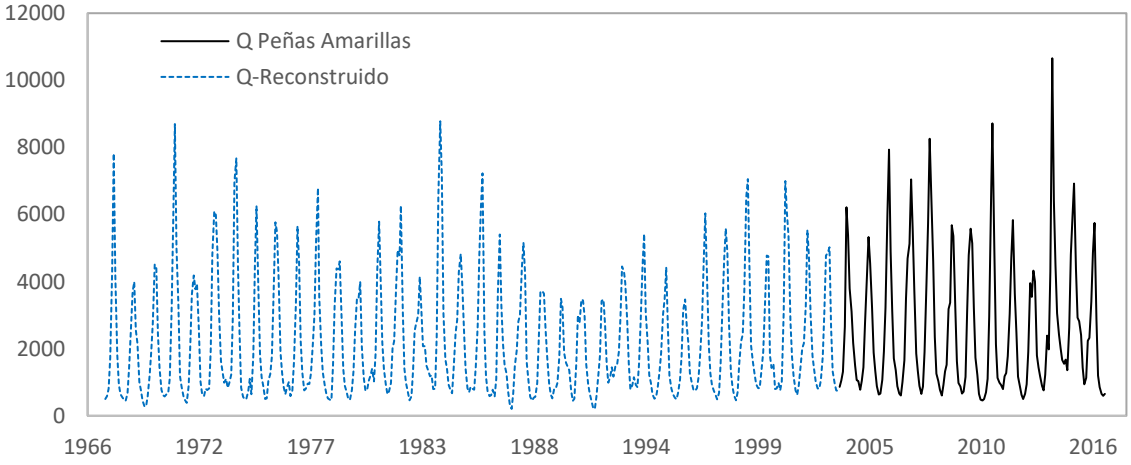


Figura 59. Estimación/reconstrucción de caudales para el periodo 09/1967 – 08/2003 a partir de la serie de caudal en la estación Rurrenabaque.

4. CONCLUSIONES

En el presente estudio, se ha reconstruido la serie de caudal mensual para la cuenca del río Beni, en la estación de Rurrenabaque (pie de monte de Amazonía Boliviana) utilizando el modelo autorregresivo de función de transferencia DARX e incorporando como dato exógeno el Índice de Oscilación del Sur (IOS). La serie fue reconstruida para el periodo 09/1876-08/1967.

Los resultados de la aplicación del modelo DARX muestran un mejor ajuste cuando la serie mensual del IOS es perturbada con el factor del caudal medio mensual multianual de la estación Rurrenabaque. También se ha visto una mejora sustancial en la reconstrucción de la serie, incorporando un factor de ajuste a los caudales máximos simulados empleando el criterio de mayoración por cuartiles. El siguiente cuadro resume las estadísticas de eficiencia encontradas en la implementación del modelo:

	$[a_n b_m \delta]$	**YIC**	**R2**	**NSE**
Estructura de modelo autorregresivo	[1 2 0]	-7.88	0.74	
Calibración			0.77	0.72
Validación			0.82	0.73

El periodo de calibración incluye el evento de crecida extraordinario del año 2014 donde se registró el caudal de 380% sobre la normal (Espinoza, et al., 2014). Este valor afecta al desempeño del proceso de calibración y explica el valor superior de eficiencia en el periodo de validación del modelo.

Respecto a la reconstrucción de la serie mensual de caudal en la estación Peñas Amarillas, utilizando el modelo DARX y como dato exógeno de entrada la serie de caudal de la estación Rurrenabaque (sin ser afectada por el IOS), los resultados muestran un buen ajuste entre las series, como se lo esperaba existe una correlación alta debido a que la estación en cuestión se halla localizada a 340 km aguas debajo de la estación Rurrenabaque. A continuación se detalla las eficiencias encontradas de la aplicación del modelo:

	$[a_n b_m \delta]$	**YIC**	**R2**	**NSE**
Estructura de modelo autorregresivo	[1 2 0]	-2.25	0.823	
Calibración			0.77	0.74
Validación			0.78	0.56

Los resultados del presente estudio muestran una estimación aceptable en la reconstrucción de caudales mensuales a través de la correlación entre las variables estudiadas. No obstante, es posible profundizar el análisis integrando otros factores y variables, como las precipitaciones e índices de precipitación (variabilidad espacial y temporal), que podrían jugar un rol importante en la búsqueda de factores dominantes de correlación con los índices que evalúan el fenómeno climático El Niño y La Niña.

Las mejoras en la metodología de reconstrucción pueden ayudar a los administradores del agua a desarrollar estrategias eficientes para la planificación hidrológica de la cuenca, y también preventivas (pronóstico estacional). Asimismo, la metodología puede ser transferida y aplicada a otras cuencas de la región.

5. BIBLIOGRAFÍA

Australian Government, B. o. (24 de 01 de 2022). *Southern Oscillation Index (SOI)*. Obtenido de http://www.bom.gov.au/climate/enso/soi/

Box, G. E., Jenkins, G. M., Reinsel, G. C., & Ljung, G. M. (2016). *TIME SERIES ANALYSIS - Forecasting and Control*. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc.

Bryson, A. a. (1969). *Applied Optimal Control, Optimization, Estimation and Control*. Waltham: Blaisdell Publishing Company.

Cai, W., McPhaden, M. J., & Grimm, A. M. (2020). Climate impacts of the El Niño Southern Oscillation on South America. *Nature Reviews | Earth and Environment*.

Erfanian, A., Wang, G., & Fomenko, L. (2017). Unprecedented drought over tropical South America in 2016: significantly under- predicted by tropical SST. *Sci. Rep.*, 7, 5811.

Espinoza J.C. et al. (2009). Spatio-temporal rainfall variability in the Amazon basin countries (Brazil, Peru, Bolivia, Colombia and Ecuador). *International Journal of Climatology.*, 29, 1574–1594.

Espinoza, J. C., Marengo, J. A., Ronchail, J., Carpio, J. M., Flores, L. N., & Guyot, J. L. (2014). The extreme 2014 flood in south-western Amazon basin: the role of tropical subtropical South Atlantic SST gradient. *Environmental Research Letters*, 9, 124007 (9pp).

Espinoza, J. e. (2013). The major floods in the Amazonas River and tributaries (Western Amazon basin) during the 1970–2012 period: a focus on the 2012 flood. *Journal of Hydrometeorology*, 1000-1008.

Goméz, M. F. (2012). *Conceptual Model Developer Manual*. Leuven, Belgium: Katholieke Universiteit Leuven.

Guevara Díaz, J. M. (2014). Uso correcto de la correlación cruzada en

Climatología: el caso de la presión atmosférica entre Taití y Darwin. *Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal*, núm. 47, pp. 79-102.

Guyot, J. L., Jouanneau, J. M., & Wasson, J. G. (1999). Characterisation of river bed and suspended sediments in the Rio Madeira drainage basin (Bolivian Amazonia). *Journal of South American Earth Sciences*, 401-410.

Harvey, A. (1989). *Forecasting Structural Time Series Models and the Kalman Filter*. Cambridge: Cambridge University Press.

Jiménez- Muñoz, J. C. (2016). Record-breaking warming and extreme drought in the Amazon rainforest during the course of El Niño 2015–2016. *Sci. Rep.* , 6, 33130.

Marengo, J. A. (1992). Interanual Variability of Surface Climate in the Amazon Basin. *International Journal of Climatology.*, Vol. 12, 853-863.

Marengo, J. A. (2009). Long-term trends and cycles in the hydrometeorology of the Amazon basin since the late 1920s. *Hydrological Processes*.

Marengo, J. A., & Hastenrath, S. (1993). Case Studies of Extreme Climatic Events in the Amazon Basin. *American Meteorological Society*, 617-627.

McQuarrie, N. (2002). The kinematic history of the central Andean fold-thrust belt, Bolivia: Implications for building a high plateau. *Geol. Soc. Am. Bull.*, 114, 950–963.

Molina-Carpio, J., Espinoza, D., Coritza, E., Salcedo, F., Farfán, C., Mamani, L., & Mendoza, J. (2019). Clima y variabilidad espacial de la ceja de monte y andino húmedo. *Ecología en Bolivia*, 54(1) 40-56.

Molina-Carpio, J., Espinoza, J., Vauchel, P., Ronchail, J., Caloir, B., Guyot, J.-L., & Noriega, L. (2017). Hydroclimatology ot the Upper Madeira River basin: Spatio-temporal variability and trends. *Hydrol. Sci.*, 62, 2150–3435.

Molion, L., & Moraes, J. (1987). Oscilação Sul e Descarga de Rios na América do Sul Tropical. *Revista Brasileira de Engenaria, Caderno Hydrologico*, 5, 53-63.

Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., & Veith, T. L. (2007). Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, Vol. 50(3): 885−900.

Nash, J., & Sutcliffe, J. (1970). River flow forecasting through conceptual models Part I—A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10, 282–290.

Pabón-Caicedo, J. D., Ycaza, R. d., Friend, F., Espinoza, D., Fenzl, N., & Apostolova, M. (2018). Vulnerabilidad de la cuenca amazónica ante fenómenos hidroclimáticos extremos. *Cuadernos*

de Geografía: Revista Colombiana de Geografía, 27 (1): 27-49. doi: 10.15446/rcdg.v27n1.56027.

Richey, J. E., Nobre, C., & Deser, C. (1989). Amazon River Discharge and Climate Variability: 1903 to 1985. *Science*, Vol. 246, No. 4926, 101-103.

Rivera, I. A. (2019). On the Relationship between Suspended Sediment Concentration, Rainfall Variability and Groundwater: An Empirical and Probabilistic Analysis for the Andean Beni River, Bolivia (2003–2016). *Water, MDPI.*

Roche, M. C. (1990). *Balance Hídrico Superficial de Bolivia.* Ed. ORSTOM-UNESCO, ATLAS PHICAB. 29 p.

Ronchail, J., & Gallaire, R. (2006). ENSO and rainfall along the Zongo Valley (Bolivia) from the Altiplano to the Amazon basin. *International Journal of Climatology.*, 26, 1223-1236.

Ronchail, J., Bourrel, L., Maurice-Bourgoin, L., P.Vauchel, Cochonneau, G., Guyot, J. L., Castro, A. (2003). HYDROLOGY AND CLIMATE IN THE SOUTHWESTERN AMAZON BASIN (BOLIVIA). *Geophysical Research*, Vol. 5, 10982.

Taylor, C., Pedregal, D., Young, P., & W., T. (2007). Environmental Time Series Analysis and Forecasting with the Captain Toolbox. *Environmental Modelling and Software*, 22, pp. 797-814 (http://dx.doi.org/doi:10.1016/j.envsoft.2006.03.002).

Villazon, M. (2016). Using climate variability and trends for short and long-term prediction of the effects of El Niño cycles in Bolivia. *Asociación Interamericana de Ingenieria Sanitaria y Ambiental*.

Young, P. (1998). Data-based mechanistic modelling of environmental, ecological, economic and engineering systems. *Environmental Modelling and Software*, 13, 105-122.

Young, P. C. (2011). *Recursive Estimation and Time-Serie Analysis.* United Kingdom: Springer.

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ

Y

UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

MASTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

PROYECTO DE FIN DE MASTER

Sensores electroquímicos microbianos para la detección de benceno en aguas subterráneas

AUTOR:
Dª Marina Espejo Fernández

DIRECTOR:
Dª Daniela Torruella Salas (UAH)
Dr. Abraham Esteve Núñez (UAH)

Alcalá de Henares, 6 de junio de 2022

ÍNDICE

RESUMEN..... 175
1. INTRODUCCIÓN 175
1.1 Electroquímica microbiana 175
1.2 Biosensores 178
1.3. Contaminación en aguas subterráneas 180
1.4. Benceno..... 182
2. OBJETIVOS 184
3. MATERIALES Y MÉTODOS 185
3.1. Químicos 185
3.2. Configuración de los biosensores.. 185
3.3. Procedimiento experimental..... 186
3.3.1. Microcosmos 186
3.3.2 Mesocosmos..... 187
3.4. Metodología analítica..... 188
3.4.1. Cuantificación de benceno 188
3.4.2. Caracterización fisicoquímica del suelo 189
3.4.3. Caracterización química del agua 189
3.4.4. Microscopía electrónica de barrido 189
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN..... 189
4.2 Microcosmos..... 189
4.2 Mesocosmos..... 195
4.3 Comparación entre las diferentes escalas y concentraciones del experimento 198
4.4 Aplicación biosensores a escala real 200
5. CONCLUSIONES 201
6. BIBLIOGRAFÍA..... 201
7. ANEXOS**¡Error! Marcador no definido.**

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Características del aumento de señal a según la escala y concentración del benceno…….198
Tabla 2. Caracterización fisicoquímica del suelo…….**¡Error! Marcador no definido.**
Tabla 3. Caracterización química del agua…….**¡Error! Marcador no definido.**

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mecanismos EET. **A:** DEET. **B:** MEET (Schröder et al., 2015)…….**¡Error! Marcador no definido.**

Figura 2. A: Funcionamiento de una MFC con dos cámaras. **B:** funcionamiento de una MEC con dos cámaras (Tejedor, 2016)…..…**¡Error! Marcador no definido.**

Figura 3. Dispersión de contaminantes a partir de una fuga de hidrocarburos (Celis, 2008)……**¡Error! Marcador no definido.**

Figura 4. Estructura química de los BTEX (INDUANALISIS, n.d.)……..183

Figura 5. Colocación de los electrodos en el potenciostato……**¡Error! Marcador no definido.**

Figura 6. Experimento a escala TRL 4…... **¡Error! Marcador no definido.**

Figura 7. Experimento a escala TRL 6. **A:** vista de perfil del sistema 1 **B:** vista de perfil del sistema 2. **C:** vista en planta del sistema 2……...**¡Error! Marcador no definido.**

Figura 8. Gráficas de variación de corriente y de concentración de benceno en función del tiempo en la primera etapa a escala laboratorio. **A:** celda A en la que se simuló un vertido de 1 ppm de benceno teórico. **B:** celda B en la que se simuló un vertido de 10 ppm de benceno teórico……...191

Figura 9. Gráficas de variación de corriente y de concentración de benceno en función del tiempo en la segunda etapa a escala laboratorio. **A:** celda A en la que se simuló un vertido de 1 ppm de benceno teórico. **B:** celda B en la que se simuló un vertido de 10 ppm de benceno teórico……...193

Figura 10. Fotografías del fieltro de carbono hechaspor SEM……...194

Figura 11. Gráfica de variación de corriente y concentración de benceno en función del tiempo en el primer sistema de mesocosmos……196

Figura 12. Gráfica de variación de corriente y concentración de benceno en función del tiempo en el segundo sistema de mesocosmos. **A:** primer pulso en el que se simuló un vertido de 40 ppm de benceno teórico. **B:** segundo pulso en el que se simuló un vertido de 3 ppm de benceno teórico…..197

TABLA DE ABREVIATURAS

BTEX: Benceno, Tolueno, Etilbenceno y Xileno.

CAS: número de registro del *Chemical Abstrackt Services.*

CE: contraelectrodo (en inglés, *Counter Electrode).*

DEET: transferencia de electrones extracelular directa (en inglés, *Direct Extracellular Electron transfer*).

DIET: transferencia directa de electrones entre especies (en inglés, *Direct Interspecies Electron Transfer*).

DMA: Directiva Marco de Agua.

ED: donante de electrones (en inglés, *Electron Donor*).

EET: transferencia extracelular de electrones (en inglés, *Extracellular Electron Transfer*).

ETBE: etil tert-butil éter.

HPLC: cromatografía líquida de alta eficacia (en inglés, *High Performance Liquid Chromatography*).

IARC: Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (en inglés, *International Agency for Research on Cancer*).

LNAPL: hidrocarburo líquido en fase no acuosa más ligero que el agua (en inglés, *Light Non-Aqueous Phase Liquid*).

MDC: celda de desalinización microbiana (en inglés, *Microbial Desalination Cells*).

MEC: celda de electrólisis microbiana (en inglés, *Microbial Electrolysis Cells*).

MEET: transferencia de electrones extracelular directa (en inglés, *Mediated Extracellular Electron Transfer*).

MET: tecnología electroquímica microbiana (en inglés, *Microbial Electrochemical Technologies*).

MFC: celda de combustible microbiano (en inglés, *Microbial Fuel Cell*).

NGR: nivel genérico de referencia.

PAH: hidrocarburo aromático policíclico (en inglés, *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons).*

PFC: perfluorocarburo.

PVDF: fluoruro de polivinilideno (en inglés, *polyvinylidene difluoride*).

RE: electrodo de referencia (en inglés, *Reference Electrode*).

SEM: microscopia electrónica de barrido (en inglés, *Scanning Electron Microscopy*).

TEA: aceptor terminal de electrones (en inglés, *Terminal Electrode Acceptor*).

TRL: nivel de madurez tecnológica (en inglés, *Technological Readiness Level*).

WE: electrodo de trabajo (en inglés, *Working Electrode*).

RESUMEN

Los sensores electroquímicos microbianos son dispositivos basados en las tecnologías electroquímicas microbianas (METs) y pueden ser utilizados para detectar contaminantes en tiempo real. La monitorización es necesaria para prevenir la propagación de vertidos de hidrocarburos en aguas subterráneas y proteger el medio ambiente y la salud humana.

Este trabajo se centra en el control de la contaminación por benceno en aguas subterráneas mediante estos biosensores electroquímicos. La detección se lleva a cabo analizando la corriente generada por la actividad metabólica de las bacterias electroactivas presentes en el biosensor. Para ello, se han utilizado celdas de electrólisis microbiana (MECs) que funcionaron como biosensores a escala microcosmos y mesocosmos. Durante el transcurso del experimento, las celdas se han polarizado a 0,6 V y se han hecho vertidos a distintas concentraciones de benceno en condiciones anóxicas. Primero, se llevó a cabo la aclimatación del consorcio microbiano en los electrodos, para obtener un biofilm electroactivo y especializado en la degradación de benceno. Luego, se realizaron vertidos de benceno de 1 y 10 ppm en microcosmos, y de 40, 25 y 3 ppm en mesocosmos. Se estudió la variación de la corriente y de la concentración del contaminante en función del tiempo, caracterizando la señal bioelectroquímica de detección. Se encontró como límite de detección 3 ppm de benceno a escala mesocosmos, generando una señal de 0,134 ± 0,001 μA/día 1 día después del vertido. Se necesitan más estudios para definir si se puede detectar benceno a menor concentración y estudiar su aplicación a escala real.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Electroquímica microbiana

En la actualidad, la microbiología se estudia de forma multidisciplinar generando nuevos campos de investigación como la electroquímica microbiana. Ésta se basa en la capacidad de ciertos microorganismos, denominados electroactivos, de intercambiar electrones con un aceptor terminal de electrones (TEA) o con un donante de electrones (ED) caracterizado por ser conductor y tener una forma insoluble (Tejedor, 2016). Los microorganismos electroactivos pueden llevar a cabo la transferencia extracelular de electrones (EET) a un electrodo, como material conductor, a través de proteínas transmembrana. Entre las proteínas más estudiadas con esta capacidad se encuentran los citocromos c, presentes en gran parte de las bacterias electroactivas (Schröder et al., 2015; Voordeckers et al., 2010). Mediante la EET se lleva a cabo la electrocatálisis microbiana, que consiste en la aceleración de una reacción electroquímica, aumentando la constante de velocidad o reduciendo el potencial necesario para lograr cierta velocidad de reacción (Schröder et al., 2015).

Las primeras pruebas de estos procesos fueron observadas en sedimentos marinos, en los que se encontraban microorganismos electroactivos capaces de transferir los electrones que obtenían de la oxidación de compuestos orgánicos a un electrodo que actuaba como TEA, produciendo una corriente eléctrica. Con esto se demostró que se puede obtener corriente eléctrica a partir del gradiente de voltaje natural generado entre la zona anóxica y oxigénica, superpuestas en los sedimentos marinos (Bond et al., 2002; Reimers et al., 2001).

Las tecnologías electroquímicas microbianas (METs) se basan en estas interacciones bioelectroquímicas. En ellas, la EET puede ser directa (DEET) si la bacteria electroactiva está cercana al electrodo, lo que generalmente supone que los microorganismos están unidos al electrodo en forma de biofilm (figura 1A) (Schröder et al., 2015). También es posible que los microorganismos utilicen directamente a otra célula como TEA, estableciendo un contacto eléctrico entre dos microorganismos, lo que se denomina transferencia directa de electrones entre especies (DIET) (Shrestha & Rotaru, 2014). La EET también se puede producir de forma mediada (MEET) a través de compuestos redox moleculares, como las flavinas, las fenazinas o compuestos húmicos (figura 1B) (Schröder et al., 2015).

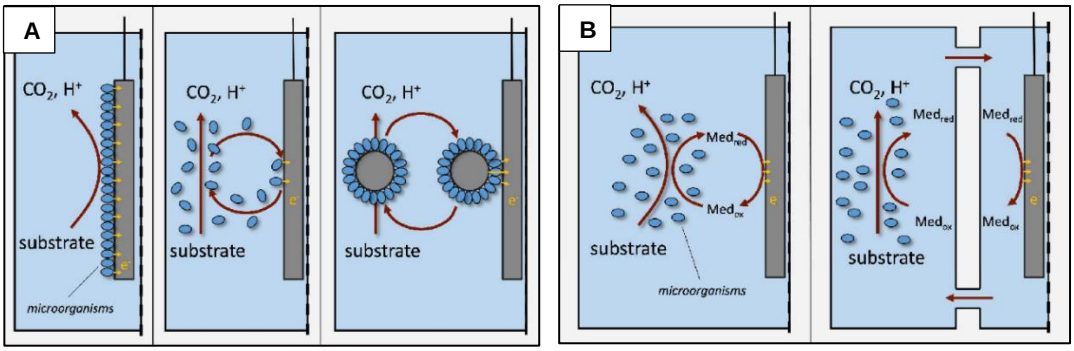


Figura 60. Mecanismos EET. **A:** DEET. **B:** MEET (Schröder et al., 2015)

.

Las celdas electroquímicas microbianas se fundamentan en las METs y constan de al menos dos electrodos: un ánodo en el que se producen las reacciones de oxidación y un cátodo en el que se producen las reacciones de reducción. Se dividen entre configuraciones polarizadas y no polarizadas dependiendo de si hay o no administración externa de energía:

- Celda de combustible microbiano (MFC): tipo de celda no polarizada en el que las bacterias actúan como catalizadoras de la oxidación de la materia orgánica e inorgánica, generando energía como resultado (Lovley, 2008). El diseño básico consiste en dos cámaras, una anódica donde la materia orgánica es oxidada

por bacterias y otra catódica que recibe los electrones, protones y subproductos resultantes, separadas entre sí por una membrana de intercambio iónico (figura 2A). Los electrones son transferidos al cátodo por un circuito eléctrico externo, mientras que los protones son transportados a la cámara catódica a través de la membrana de intercambio de iones por gradiente de concentración (Tejedor, 2016). En un principio, se quería emplear esta MET como fuente de energía renovable, sin embargo, se ha observado que la producción de energía es baja y hay tendencia a la toxicidad. Por lo tanto, la aplicación principal de las MFC es la depuración de aguas residuales (Kumar et al., 2019).

- Snorkel electroquímico microbiano: sistema de un solo electrodo expuesto a dos ambientes redox. Uno de sus usos es la degradación de contaminantes en el suelo: se coloca el electrodo de forma que se crea una conexión entre el sedimento, donde se produce la oxidación de los contaminantes, y el agua en condiciones aerobias. Los electrones fluyen a través del electrodo desde el ánodo enterrado en el suelo hasta la parte expuesta al ambiente aeróbico, el cátodo, donde reducen el oxígeno para formar agua (Cruz Viggi et al., 2015).
- Celda de desalinización microbiana (MDC): configuración MET no polarizada que emplea el potencial de gradiente generado en el ánodo y el cátodo para producir la desalinización in situ. Esta configuración se fundamenta en la MFC, añadiendo una tercera celda de desalinización separada de las otras por una membrana de intercambio aniónico y otra de intercambio catódico. Aunque su función principal sea desalinizar aguas, también puede producir energía y depurar aguas residuales (Saeed et al., 2015; Tawalbeh et al., 2020).
- Celda de electrólisis microbiana (MEC): tipo de celda polarizada en la que se administra energía eléctrica para aumentar la diferencia de potencial entre el ánodo y el cátodo, tanto para permitir como para acelerar las reacciones en el electrodo. La MEC consta de un electrodo de trabajo, un contraelectrodo y un electrodo de referencia idealmente no polarizable, es decir, con un potencial fijo que no depende de la corriente circulada (figura 2B). Puede estar constituida por una sola cámara, lo que reduce los costes asociados con el uso de material ya que no hay membrana de intercambio y se disminuye notablemente la resistencia del sistema (Hasany et al., 2016; Tejedor, 2016).

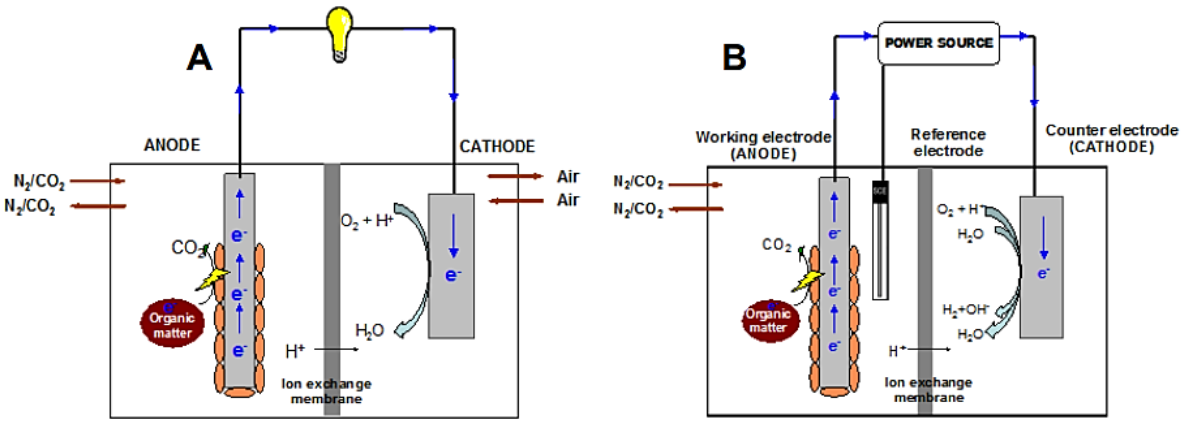


Figura 2. A: Funcionamiento de una MFC con dos cámaras. **B:** funcionamiento de una MEC con dos cámaras (Tejedor, 2016).

1.2 Biosensores

Una de las aplicaciones de las METs son los sensores electroquímicos microbianos (Hyun Chung et al., 2021). Los biosensores son dispositivos analíticos que se fundamentan en la conversión de la respuesta biológica en señales cuantificables, usadas para detectar y validar la presencia de contaminantes ambientales orgánicos e inorgánicos o cambios en la concentración del contaminante (Adekunle et al., 2019). Combinan dos elementos: un sensor y un transductor para generar una señal proporcional a la intervención biológica como la absorción/emisión de luz, corriente o potencial, sonido o señal de radiación electromagnética que puede medirse, aumentarse, administrarse y conservarse para investigación complementaria (Kumar et al., 2019).

Los biosensores electroquímicos son los tipos de sensores más utilizados debido a sus múltiples ventajas, como la monitorización en tiempo real, la miniaturización y la mejora de la selectividad y la sensibilidad (Bhushan et al., 2020; Halilovic et al., 2019; Hernandez-Vargas et al., 2018). En particular, las MFCs y las MECs destacan por tener una larga duración con poco o nada de mantenimiento, su diseño mecánico y eléctrico simple y su construcción de bajo coste (Adekunle et al., 2019).

Los sensores MFC, estudiados en condiciones aerobias en aguas residuales, tienen un tiempo de respuesta rápido, son capaces de detectar distintos tipos de contaminantes y se recuperan con facilidad de la exposición de altas concentraciones (Adekunle et al., 2019; Kumar et al., 2019). En aguas subterráneas también ha resultado efectivo este sistema para detectar contaminación fecal (Velasquez-Orta et al., 2017). Sin embargo, la necesidad de colectores y membranas, el material y el diseño del electrodo presenta un problema en la actualidad. El catalizador y las membranas

de platino son caros y tienen poca durabilidad debido al envenenamiento por contaminantes (Kumar et al., 2019; Liu et al., 2018). Además, las MFCs son muy sensibles a los cambios de potencial del electrodo (Hyun Chung et al., 2021). Por otra parte, las MECs no han sido muy estudiadas, pero son una buena opción como sensores electroquímicos debido a su estabilidad en el potencial de celda y su alta capacidad de acoplarse a otras tecnologías para obtener mejores resultados (Hua et al., 2019).

Los métodos analíticos tradicionales empleados para el control ambiental de los contaminantes incluyen diversas técnicas cromatográficas, como la cromatografía de gases y la cromatografía líquida de alta resolución junto con electroforesis capilar o espectrometría de masas. Estos métodos tienen el gran inconveniente de necesitar reactivos caros, un pretratamiento de la muestra que requiere mucho tiempo y equipos costosos (Justino et al., 2017). Los beneficios que tienen los biosensores frente a estos métodos de análisis es que son muy económicos, compactos y fácilmente desplegables on-site (Chouler & di Lorenzo, 2015). Además, pueden detectar distintos contaminantes: bacterias patógenas, toxinas, metales pesados (mercurio, plomo, cobre, arsénico, cadmio, etc.), pesticidas e insecticidas (Sohrabi et al., 2021). En varios estudios se han utilizado bacterias específicas para comprobar su efectividad en la detección de contaminantes específicos, como distintas especies de *Geobacter spp., Pseudomonas fluorescens, Pseudomonas putida y Escherichia coli*, obteniendo resultados favorables (Farooq et al., 2018; Ibrahim et al., 2020; Sohrabi et al., 2021).

El principal problema de la mayoría de los biosensores ambientales identificados hasta la fecha es que se han utilizado para muestras de agua corriente o muestras sintéticas, por lo que hay pocos biosensores comerciales para el seguimiento ambiental (Halilovic et al., 2019). Además, tienen varias limitaciones, como el tiempo de respuesta, la sensibilidad, la selectividad, la compatibilidad, la afinidad, la estabilidad y la vida útil, entre otros (Hernandez-Vargas et al., 2018). Solucionar estos inconvenientes es clave para la aplicación los biosensores a escala real y cumplir con el principio de prevención incluido en el artículo 11 de la Directiva 2010/75/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 24 de noviembre de 2010, sobre las emisiones industriales (prevención y control integrados de la contaminación): "*Los Estados miembros tomarán las medidas necesarias para que la explotación de las instalaciones se efectúe de acuerdo con los siguientes principios: a) se toman todas las medidas adecuadas de prevención de la contaminación*". El monitoreo ambiental es necesario para combatir la contaminación y proteger todo el ecosistema de patógenos y contaminantes tóxicos que están presentes y pueden liberarse en diferentes medios, incluidos el agua, el suelo, los alimentos y el aire (Bhushan et al., 2020).

1.3. Contaminación en aguas subterráneas

El seguimiento de la calidad de las aguas subterráneas es muy importante, ya que representan el 98% del agua dulce no congelada disponible como fuente de abastecimiento. Además, a nivel mundial, un tercio de las extracciones de agua dulce corresponde a una fuente subterránea (Cerón et al., 2021). La Directiva Marco de Agua (DMA) define las aguas subterráneas como "*todas las aguas que se encuentran bajo la superficie del suelo en la zona de saturación y en contacto directo con el suelo o el subsuelo*".

El agua subterránea es un recurso y un componente ambiental importante en gran parte de la Península Ibérica, en los archipiélagos baleares y canarios y en territorios del Norte de África. La recarga total de los acuíferos es del orden de 30 km3/a y se utilizan directamente un aproximado de 7 km^3/a (Custodio, 2022). Además, desempeñan un papel integrador como soporte de diferentes tipos de ecosistemas en manantiales, humedales y ríos. Aunque es menos susceptible a la contaminación antrópica y a las variaciones ambientales, una vez que un acuífero se ha contaminado, su limpieza se vuelve impracticable y los procesos de remediación implican altos costes económicos y sociales (Cerón et al., 2021). Algunos de los contaminantes encontrados en aguas subterráneas en distintas partes del mundo son compuestos perfluorados (PFCs), cloruros, desechos radioactivos, fármacos, pesticidas, herbicidas, hidrocarburos, metales pesados y bacterias fecales (Egboka et al., 1989; Kurwadkar, 2019).

La información sobre los procesos y evolución de la contaminación de las aguas subterráneas no es completamente fiable, ya que en muchos casos no se considera el papel de la zona no saturada, ni las componentes verticales del flujo en el acuífero. Por ello, en los muestreos se llegan a producir mezclas y la información resultante no es tridimensional (Cerón et al., 2021). El seguimiento es costoso, pero los daños causados por una mala monitorización de la calidad de los acuíferos los superan normalmente y se prolongan en el tiempo, provocando un mayor impacto negativo en el medio (Cerón et al., 2021; Meckenstock et al., 2015). La DMA añade en su artículo 4: "*los Estados miembros habrán de aplicar las medidas necesarias para evitar o limitar la entrada de contaminantes en las aguas subterráneas y evitar el deterioro del estado de todas las masas de agua subterránea*". Esto se relaciona con los Objetivos de Desarrollo Sostenible (FAO, 2015):

- Objetivo 6: "*garantizar la disponibilidad de agua y su ordenación sostenible y el saneamiento para todos*". Si se hace un seguimiento de las aguas subterráneas, de forma que haya una alerta temprana de contaminación, la calidad del agua no se llega a alterar y puede seguir disponible como recurso.

- Objetivo 3: "*garantizar una vida sana y promover el bienestar de todos a todas las edades*". Los contaminantes presentes en el agua suponen un riesgo para la salud de las personas, por lo que hay que asegurar su buen estado.
- Objetivo 11: "*lograr que las ciudades y los asentamientos humanos sean inclusivos, seguros, resilientes y sostenibles*". Las actividades antrópicas generan diferentes tipos de contaminación que pueden llegar hasta las aguas subterráneas, especialmente en núcleos industriales (Egboka et al., 1989). El monitoreo ambiental es una medida preventiva para localizar a tiempo las presiones más peligrosas y reducir o eliminar el impacto.

Una de las causas de contaminación de aguas subterráneas a nivel mundial son los compuestos aromáticos como los hidrocarburos monoaromáticos BTEXs (benceno, tolueno, etilbenceno y xileno) y los PAHs (hidrocarburos aromáticos policíclicos), productos del uso progresivo de los hidrocarburos del petróleo por parte de los humanos (Logeshwaran et al., 2018). Las causas de propagación de estos compuestos se deben a desechos industriales, fugas, derrames, disposición inadecuada y accidentes durante el transporte en las industrias petroleras (Liu et al., 2018; Logeshwaran et al., 2018). Los tanques de almacenamiento pueden liberar productos derivados del petróleo como gasolina, combustible diésel y aceite lubricante. Otras fuentes de contaminación son los sitios de trabajo de gas, los aeropuertos, las fábricas de pintura, las industrias químicas y las estaciones de ferrocarril (Farhadian et al., 2008; Rodrigo-Ilarri et al., 2018).

Los métodos de eliminación de los hidrocarburos monoaromáticos en agua contaminada comprenden técnicas de tratamiento físico, químico y biológico y se pueden subdividir en tecnologías de remediación *ex situ* ("*pump and treat*") e *in situ* (Farhadian et al., 2008). Sin embargo, la mayoría de estos procesos son poco eficientes para la degradación de compuestos aromáticos y son muy caros. Por lo tanto, como se ha mencionado anteriormente, la alternativa ideal es la prevención. Otra solución para el control y eliminación de estos contaminantes es la biorremediación utilizando las METs (Huang et al., 2021; Liu et al., 2018; Muneron Mello et al., 2019; Tucci et al., 2021). Los microorganismos utilizan los contaminantes orgánicos como fuente de carbono para su crecimiento, logrando eficiencias de tratamiento de hasta el 99 % en condiciones aerobias (Farhadian et al., 2008).

Los compuestos BTEX se clasifican en el grupo de los compuestos más tóxicos y peligrosos para el medio ambiente debido a su gran capacidad de migración y toxicidad (Kermanshahi Pour et al., 2005; Mitra & Roy, 2011). Por ello, se incluyen en la lista de elementos susceptibles de análisis de acuerdo al Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, por el

que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados.

En cuanto a la proporción de los BTEX, los volúmenes porcentuales de benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos mixtos en la gasolina son 1, 1,5, 1–1,5 y 8–10, respectivamente (Farhadian et al., 2008). Pueden comprender más del 50-60% de la masa que se disuelve cuando la gasolina se mezcla con agua (Kermanshahi Pour et al., 2005). Además, son hidrocarburos líquidos en fase no acuosa más ligeros que el agua (LNAPLs), es decir, flotan sobre el nivel freático del acuífero formando capas de espesores muy variables, desde milímetros a metros (Celis, 2008). Cuando ocurre un vertido (figura 3), éste comienza a lixiviar hacia el acuífero bajo la acción de la gravedad. A medida que el LNAPL avanza, una parte residual queda retenida dentro de los poros y fracturas del suelo, mientras que el resto continúa migrando. Si el derrame es de un volumen grande y constante, éste atraviesa la zona vadosa hasta llegar a la parte superior del acuífero. La fase libre circula en la región superior del acuífero a una velocidad menor a la del flujo del agua subterránea, mientras que las fases solubles de los LNAPLs forman una pluma en la capa superior de la zona saturada (Celis, 2008).

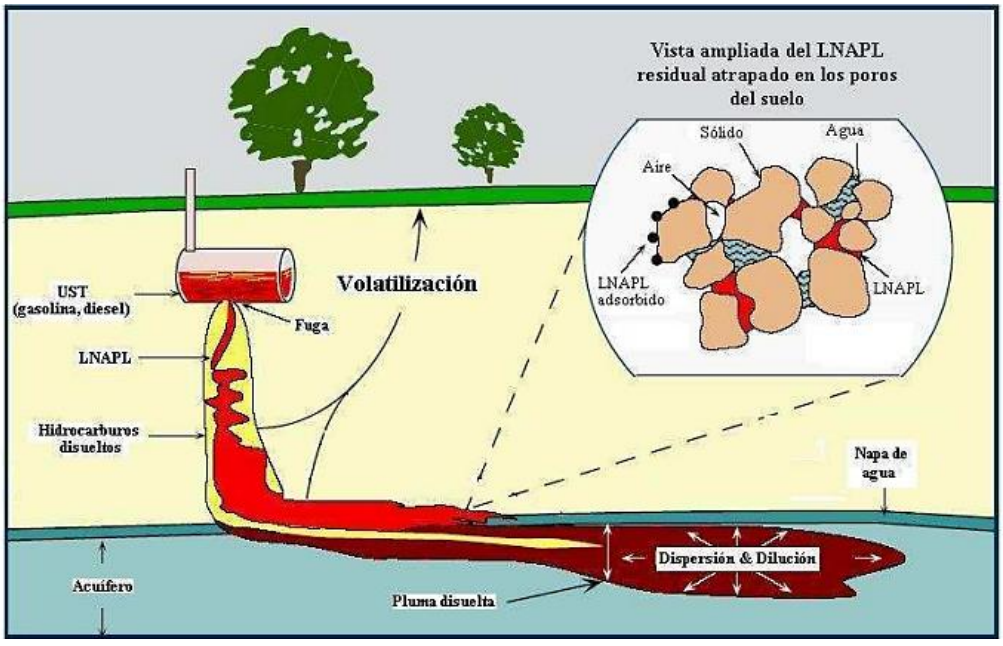


Figura 3. Dispersión de contaminantes a partir de una fuga de hidrocarburos (Celis, 2008).

3. 1.4. Benceno

Entre los BTEXs, el benceno se diferencia del resto al ser el único con una estructura química en forma de anillo cerrado (figura 4), su fórmula química es C_6H_6, es el de menor peso molecular (78,11 g/mol), el más soluble en agua (1785,5 mg/l a 25 ºC) y tiene una alta presión a vapor (95,19 mmHg a 20ºC)

(Farhadian et al., 2008; Wilkes & Schwarzbauer, 2010).

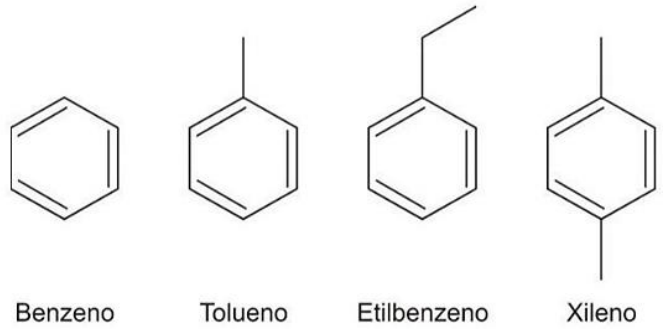


Figura 61. Estructura química de los BTEX (INDUANALISIS, n.d.).

Además de ser un compuesto presente la gasolina, el benceno se ha utilizado como ingrediente en tintas en la industria de la impresión, en solventes orgánicos, como material de partida e intermedio para la producción de caucho, lubricantes, tintes, limpiadores y pesticidas en las industrias química y farmacéutica (Yoon et al., 2018). Los usos del benceno como solvente están actualmente restringidos en varios países (Loomis et al., 2017). Esto es debido a su categorización como cancerígeno para los seres humanos en el grupo 1 de la Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (IARC) desde 1979, ya que puede desencadenar distintos tipos de leucemia al ser absorbido por el cuerpo a través de la inhalación, la exposición cutánea y la ingestión (Loomis et al., 2017; McMichael, 1988; Yoon et al., 2018).

En la legislación española, el benceno está clasificado como sustancia prioritaria en el Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. Esto significa que es una "*sustancia que presenta un riesgo significativo para el medio acuático comunitario, o a través de él, incluidos los riesgos de esta índole para las aguas utilizadas para la captación de agua potable, y reguladas a través del artículo 16 de la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas*". Su número de registro CAS es 71-43-2. Por otra parte, según el RD 9/2005, tiene un nivel genérico de referencia (NGR) para la protección de la salud humana de 10, 1 y 0,1 mg/kg de peso seco si el suelo tiene uso industrial, urbano u otros, respectivamente. El NGR para la protección de los ecosistemas es de 1, 0,2 y 0,11 mg/kg para uso industrial, urbano u otros, respectivamente.

Otro factor a tener en cuenta en el estudio del benceno como contaminante es la dificultad que tienen los microorganismos de metabolizarlo, siendo objeto de investigación el ataque enzimático inicial en condiciones anaerobias (Lueders, 2017; Zhang et al., 2010). La mayoría de los microorganismos degradadores anaeróbicos de compuestos monoaromáticos aislados hasta la fecha son miembros de la clase *Betaproteobacteria*, *Deltaproteobacteria* y *Clostridia* (Lueders, 2017). Las cepas desnitrificantes de *Azoarcus spp.* y *Dechloromonas spp.* fueron las primeras cepas aisladas sugeridas para degradar el benceno en condiciones anaeróbicas (Coates et al., 2001; Kasai et al., 2006). Otras bacterias identificadas que lo degradan en distintas condiciones anóxicas son *Geobacter metallireducens* y *Ferroglobus placidus* (Holmes et al., 2011; Zhang et al., 2012).

La medición tradicional de los BTEXs se lleva a cabo por análisis en laboratorio, que conlleva mucho tiempo y su resultado contiene un gran margen de error al ser compuestos muy volátiles (Hyun Chung et al., 2021). Por lo tanto, hay varios experimentos que estudian su detección mediante sensores electroquímicos utilizando METs que dan como resultado un aumento de la corriente eléctrica relacionada con la degradación biológica del contaminante en el electrodo (Nandimandalam & Gude, 2019). En estos estudios se observa que el tolueno es el compuesto más fácil de degradar para los microorganismos, dando una señal mucho mayor que la de los demás hidrocarburos, especialmente si también hay sulfato presente en el medio (Palma et al., 2019; Tucci, Carolina, et al., 2021). El benceno, aunque no genera tanta señal, también ha dado buenos resultados y puede ser detectado usando MFCs y MECs (Adelaja et al., 2017; Liu et al., 2018). Por ello, es posible la monitorización de benceno a través de sensores electroquímicos microbianos evitando así su expansión en las aguas subterráneas.

2. OBJETIVOS

El objetivo general de este trabajo es estudiar la aplicación de las MECs como sensores electroquímicos microbianos para detectar distintas concentraciones de benceno en aguas subterráneas en condiciones anaerobias.

Objetivos específicos:

- Comparar la aplicación de los biosensores a escala laboratorio y a escala piloto.
- Determinar cuál es el límite de detección del benceno por los biosensores en condiciones anaerobias.
- Calcular cuál es el tiempo de detección del benceno a distintas concentraciones y caracterizar la señal completa hasta la degradación completa del contaminante en el medio.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Químicos

Los químicos utilizados han sido: benceno (99,7%) de Scharlau, fenol (89,0 %) de Panreac y catecol (98,0%) de Sigma-Aldrich.

3.2. Configuración de los biosensores

Tanto a escala laboratorio como a escala piloto, se usaron biosensores electroquímicos en configuración MEC con un único compartimento en el que se encuentran tres electrodos (figura 5):

- El electrodo de trabajo (WE) hacía de bioánodo y estaba hecho de un cilindro de grafito de 5 cm de largo x 1 cm de diámetro (Mersen JP 945) como colector. Aunque una variedad de materiales de electrodos puede servir como aceptor de electrones, se eligió el grafito porque es barato y duradero y no se corroe o degrada en estas condiciones a largo plazo (Zhang et al., 2010). En las celdas a escala microcosmos, el grafito estaba rodeado por un fieltro de carbón de 5 cm de largo x 2,3 cm de ancho (Mersen RGV 2800) para aumentar la superficie específica y permitir una mayor formación de biofilm.
- El contraelectrodo (CE) hacía de cátodo y estaba hecho de una malla de titanio platinizado (INAGASA). Este electrodo permitía el flujo de electrones desde el electrodo de trabajo por diferencia de potencial (Hernandez-Vargas et al., 2018). Se colocó de forma que no entrara en contacto con los otros dos electrodos para evitar un cortocircuito.
- Como electrodo de referencia (RE) se utiliza Hanna 3.5M Ag/AgCl (0.2 V vs. SHE). Su función es mantener un potencial estable en el electrodo de trabajo (Hernandez-Vargas et al., 2018).

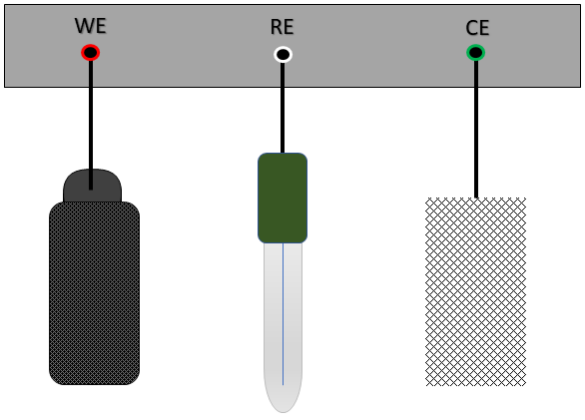


Figura 5. Colocación de los electrodos en el potenciostato

.

El mecanismo de transducción del biosensor utilizado es la cronoamperometría (Bhushan et al., 2020). Consiste en las variaciones de intensidad de corriente eléctrica en función del tiempo bajo un potencial eléctrico aplicado (Mortimer, 2017). Para toda la extensión de este trabajo, se usó un potenciostato NEV4 Nanoelectra polarizando el electrodo de trabajo a 0,6 V (vs. Ag/AgCl). Se eligió este valor de potencial para acelerar el metabolismo de los microorganismos anaerobios y no uno mayor para evitar dañar los citocromos c, ya que se ven afectados negativamente a partir de 0,6 V (Schröder et al., 2015).

3.3. Procedimiento experimental

Se realizaron los experimentos a distintos niveles de madurez tecnológica (TRL): escala microcosmos en condiciones de laboratorio (TRL 4) y escala mesocosmos en condiciones piloto en un ambiente que recree condiciones ambientales (NASA, 2012).

3.3.1. Microcosmos

El montaje a escala laboratorio se llevó a cabo en celdas monocámara selladas, con un volumen de 250 ml en agitación (figura 6). Los experimentos de la escala microcosmos se realizaron en dos etapas:

- Primera etapa:
    1) Se llevó a cabo una fase de aclimatación que consistió en favorecer el crecimiento de los microorganismos capaces de degradar benceno. Para ello, se añadieron 250 ml de agua con sedimentos en cada celda proveniente del mesocosmos 2 (tabla 3 en anexos) y se sellaron. El medio acuoso se gaseó con N_2:CO_2 (20:80, v:v) durante 30 min y el espacio gaseoso durante 5 min para mantener el medio en condiciones anóxicas. Se conectó el potenciostato y, cuando se estabilizó la señal de corriente eléctrica en todas las celdas, se hizo un pulso de 0,5 ml de benceno a cada una y otro de 0,5 ml cinco días después. En total, esta fase duró 7 días.
    2) En la fase de lavado se empleó una disolución tampón (Na_2HPO_4 8,9 g/l y NaH_2PO_4 6g/l) durante 1h para limpiar los electrodos.
    3) Por último, en la fase de vertido se volvieron a añadir 250 ml de agua de subsuelo sin contaminar a cada celda, se sellaron y gasearon. En el día 8 se hizo un pulso de benceno en cada celda, teóricamente de 1 ppm en una celda y 10 ppm en otra. La duración de esta etapa fue de 33 días, gaseando las celdas dos veces por semana.

- Segunda etapa:
    1) Se usaron los electrodos de trabajo (bioánodos) ya colonizados, así que no fue

necesario volver a realizar la fase de aclimatación.

2) Se hizo otra limpieza con el buffer fosfato durante 3 días con gaseo continuo, asegurando que no quedara benceno retenido en las celdas
3) En la fase de vertido se añadió a cada celda medio sin contaminar de 250 ml de agua de subsuelo proveniente del mesocosmos, se sellaron y gasearon. Se reinició el tiempo de seguimiento y en el día 5 se hizo un pulso de benceno de 1 ppm y de 10 ppm en cada celda. Se tomaron datos hasta el día 43, tras el cual se desmontaron las celdas.

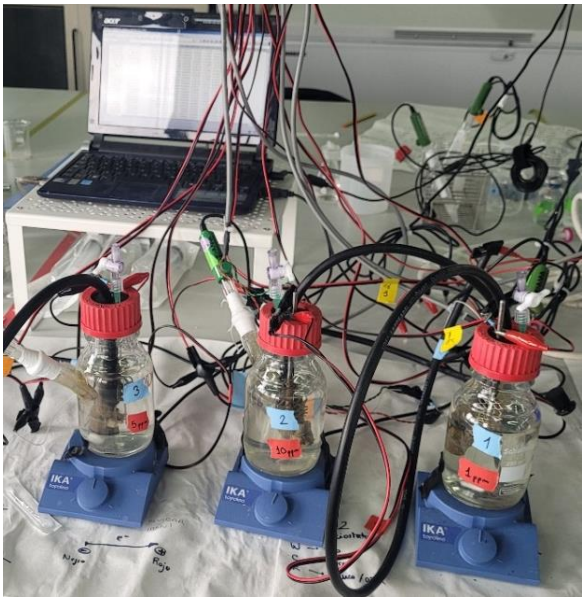


Figura 6. Experimento a escala TRL 4.

3.3.2 Mesocosmos

A escala mesocosmos se llevó a cabo el experimento en dos sistemas piloto separados (figura 7). Ambos tenían la función de simular un piezómetro de 10 cm de diámetro y 1 m de altura (7,854 litros de capacidad) rodeado en ambos casos de suelo extraído en 40º30'49''N 3º20'16'' (tabla 2 en anexos). El agua, que provenía de la red agua potable del Canal de Isabel II, se infiltraba por el suelo y entraba al piezómetro por filtros presentes a 50 cm de profundidad. El biosensor, previamente colonizado en los dos sistemas, se ubicaba a 80 cm de profundidad en el piezómetro, sellado en la superficie para limitar la entrada de oxígeno y a temperatura ambiente.

Se conectaron los biosensores al potenciostato y cuando se estabilizó la señal se hizo la simulación de vertido de benceno. En el primer sistema se hizo un pulso de 25 ppm benceno y estuvo funcionando durante 60 días. Por otro lado, en el segundo sistema se hizo un pulso de 40 ppm que tuvo un seguimiento hasta el día 20 y posteriormente

otro pulso de 3 ppm con una monitorización de 20 días.

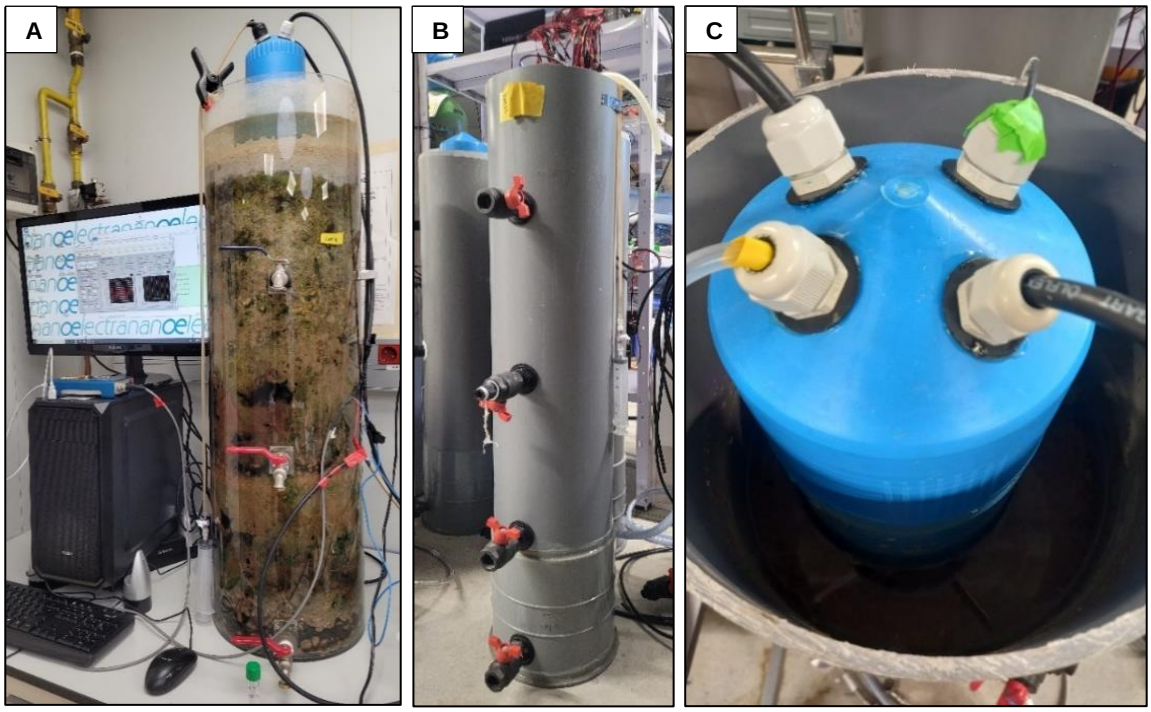


Figura 7. Experimento a escala TRL 6.

A: vista de perfil del sistema 1.

B: vista de perfil del sistema 2.

C: vista en planta del sistema 2.

3.4. Metodología analítica

3.4.1. Cuantificación de benceno

Se utilizó cromatografía líquida de alta eficacia (HPLC) para cuantificar la concentración de benceno en las muestras de agua, concretamente el modelo 1260 Infinity de Agilent Technologies equipado con una columna C18 con unas dimensiones 150 x 4,60 mm 5 micron.

Antes de analizar la muestra, se pasaba por un filtro de fluoruro de polivinilideno (PVDF) con un tamaño de poro de 0,20 μm para que quedara retenido el sedimento, pero no el benceno. Se tomaron muestras de cada sistema 3 veces por semana y se congelaban a -20ºC.

La fase móvil estaba compuesta de: 30% agua ultrapura, 20% metanol y 50% acetonitrilo, a una longitud de onda de 207 nm (Filho et al., 2016). El caudal de flujo era 1 ml/min y cada muestra era analizada 15 min a temperatura ambiente.

3.4.2. Caracterización fisicoquímica del suelo

El suelo se analizó en los laboratorios de IMDEA Agua en el Parque Científico Tecnológico de la Universidad de Alcalá. Se midieron 5 parámetros, cada uno con su metodología específica:

- pH: UNE-ISO 10390:2012, usando una relación suelo:agua 1:5 a una temperatura de 20ºC.
- Conductividad: UNE 77308:22001, haciendo 3 repeticiones sobre la muestra.
- Materia orgánica: calcinación LOI.
- Textura: UNE 103102:1995.
- Capacidad Cambio Catiónico: ICP-Masas.

3.4.3. Caracterización química del agua

Para determinar los iones presentes en el agua en los distintos medios, se utilizó el cromatógrafo iónico 930 Compact IC Flex (Metrohm). Se tomaron muestras del agua que se usó para el microcosmos y del agua de los dos sistemas del mesocosmos. También se tomaron muestras después de la degradación del benceno en los mesocosmos. Para la preparación de las muestras, se utilizó un filtro de nylon con un tamaño de poro de 0,45 μm de forma que el benceno y los sedimentos quedaran retenidos. Posteriormente, se hizo una dilución muestra:agua 1:10.

La conductividad y el pH del agua se analizó con un conductímetro CRISON GLP31 (EIW-331) y un pH CRISON CE013 (EIW-319).

3.4.4. Microscopía electrónica de barrido

Se utilizó la microscopía electrónica de barrido (SEM) para observar la colonización bacteriana en el fieltro de carbono de los biosensores del microcosmos. Las muestras fueron fijadas con glutaraldehído al 5% (v/v) en tampón cacodilato (0,2M, pH 7,2) y se deshidrataron de forma gradual con soluciones de etanol (25, 50, 70, 90 y 100%; 10 min cada etapa). Posteriormente, las muestras se lavaron dos veces en acetona durante 10 min y se sumergieron en acetona anhídrida a 4 ºC durante 48 horas. Finalmente, las muestras se secaron en CO_2 en el punto crítico y se metalizaron con una capa de oro. Las micrografías se tomaron utilizando un microscopio electrónico de barrido JEOL JSM-IT500 en el Centro de Apoyo a la Investigación de la Universidad de Alcalá de Henares, en el Servicio de Microscopia Electrónica.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Microcosmos

Los experimentos a escala microcosmos de los sensores electroquímicos microbianos se llevaron a cabo en celdas monocámara anaerobias, en las que se hicieron pulsos de benceno de 1 ppm y 10 ppm. Se realizó en dos etapas con distintas fases: de aclimatación del biosensor, de lavado de benceno y de simulación de vertido.

En la primera etapa (figura 8), se llevó a cabo una fase de aclimatación. Al conectar el potenciostato se produjeron corrientes muy altas, del orden de 3000 μA, debido a la aplicación del potencial de 0,6 V. Se trata de un aumento de corriente transitorio debido al movimiento de cargas al comenzar la polarización (Jeremiah Aoki et al., 2020; Streeter & Compton, 2008). La intensidad de corriente se estabilizó en ambos medios a partir del día 5, siendo prácticamente 0 μA hasta el fin de la aclimatación, en el día 7. La corriente no se vio afectada por los dos pulsos de benceno de 0,5 ml cada uno, que hicieron que la concentración de contaminante llegara a 489 y 464 ppm en las celdas A y B, respectivamente.

El lavado de benceno con buffer fosfato que se hizo después no fue suficiente, ya que al principio de la fase de vertido había concentraciones de 230 y 198 ppm de benceno. No se esperaba presencia del hidrocarburo en ese punto porque se habían limpiado todos los componentes de la celda MEC y cambiado el agua de subsuelo para simular un medio sin contaminar antes del pulso. Tras el pulso de 1 ppm y de 10 ppm en el día 7, la concentración de benceno aumentó a 260 ppm en la celda A y 209 ppm en la B, pero la corriente no se vio afectada al instante, manteniéndose en valores próximos a 0 μA.

La concentración de benceno siguió en aumento hasta el día 12, registrando un máximo de 339 ppm en la primera celda y otro de 324 ppm en la segunda. Este pico del hidrocarburo coincidió con un aumento de corriente que duró 2 días en ambos medios, pasando de 0 a 16,5 μA (A) y 24 μA (B), consumiendo simultáneamente el benceno. Después, la corriente disminuyó a 4 μA el día 17 en la celda A y a 1 μA el día 16 en la celda B, que coincidió con un aumento de benceno de 140 a 213 ppm en la primera celda y de 212 a 234 ppm en la segunda celda. El día 19 se produjo un gran aumento de corriente, llegando a valores de 140 μA en la celda A y de 110 μA en la B registrados hasta el día 33, cuando se terminó la monitorización de esta etapa.

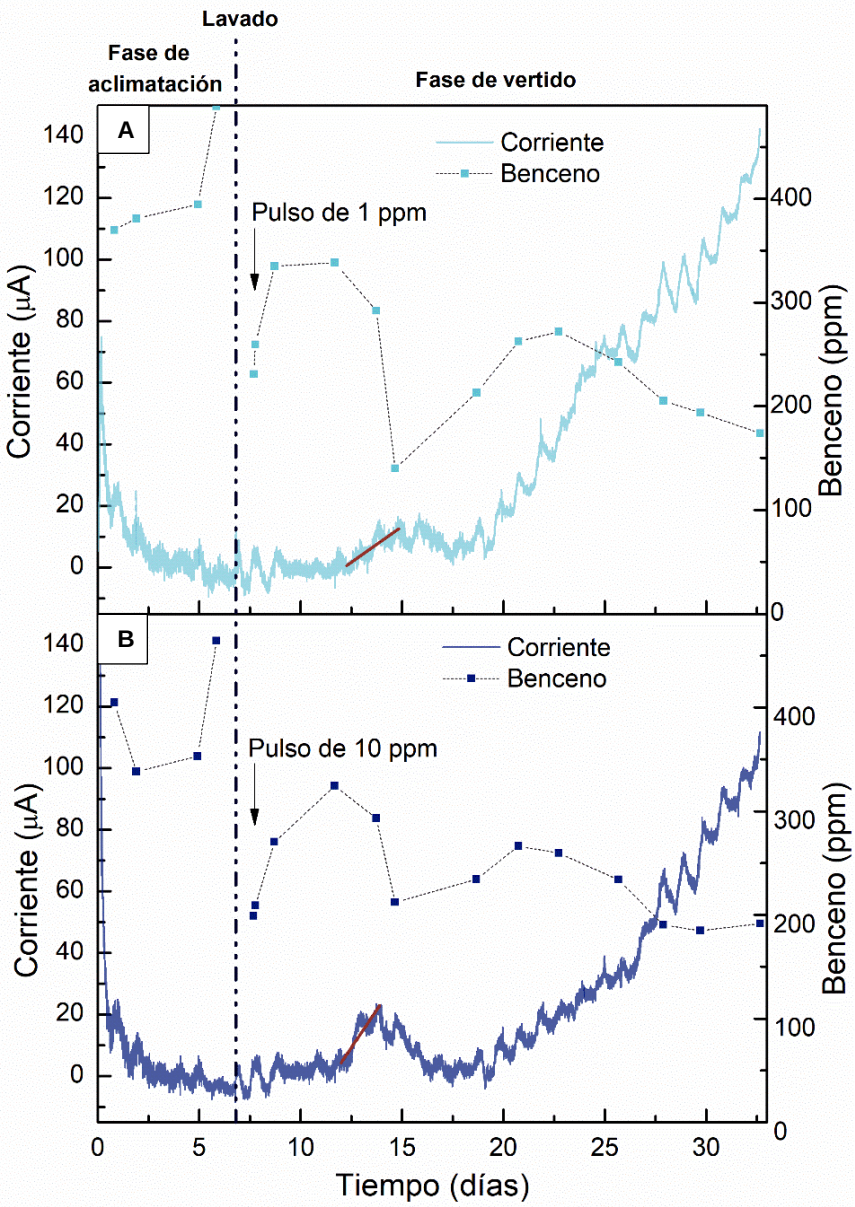


Figura 62. Gráficas de variación de corriente y de concentración de benceno en función del tiempo en la primera etapa a escala laboratorio.

A: celda A en la que se simuló un vertido de 1 ppm de benceno teórico.

B: celda B en la que se simuló un vertido de 10 ppm de benceno teórico.

Después de encontrar concentraciones más altas de las esperadas en la fase de vertido de la primera etapa del experimento, se hizo un lavado mucho más exhaustivo para asegurar que el medio estuviera libre de benceno o a concentraciones próximas a 0 ppm. La limpieza consistió en llenar las MECs con buffer fosfato y gasear de forma continua 3 días sin conectar al potenciostato, consiguiendo reducir la concentración del hidrocarburo a 0,48 ppm (A) y a 1 ppm (B). Tras esto, se añadieron 250 ml de agua con sedimentos sin contaminar en cada celda, se sellaron y se gasearon. Cuando se conectó de

nuevo el potenciostato (figura 9), se registraron altos valores de corriente, superiores a 150 μA en ambas celdas, que bajaron a los 2,5 días a valores en torno a 0 μA (A) y 10 μA (B), aunque en esta última las oscilaciones de corriente eran de 5 μA. Los biosensores estaban previamente aclimatados a la exposición de benceno, por lo que no se llevó a cabo la fase de aclimatación en la segunda etapa.

Posteriormente, en el día 5, se hizo el pulso de benceno de 1 ppm y de 10 ppm en las celdas A y B, habiendo algo de benceno residual en el medio (0,3 ppm en A y 0,7 ppm en B). Un día después, se produjo un aumento de señal en la celda A a 18 μA, que duró 2,5 días, y en la celda B a 47 μA, que duró 2 días. Después de esta primera señal, la corriente volvió a bajar a 0 y 10 μA en 2 días. Luego, se produjeron dos picos de corriente en ambas celdas: un aumento más suave a 16 μA (A) y 43 μA (B) del día 11 al 13 y otro a 27 μA (A) y 39 μA (B) del día 14 al 17. Tras este día, la corriente fue en descenso hasta el día 27, llegando a una intensidad de 5 μA y 8 μA en las celdas A y B. Por último, la señal aumentó en la celda de 1 ppm con oscilaciones marcadas entre 18 y 33 μA hasta el día 43. En cuanto a la celda B, en la que se añadieron 10 ppm de benceno, parecía que la corriente iba a seguir la misma tendencia que la otra celda, pero en el día 30 se produjo un fallo en el electrodo de referencia. Este fallo causó que corriente disminuyera a valores muy negativos, al principio de -2800 μA, y 2 días después aumentó, manteniéndose entre -100 y -50 μA hasta el final de la monitorización.

En cuanto al benceno, las concentraciones 1 hora después del vertido eran aproximadas a las esperadas (1,91 en la celda A y 13,61 ppm en la celda B). Pero, en las muestras posteriores, se observó un aumento de la cantidad de benceno independiente de la corriente, alcanzando su máximo el día 26 con 57 ppm en la celda A y 81 ppm en la celda B. Después de esto, la concentración de benceno empezó a bajar ligeramente y de manera irregular. Al día 43, el hidrocarburo estaba presente en el agua en 26 ppm y 48 ppm, muy por encima de la concentración de vertido.

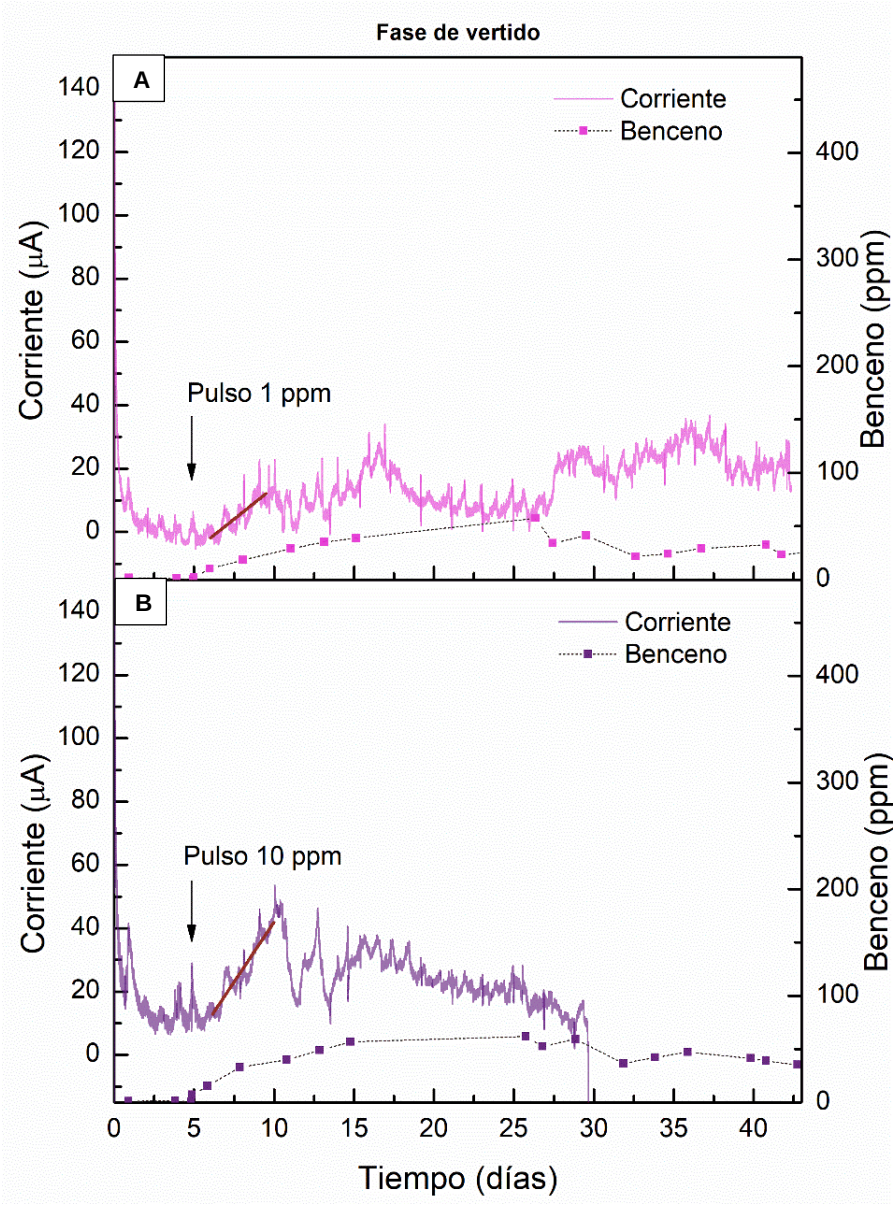


Figura 63. Gráficas de variación de corriente y de concentración de benceno en función del tiempo en la segunda etapa a escala laboratorio.

A: celda A en la que se simuló un vertido de 1 ppm de benceno teórico.

B: celda B en la que se simuló un vertido de 10 ppm de benceno teórico.

La razón por la que se llevó a cabo una fase de aclimatación en los biosensores fue fomentar el desarrollo de microorganismos que pudieran degradar el benceno. Se buscaba la formación de biofilm en el fieltro de carbono del bioánodo, aunque en las imágenes de SEM no se ha visto una gran cantidad de microorganismos en la parte más superficial (figura 10). Aun así, las fibras de carbono sirvieron para la deposición de sedimentos. La formación de un biofilm supondría protección contra factores ambientales agresivos y la posibilidad de intercambio de material genético debido a los largos tiempos de

retención de microorganismos y el establecimiento de relaciones simbióticas. Esto es algo a tener en cuenta porque la degradación de los BTEX depende de su concentración en el agua, de los microorganismos y de si están mezclados con otros componentes (Muneron Mello et al., 2019). La contaminación por BTEX a largo plazo tiene como resultado una comunidad microbiana que puede adaptarse a la contaminación y responder rápidamente a la entrada y toxicidad persistentes de BTEX (Huang et al., 2021).

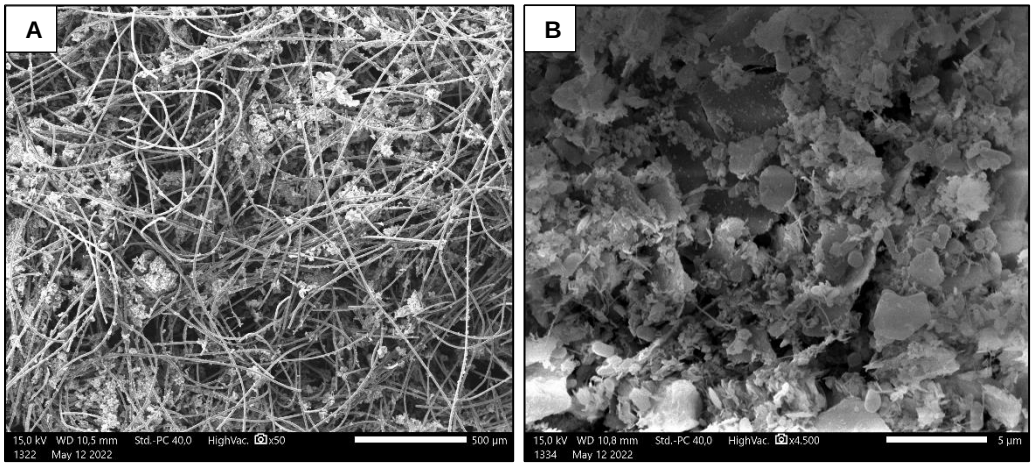


Figura 64. Fotografías del fieltro de carbono hechas por SEM.
A: imagen de 50 aumentos en el que se ve las fibras de carbono con los sedimentos.
B: imagen de 4500 aumentos en el que se ven los sedimentos con posible presencia de bacterias.

Por otro lado, el aumento progresivo de benceno tras el pulso en la fase de vertido en ambas etapas se puede deber a la adsorción del hidrocarburo al fieltro de carbón cuando el medio estaba contaminado (Yun et al., 1998). Otra posibilidad es que se haya solapado la señal del benceno con la de un producto de su biodegradación en los análisis realizados con el HPLC. De estos compuestos, se descartaron el fenol y el catecol, ya que el benceno daba señal en el minuto 3,7 mientras que los picos de los otros compuestos se encontraban en los minutos 2,0 y 1,6, respectivamente.

Se plantea que la causa del aumento de corriente tras los distintos pulsos de benceno se debe la actividad metabólica de las bacterias electroactivas que lo degradan, convirtiéndose en corriente eléctrica al ser una fuente de carbono (Huang et al., 2021; Mitra & Roy, 2011). En otros estudios se ha concluido que las curvas dosis-respuesta se relacionan con la capacidad de respuesta de los biosensores cuando se inducen con diferentes concentraciones de hidrocarburos (Ibrahim et al., 2020). En la primera etapa se puede asociar la degradación de benceno con el aumento de corriente, pero en la segunda etapa cada uno de estos factores varían de forma aparentemente independiente hasta el día 26, cuando el aumento de corriente en la

celda A sí que coincide con la eliminación de benceno.

Por último, cabe destacar que las celdas A y B han seguido el mismo patrón en cada etapa, con variaciones de corriente y concentración de contaminante proporcionales, pese a que la cantidad de benceno sea menor en la etapa 2. Posiblemente esto se deba a que las condiciones y los factores externos que afectan a la sensibilidad de biosensor han sido las mismas en las dos etapas.

4.2 Mesocosmos

Los experimentos a escala mesocosmos de los sensores electroquímicos microbianos se llevaron a cabo en dos sistemas piloto que simulaban dos piezómetros de 7,854 litros de capacidad. Éstos estaban sellados en su superficie para limitar la entrada de oxígeno, de forma que la profundidad a la que se encontraba el biosensor estaba en condiciones anóxicas. No hubo necesidad de hacer una fase de aclimatación porque estos sistemas ya habían sido expuestos a hidrocarburos.

En el primer sistema a escala mesocosmos (figura 11) se observó un aumento de corriente de 2,8 μA a 4 μA, tan solo un par de horas después del pulso de 25 ppm. Esta señal duró 2 días, tras los cuales la corriente tuvo una ligera bajada a 3,5 μA en el día 3. Después, ésta aumentó hasta 6,5 μA el día 12 y se mantuvo entre valores de 5 y 6,5 μA hasta el día 36. Esta subida de corriente estuvo acompañada de la disminución de la concentración de benceno de forma gradual, hasta 0,28 ppm el día 36. En ese momento, empezó a disminuir la corriente volviendo a los valores iniciales de 2,5 μA el día 50, eliminándose el benceno restante. Hubo un ligero aumento de corriente de 5 días hasta 3 μA para volver a la corriente basal de 2,5 μA un día después, que se mantuvo hasta el fin de la monitorización.

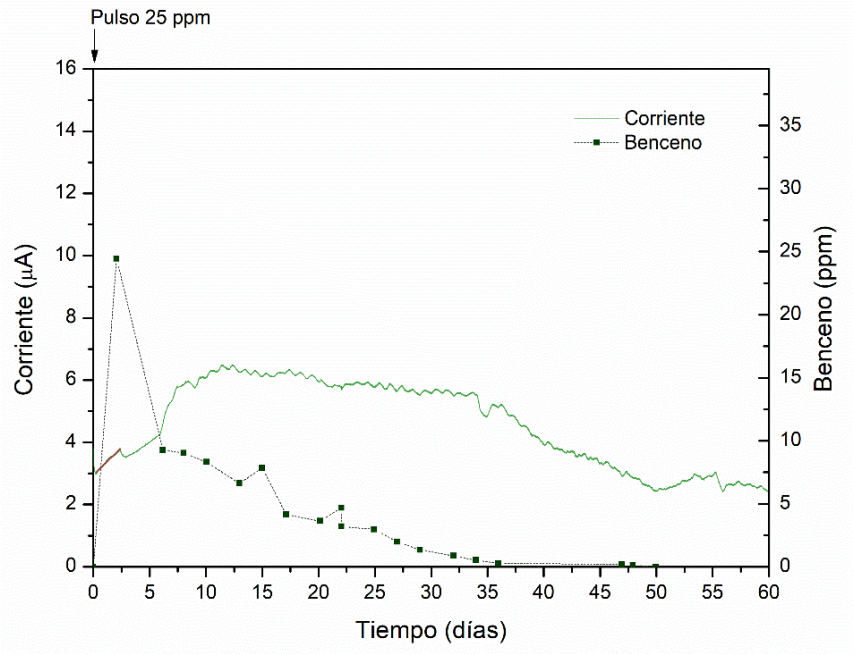


Figura 65. Gráfica de variación de corriente y concentración de benceno en función del tiempo en el primer sistema de mesocosmos.

En el segundo sistema (figura 12A) la corriente basal era de 1 µA y se incrementó unas horas después del primer pulso de 40 ppm en el día 4. La señal se prolongó hasta el día 12, llegando a un valor máximo de 15,5 µA. La concentración de benceno bajó de forma abrupta de 40 ppm a 16 ppm en 1 día y en los días siguientes se continuó su degradación de forma más progresiva, quedando el día 20 en 4 ppm. La corriente se mantuvo entre 14 y 15 µA desde el día 12 hasta el 16, cuando empezó a disminuir hasta 12,5 µA en el día 20.

El segundo pulso fue de 3 ppm para probar el límite de detección del biosensor, dando un resultado favorable (figura 12B). Se produjo un aumento de corriente en menos de un día desde el vertido de benceno, pasando de 1 µA el día 2 a 1,8 µA el día 5. Después la corriente bajó hasta 1 µA el día 11, manteniéndose estable en ese nivel hasta el fin del seguimiento.

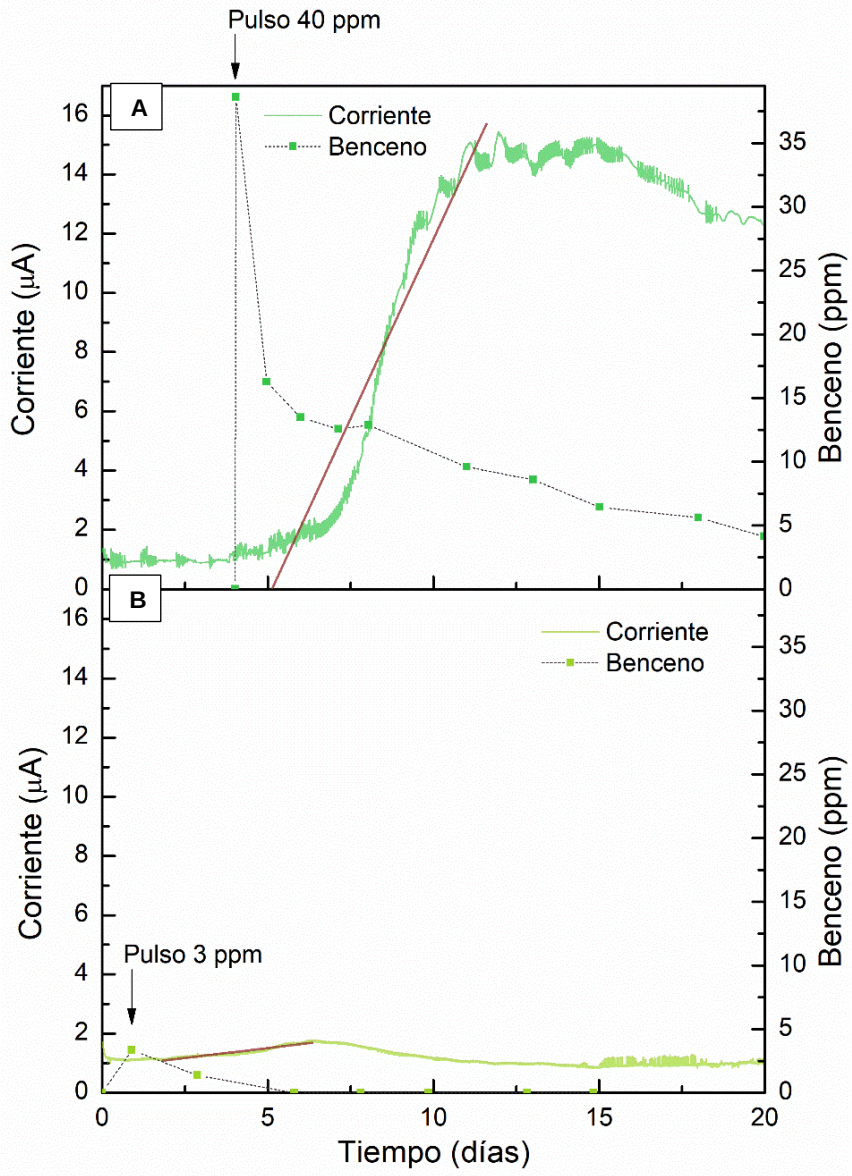


Figura 66. Gráficas de variación de corriente y concentración de benceno en función del tiempo en el segundo sistema de mesocosmos.

A: primer pulso en el que se simuló un vertido de 40 ppm de benceno teórico.

B: segundo pulso en el que se simuló un vertido de 3 ppm de benceno teórico.

En todas las gráficas se distingue claramente la curva de crecimiento bacteriana: se parte de una fase de latencia y, al inyectar el benceno, se produce un crecimiento exponencial de las bacterias electroactivas, seguido de una fase estacionaria por la limitación de la fuente de carbono y, por último, una disminución cuando no hay más materia que puedan oxidar, regresando a la fase de latencia (Manchón et al., 2022). Esto podría explicar también por qué la primera muestra de benceno, tras el pulso, era de una concentración mucho mayor que las

siguientes y luego la disminución fue más progresiva.

4.3 Comparación entre las diferentes escalas y concentraciones del experimento

En todas las pruebas hubo un aumento de corriente, aunque el tiempo de emisión de señal tras el pulso, la duración de ésta y la cinética de detección varían mucho según la escala y la concentración (tabla 1). Lo que más destaca es la cinética de detección, que se obtiene de la pendiente de la primera señal de corriente eléctrica producida por el biosensor. Ésta fue mucho mayor a escala microcosmos, dando valores entre 4 y 9,8 μA/día, mientras que a escala mesocosmos la pendiente se encontraba entre 0,1 y 2,4 μA/día. La duración de esta señal ha sido muy variable, entre 2 y 7 días. Por otro lado, el tiempo de detección ha dependido de la escala, tardando de 1 a 4 días en TRL 4 y de 0,1 a 1 días en TRL 6.

Tabla 41. Características del aumento de señal a según la escala y concentración del benceno.

Escala	Concentración (ppm)	Tiempo de emisión de señal tras el pulso (días)	Duración (días)	Cinética de detección (μA/día)
Microcosmos	>1	4,6	2,6	4,643 ± 0,049
	>10	4,3	2,0	9,784 ± 0,097
	1	1,1	3,6	4,034 ± 0,038
	10	1,1	4,1	7,572 ± 0,040
Mesocosmos	25	0,1	2,2	0,349 ± 0,001
	40	0,5	7,2	2,426 ± 0,066
	3	1,0	4,5	0,134 ± 0,001

Además, es importante destacar la gran diferencia de la intensidad de corriente entre la escala microcosmos y mesocosmos. Las oscilaciones de corriente en la primera etapa del microcosmos tras el pulso de benceno fueron de 16,5 y 24 μA tras los pulsos de 1 ppm y 10 ppm, respectivamente, en el medio ya contaminado. En la segunda etapa las diferencias tras el pulso y el nivel inicial fueron 18 y 47 μA tras los pulsos de 1 ppm y 10 ppm. A escala mesocosmos, las variaciones fueron menores: 14,5, 1,2, y 0,8 μA tras los pulsos de 40, 25 y 3 ppm.

Esta diferencia puede deberse a las diferentes condiciones entre las escalas. El microcosmos estaba completamente sellado y en agitación continua, se gaseaba dos veces por semana y contenía un volumen de 250 ml de agua. En cambio, el mesocosmos no estaba herméticamente cerrado, no se gaseaba, no estaba en agitación y tenía una capacidad volumétrica mucho mayor, de 7,854 litros. Además, es posible que parte del benceno se volatilizara al ser un compuesto muy volátil (Farhadian et al., 2008).

Sin embargo, los resultados a escala TRL 4 no son concluyentes, debido al aumento por razones no determinadas de la concentración de benceno, como se ha explicado anteriormente. Por ello, no se puede confirmar que a 1 ppm de concentración se obtiene señal, ni se puede comparar de forma equivalente la escala microcosmos y mesocosmos. En cambio, el contaminante a escala TRL 6 se elimina con el paso del tiempo hasta desaparecer, por lo que no sigue la misma tendencia de aumento de benceno encontrada en microcosmos. Con esto, se ha llegado al límite de detección de 3 ppm, con una cinética de detección de 0,134 ± 0,001 μA/día, aunque esta pendiente es más baja que en los pulsos de 40 y 25 ppm, que fueron 2,426 ± 0,066 y 0,349 ± 0,001 μA/día, respectivamente. Aun así, se distingue claramente la señal en la gráfica (figura 12B), por lo que se comprueba la aplicación del biosensor a la hora de detectar 3 ppm a escala piloto TRL 6.

También es importante mencionar que los resultados que se obtienen de los sensores electroquímicos microbianos se pueden ver afectados por el sustrato (composición, textura, materia orgánica, contenido de humedad y conductividad), los aditivos, las características fisicoquímicas de los electrodos y la temperatura (Hasany et al., 2016; Tucci, Cruz Viggi, et al., 2021; Velasquez-Orta et al., 2017). Las características químicas del agua no varían mucho entre los distintos sistemas (tabla 3 en anexos), así que este factor no afecta a la generación de corriente y a la propagación del contaminante en estos experimentos. Por otra parte, la configuración de los electrodos es similar en todos los casos, con la diferencia de que en microcosmos se coloca un fieltro de carbono alrededor del bioánodo para aumentar la superficie del electrodo, así que esto puede ser un factor importante en la generación de corriente por parte de las

bacterias electroactivas. Por último, las oscilaciones de corriente que se producen de manera constante pueden ser causadas por las diferencias de temperatura del día y la noche, las cuales afectan al metabolismo microbiano (Farhadian et al., 2008).

Cabe destacar que los dos sistemas de mesocosmos se han utilizado con anterioridad para experimentos anteriores. Estos biosensores han estado expuestos a distintos compuestos derivados de la gasolina, como BTEX y etil tert-butil éter (ETBE). Esto es importante porque la degradación del benceno depende de su concentración en el agua, de los microorganismos y de si están mezclados con otros componentes (Muneron Mello et al., 2019). De la tabla 3 también se puede observar que el benceno no altera significativamente la composición del agua, pero es probable que afecte a la comunidad bacteriana en el ecosistema de agua subterránea original, haciendo que se adapte a la contaminación y respondiendo rápidamente a su aparición en el medio (Huang et al., 2021).

4.4 Aplicación biosensores a escala real

Otros estudios realizados, como el de Hernández-Vargas (2018), coinciden con este trabajo en que los biosensores pueden ser herramientas útiles para detectar pequeños volúmenes de muestra y bajas concentraciones de componentes biológicos. En otro estudio (Manchón et al., 2022), los resultados demostraron la utilidad de los sensores electroquímicos microbianos para la monitorización en tiempo real de plantas de tratamiento de aguas residuales a través de experimentos a escala microcosmos y escala real. En este trabajo se ha evidenciado que con sensores electroquímicos microbianos se consigue una detección de benceno desde 3 ppm a escala TRL 6, con un tiempo de respuesta de 1 día, lo cual es un avance, aunque se tiene que profundizar la investigación para caracterizar si el límite de detección es realmente a menor concentración.

Debido a las crecientes preocupaciones de salud pública sobre el impacto que la contaminación ambiental puede causar en el ecosistema, la demanda de biosensores de detección rápida probablemente aumente en un futuro próximo. Sin embargo, hay que tener en cuenta sus limitaciones, como el tiempo de respuesta, sensibilidad a factores externos, selectividad del consorcio microbiano presente en el bioánodo, la estabilidad y la vida útil de los electrodos (Hernandez-Vargas et al., 2018). Hasta que estos inconvenientes se solucionen, los biosensores pueden complementarse con otros métodos analíticos enfocados (Farooq et al., 2018).

Para que los sensores electroquímicos microbianos tengan éxito en los mercados ambientales, es fundamental que el desarrollo de estos biosensores se dirija hacia las brechas en la matriz de tecnología de detección y monitoreo de campo donde

pueden tener un impacto significativo (Halilovic et al., 2019). Además, el monitoreo debería enfocarse en la localización de actividades clave de degradación en zonas críticas de un acuífero contaminado (Wilson et al., 2004).

5. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en este trabajo confirman la utilidad de los sensores electroquímicos microbianos con configuración MEC para detectar benceno en aguas subterráneas.

La intensidad de corriente y la degradación del benceno diferían según la escala a la que se hicieron los experimentos y la concentración del vertido del hidrocarburo. En escala TRL 4, las variaciones de corriente fueron mucho más pronunciadas, entre 16,5 y 47 μA tras los pulsos a diferentes concentraciones, mientras que en escala TRL 6 las variaciones fueron entre 0,8 y 14,5 μA.

En cuanto al límite de detección, los resultados a escala microcosmos no fueron concluyentes debido a un aumento del benceno en las celdas, superando las concentraciones añadidas, así que no se puede confirmar la detección de benceno a 1 ppm. A escala mesocosmos se llegó a un límite de detección de 3 ppm, con una cinética de detección de 0,134 ± 0,001 μA/día, y con señal de corriente producida después de 1 día post-vertido. Este breve tiempo de detección supone que se pueda recomendar el uso de estos biosensores para la monitorización en tiempo real.

6. BIBLIOGRAFÍA

Adekunle, A., Raghavan, V., & Tartakovsky, B. (2019). A comparison of microbial fuel cell and microbial electrolysis cell biosensors for real-time environmental monitoring. Bioelectrochemistry, 126, 105–112. https://doi.org/10.1016/J.BIOELECHEM.2018.11.007

Adelaja, O., Keshavarz, T., & Kyazze, G. (2017). Treatment of phenanthrene and benzene using microbial fuel cells operated continuously for possible in situ and ex situ applications. International Biodeterioration and Biodegradation, 116, 91–103. https://doi.org/10.1016/J.IBIOD.2016.10.021

Bhushan, I., Kumar, V., Durgesh, S., & Tripathi, K. (2020). Nanotechnology in the Life Sciences Nanomaterials and Environmental Biotechnology (I. Bhushan, D. Kumar, & V. Kumar, Eds.; pp. 107–125). Springer. http://www.springer.com/series/15921

Bond, D. R., Holmes, D. E., Tender, L. M., & Lovley, D. R. (2002). Electrode-reducing microorganisms that harvest energy from marine sediments. Science, 295(5554), 483–485.

https://doi.org/10.1126/science.1066771

Celis, B. (2008). Contaminación de aguas subterráneas por hidrocarburos líquidos livianos en fase no acuosa. Ciencia,,,Ahora, 22. https://snia.mop.gob.cl/repositoriodga/handle/20.500.13000/167

Cerón, L. M., Sarria, J. D., Torres, J. S., & Soto-Paz, J. (2021). Agua subterránea: tendencias y desarrollo científico. Información Tecnológica, 32(1), 47–56. https://doi.org/10.4067/S0718-07642021000100047

Chouler, J., & di Lorenzo, M. (2015). Water Quality Monitoring in Developing Countries; Can Microbial Fuel Cells be the Answer? Biosensors, 5(3), 450–470. https://doi.org/10.3390/bios5030450

Coates, J. D., Chakraborty, R., Lack, J. G., O'Connor, S. M., Cole, K. A., Bender, K. S., & Achenbach, L. A. (2001). Anaerobic benzene oxidation coupled to nitrate reduction in pure culture by two strains of Dechloromonas. Nature, 411(6841), 1039–1043. https://doi.org/10.1038/35082545

Cruz Viggi, C., Presta, E., Bellagamba, M., Kaciulis, S., Balijepalli, S. K., Zanaroli, G., Petrangeli Papini, M., Rossetti, S., & Aulenta, F. (2015). The "Oil-Spill Snorkel": an innovative bioelectrochemical approach to accelerate hydrocarbons biodegradation in marine sediments. Frontiers in Microbiology, 6. https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.00881

Custodio, E. (2022). Consideraciones sobre el pasado, presente y futuro de las aguas subterráneas en España. Ingeniería Del Agua, 26(1), 1–17. https://doi.org/10.4995/IA.2022.16245

Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, Pub. L. No. 327, BOE 1 (2000).

Directiva 2010/75/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 24 de noviembre de 2010, sobre las emisiones industriales (prevención y control integrados de la contaminación), Pub. L. No. 334, DOUE 17 (2010). https://www.boe.es/doue/2010/334/L00017-00119.pdf

Egboka, B. C. E., Nwankwor, G. I., Orajaka, I. P., & Ejiofor, A. O. (1989). Principles and Problems of Environmental Pollution of Groundwater Resources with Case Examples from Developing Countries. Environmental Health Perspectives, 83, 39. https://doi.org/10.2307/3430648

FAO. (2015). Objetivos de Desarrollo Sostenible | Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. https://www.fao.org/sustainable-development-goals/goals/es/

Farhadian, M., Duchez, D., Vachelard, C., & Larroche, C. (2008). Monoaromatics removal from polluted water through bioreactors-A review. Water Research, 42(6–7), 1325–1341. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2007.10.021

Farooq, U., Yang, Q., Ullah, M. W., & Wang, S. (2018). Bacterial biosensing: Recent advances in phage-based bioassays and biosensors. Biosensors and Bioelectronics, 118, 204–216. https://doi.org/10.1016/J.BIOS.2018.07.058

Filho, C. M. C., Neto, M. N. L., Teixeira, R. S., Pais, A. A. C. C., & Valente, A. J. M. (2016). Development and Optimization of an HPLC-DAD Method for Quantification of Six Petroleum Hydrocarbons Compounds in Aqueous Samples. *Journal of Liquid Chromatography & Related Technologies*, *39*, 837–846. https://doi.org/10.1080/10826076.2016.1274998

Halilovic, A., Merdan, E., Kovacevic, Z., & Pokvic, L. G. (2019). Review of Biosensors for Environmental Field Monitoring. 2019 8th Mediterranean Conference on Embedded Computing, MECO 2019 - Proceedings. https://doi.org/10.1109/MECO.2019.8760166

Hasany, M., Mardanpour, M. M., & Yaghmaei, S. (2016). Biocatalysts in microbial electrolysis cells: A review. International Journal of Hydrogen Energy, 41(3), 1477–1493. https://doi.org/10.1016/J.IJHYDENE.2015.10.097

Hernandez-Vargas, G., Sosa-Hernández, J. E., Saldarriaga-Hernandez, S., Villalba-Rodríguez, A. M., Parra-Saldivar, R., & Iqbal, H. M. N. (2018). Electrochemical biosensors: A solution to pollution detection with reference to environmental contaminants. Biosensors, 8(2). https://doi.org/10.3390/BIOS8020029/BIOSENSORS_08_00029_PDF.PDF

Holmes, D. E., Risso, C., Smith, J. A., & Lovley, D. R. (2011). Anaerobic oxidation of benzene by the hyperthermophilic archaeon Ferroglobus placidus. Applied and Environmental Microbiology, 77(17), 5926–5933. https://doi.org/10.1128/AEM.05452-11

Huang, H., Jiang, Y., Zhao, J., Li, S., Schulz, S., & Deng, L. (2021). BTEX biodegradation is linked to bacterial community assembly patterns in contaminated groundwater ecosystem. Journal of Hazardous Materials, 419, 126205. https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2021.126205

Hua, T., Li, S., Li, F., Zhou, Q., & Ondon, B. S. (2019). Microbial electrolysis cell as an emerging versatile technology: a review on its potential application, advance and challenge. Journal of Chemical Technology and

Biotechnology, 94(6), 1697–1711. https://doi.org/10.1002/JCTB.5898

Hyun Chung, T., Meshref, M. N. A., & Ranjan Dhar, B. (2021). A review and roadmap for developing microbial electrochemical cell-based biosensors for recalcitrant environmental contaminants, emphasis on aromatic compounds. Chemical Engineering Journal, 424. https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2021.130245

Ibrahim, H. I., Abdulrasheed, M., Umar, A. F., Ramírez, N., & Ahmad, S. A. (2020). Optimisation and dose responses of bioluminescent bacterial biosensors induced with target hydrocarbons. Revista Mexicana de Ingeniera Quimica, 19, 187–199. https://doi.org/10.24275/RMIQ/BIO1274

Jeremiah Aoki, K., Chen, J., & He, R. (2020). Potential Step for Double-Layer Capacitances Obeying the Power Law. ACS Omegaa, 5(13), 7497–7502. https://doi.org/10.1021/acsomega.0c00301

Justino, C. I. L., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. A. P. (2017). Recent Progress in Biosensors for Environmental Monitoring: A Review. Sensors (Basel, Switzerland), 17(12). https://doi.org/10.3390/S17122918

Kasai, Y., Takahata, Y., Manefield, M., & Watanabe, K. (2006). RNA-Based Stable Isotope Probing and Isolation of Anaerobic Benzene-Degrading Bacteria from Gasoline-Contaminated Groundwater. APPLIED AND ENVIRONMENTAL MICROBIOLOGY, 72(5), 3586–3592. https://doi.org/10.1128/AEM.72.5.3586-3592.2006

Kermanshahi Pour, A., Karamanev, D., & Margaritis, A. (2005). Biodegradation of petroleum hydrocarbons in an immobilized cell airlift bioreactor. Water Research, 39(15), 3704–3714. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2005.06.022

Kumar, S. S., Kumar, V., Kumar, R., Malyan, S. K., & Pugazhendhi, A. (2019). Microbial fuel cells as a sustainable platform technology for bioenergy, biosensing, environmental monitoring, and other low power device applications. Fuel, 255, 115682. https://doi.org/10.1016/J.FUEL.2019.115682

Kurwadkar, S. (2019). Occurrence and distribution of organic and inorganic pollutants in groundwater. Water Environment Research, 91(10), 1001–1008. https://doi.org/10.1002/wer.1166

Liu, S. H., Lai, C. Y., Ye, J. W., & Lin, C. W. (2018). Increasing removal of benzene from groundwater using stacked tubular air-cathode microbial fuel cells. Journal of Cleaner Production, 194, 78–84. https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2018.05.138

Logeshwaran, P., Megharaj, M., Chadalavada, S., Bowman, M., &

Naidu, R. (2018). Petroleum hydrocarbons (PH) in groundwater aquifers: An overview of environmental fate, toxicity, microbial degradation and risk-based remediation approaches. Environmental Technology & Innovation, 10, 175–193. https://doi.org/10.1016/J.ETI.2018.02.001

Loomis, D., Guyton, K. Z., Grosse, Y., el Ghissassi, F., Bouvard, V., Benbrahim-Tallaa, L., Guha, N., Vilahur, N., Mattock, H., & Straif, K. (2017). Carcinogenicity of benzene. The Lancet. Oncology, 18(12), 1574–1575. https://doi.org/10.1016/S1470-2045(17)30832-X

Lovley, D. R. (2008). The microbe electric: conversion of organic matter to electricity. Current Opinion in Biotechnology, 19(6), 564–571. https://doi.org/10.1016/J.COPBIO.2008.10.005

Lueders, T. (2017). The ecology of anaerobic degraders of BTEX hydrocarbons in aquifers. FEMS Microbiology Ecology, 93(1). https://doi.org/10.1093/femsec/fiw220

Manchón, C., de Deus, A., Berná, A., & Esteve-Núñez, A. (2022). Biosensores electroquímicos microbianos para la monitorización en tiempo real de plantas de tratamiento de aguas residuales. In Tecnologías avanzadas de tratamiento de aguas residuales (pp. 128–144). Servicio de Publicaciones Universidad Rey Juan Carlos.

McMichael, A. J. (1988). Carcinogenicity of benzene, toluene and xylene: epidemiological and experimental evidence. IARC Scientific Publications, 85, 3–18.

Meckenstock, R. U., Elsner, M., Griebler, C., Lueders, T., Stumpp, C., Aamand, J., Agathos, S. N., Albrechtsen, H. J., Bastiaens, L., Bjerg, P. L., Boon, N., Dejonghe, W., Huang, W. E., Schmidt, S. I., Smolders, E., Sørensen, S. R., Springael, D., & van Breukelen, B. M. (2015). Biodegradation: Updating the concepts of control for microbial cleanup in contaminated aquifers. Environmental Science & Technology, 49(12), 7073–7081. https://doi.org/10.1021/ACS.EST.5B00715

Mitra, S., & Roy, P. (2011). BTEX : A Serious Ground-water Contaminant. Research Journal of Environmental Sciences, 5(5), 394–398. https://doi.org/10.3923/RJES.2011.394.398

Muneron Mello, J. M., Brandão, H. L., Valério, A., de Souza, A. A. U., de Oliveira, D., da Silva, A., & de Souza, S. M. A. G. U. (2019). Biodegradation of BTEX compounds from petrochemical wastewater: Kinetic and toxicity. Journal of Water Process Engineering, 32. https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2019.100914

Nandimandalam, H., & Gude, V. G. (2019). Indigenous biosensors for in situ hydrocarbon detection in aquatic environments. Marine Pollution Bulletin, 149. https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2019.110643

NASA. (2012). Technology Readiness Level | NASA. Technology Readiness Level. https://www.nasa.gov/directorates/heo/scan/engineering/technology/technology_readiness_level

Palma, E., Espinoza Tofalos, A., Daghio, M., Franzetti, A., Tsiota, P., Cruz Viggi, C., Papini, M. P., & Aulenta, F. (2019). Bioelectrochemical treatment of groundwater containing BTEX in a continuous-flow system: Substrate interactions, microbial community analysis, and impact of sulfate as a co-contaminant. New Biotechnology, 53, 41–48. https://doi.org/10.1016/J.NBT.2019.06.004

Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental., Pub. L. No. 212, BOE 80582 (2015). https://www.boe.es/eli/es/rd/2015/09/11/817

Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados, Pub. L. No. 15, BOE (2005). https://www.boe.es/eli/es/rd/2005/01/14/9/con

Reimers, C. E., Tender, L. M., Fertig, S., & Wang, W. (2001). Harvesting energy from the marine sediment - Water interface. Environmental Science and Technology, 35(1), 192–195. https://doi.org/10.1021/ES001223S

Rodrigo-Ilarri, J., Elena, M., Clavero, R.-, & Luis, R.-B. (2018). Modelación matemática de la concentración de BTEX en la zona no saturada: evaluación de la distribución de masa entre las fases PhD thesis View project Strategic Environmental Assessment View project. https://www.researchgate.net/publication/328880443

Saeed, H. M., Husseini, G. A., Yousef, S., Saif, J., Al-Asheh, S., Abu Fara, A., Azzam, S., Khawaga, R., & Aidan, A. (2015). Microbial desalination cell technology: A review and a case study. Desalination, 359, 1–13. https://doi.org/10.1016/J.DESAL.2014.12.024

Schröder, U., Harnisch, F., & Angenent, L. T. (2015). Microbial electrochemistry and technology: Terminology and classification. In Energy and Environmental Science (Vol. 8, Issue 2, pp. 513–519). Royal Society of Chemistry. https://doi.org/10.1039/c4ee03359k

Shrestha, P. M., & Rotaru, A.-E. (2014). Plugging in or going wireless: strategies for interspecies electron transfer. Frontiers in Microbiology, 5. https://doi.org/10.3389/fmicb.2014.00237

Sohrabi, H., Hemmati, A., Majidi, M. R., Eyvazi, S., Jahanban-Esfahlan, A., Baradaran, B., Adlpour-Azar, R., Mokhtarzadeh, A., & de la Guardia, M. (2021). Recent advances on portable sensing and biosensing assays applied for detection of main chemical and biological pollutant agents in water samples: A critical review. TrAC Trends in Analytical Chemistry, 143, 116344. https://doi.org/10.1016/J.TRAC.2021.116344

Streeter, I., & Compton, R. G. (2008). Numerical Simulation of Potential Step Chronoamperometry at Low Concentrations of Supporting Electrolyte. J. Phys. Chem. C, 112(35), 13716–13728. https://doi.org/https://doi.org/10.1021/jp804442m

Tawalbeh, M., Al-Othman, A., Singh, K., Douba, I., Kabakebji, D., & Alkasrawi, M. (2020). Microbial desalination cells for water purification and power generation: A critical review. Energy, 209. https://doi.org/10.1016/J.ENERGY.2020.118493

Tejedor, S. (2016). Merging Microbial Electrochemical Systems with Conventional Reactor Designs for Treating Wastewater. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.29579.39200

Tucci, M., Carolina, C. V., Resitano, M., Matturro, B., Crognale, S., Pietrini, I., Rossetti, S., Harnisch, F., & Aulenta, F. (2021). Simultaneous removal of hydrocarbons and sulfate from groundwater using a “bioelectric well.” Electrochimica Acta, 388. https://doi.org/10.1016/J.ELECTACTA.2021.138636

Tucci, M., Cruz Viggi, C., Esteve Núñez, A., Schievano, A., Rabaey, K., & Aulenta, F. (2021). Empowering electroactive microorganisms for soil remediation: Challenges in the bioelectrochemical removal of petroleum hydrocarbons. Chemical Engineering Journal, 419. https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2021.130008

Velasquez-Orta, S. B., Werner, D., Varia, J. C., & Mgana, S. (2017). Microbial fuel cells for inexpensive continuous in-situ monitoring of groundwater quality. Water Research, 117, 9–17. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2017.03.040

Voordeckers, J. W., Kim, B. C., Izallalen, M., & Lovley, D. R. (2010). Role of geobacter sulfurreducens outer surface c-type cytochromes in reduction of soil humic acid and anthraquinone-2,6-Disulfonate. Applied and Environmental Microbiology, 76(7), 2371–2375.

https://doi.org/10.1128/AEM.02250-09

Wilkes, H., & Schwarzbauer, J. (2010). Hydrocarbons: An Introduction to Structure, Physico-Chemical Properties and Natural Occurrence. In Handbook of Hydrocarbon and Lipid Microbiology (pp. 1–48). Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-540-77587-4_1

Wilson, R. D., Thornton, S. F., & Mackay, D. M. (2004). Challenges in Monitoring the Natural Attenuation of Spatially Variable Plumes. Biodegradation, 15(6), 359–369. https://doi.org/10.1023/B:BIOD.0000044591.45542.a9

Yoon, J. H., Kwak, W. S., & Ahn, Y. S. (2018). A brief review of relationship between occupational benzene exposure and hematopoietic cancer. Annals of Occupational and Environmental Medicine, 30(1). https://doi.org/10.1186/S40557-018-0245-9

Yun, J.-H., Hwang, K.-Y., & Choi, D.-K. (1998). Adsorption of Benzene and Toluene Vapors on Activated Carbon Fiber at 298, 323, and 348 K. https://pubs.acs.org/sharingguidelines

Zhang, T., Bain, T. S., Nevin, K. P., Barlett, M. A., & Lovley, D. R. (2012). Anaerobic benzene oxidation by Geobacter species. Applied and Environmental Microbiology, 78(23), 8304–8310. https://doi.org/10.1128/AEM.02469-12

Zhang, T., Gannon, S. M., Nevin, K. P., Franks, A. E., & Lovley, D. R. (2010). Stimulating the anaerobic degradation of aromatic hydrocarbons in contaminated sediments by providing an electrode as the electron acceptor. Environmental Microbiology, 12(4), 1011–1020. https://doi.org/10.1111/J.1462-2920.2009.02145.X

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ

Y

UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

MASTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

PROYECTO DE FIN DE MÁSTER

Estudio de la aplicación de humus como intercambiador redox en combinación con sistemas electroactivos para la eliminación de nitrógeno en aguas

AUTOR:
Dª SILVIA BLÁZQUEZ HERNÁNDEZ

DIRECTORES:
Dr. ABRAHAM ESTEVE NÚÑEZ
D. MARIO JIMÉNEZ CONDE

Alcalá de Henares, a 08 de Junio de 2022

ÍNDICE

1.Introducción 215

1.1 Retos actuales de la gestión del agua215

1.1.1 El problema de contaminación por nitrógeno en el agua 217

1.2 Políticas europeas y nacionales en materia de agua. 217

1.3 Tratamiento de agua en pequeñas aglomeraciones 218

1.4Soluciones basadas en la naturaleza para el tratamiento de agua. 219

1.4.1 Humedales construidos 219

1.5 Tecnologías electroquímicas microbianas aplicadas al tratamiento de agua.....221

1.5.1 Integración de las MET y los humedales construidos " METland" 222

1.6 Compuestos húmicos como intercambiadores redox 222

1.7 Procesos de nitrificación y desnitrificación para la eliminación de nitrógeno en el agua.....223

2.Objetivos. 224

3. Materiales y métodos 224

3.1 Diseño experimental 224

3.1.1 Estructura y composición de los biorreactores. 224

3.2 Análisis fisicoquímico 227

3.3 Medición de Gases 228

3.4 Caracterización del lecho de los reactores 228

3.4.1 Colmatación 228

3.5 SEM 229

3.6 Caracterización bioelectroquímica de las poblaciones microbianas.Técnicas de Voltametria Cíclica y Cronoamperometría 229

4. Resultados y discusión..... 231

4.1 Análisis fisicoquímico: capacidad de tratamiento de agua por los sistema 231

4.1.1 Parámetros medidos in situ pH, Temperatura, potencial redox (ORP) y conductividad 231

4.1.2 Eliminación de nitrógeno 233

4.1.3 DQO 238

4.2 Gases..... 240

4.3 Caracterización del lecho y efecto de la colmatación de losreactores por el crecimiento de biomasa..... 241

4.4Técnicas bioelectroquímicas: Cronoamperometrías y Voltametrías 243

5.Conclusiones..... 247

BIBLIOGRAFÍA 248

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla1. Diseño experimental de los seis tipos de biofiltros con VF: Flujo Vertical, EC: material electroconductor, y material inerte (grava).

Tabla 2: Esquema de las condiciones y variables experimentales.

Tabla 3. Media y desviación típica de los parámetros medidos in situ : pH, conductividad, ORP y temperatura en la entrada y salida de cada reactor para las condiciones experimentales definidas en la Tabla 1.

Tabla 4. Valores medios y desviación estándar de la materia orgánica a través del análisis de la DQO de entrada y salida de los reactores.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Tratamiento de agua y Objetivos de Desarrollo Sostenible.

Figura 2. Esquema del funcionamiento de los humedales construidos.

Figura 3. Esquema de funcionamiento de una MFC (Microbial Fuel Cell).

Figura 4. Esquema del diseño y disposición de los reactores.

Figura 5. Imagen de los reactores y experimento para el cálculo de la conductividad (K). A la izquierda se puede ver un esquema de cómo se midió ΔH.

Figura 6. Evolución del nitrógeno en la entrada y la salida de los reactores paralas condiciones experimentales definidas en la Tabla 1.

Figura 7. Evolución de las tasas de nitrificación y desnitrificación en cada reactor con las variables definidas en la Tabla 1.

Figura 8. Gases producidos en los reactores en 24 horas comparado con la concentración del exterior (INICIAL).

Figura 9. Variación de la conductividad hidráulica (K) y de los caudales de salida tras 10 semanas de operación de los reactores. A: conductividad (K) y % de colmatación. B: caudal inicial y final.

Figura 10. Micrografías Microscopio Electrónico de Barrido (SEM) con biofilm formado en la superficie de los gránulos de grava (G), coque (Ck) y biochar (B) con y sin humus.

Figura 11. Secuencia CA y CVs gránulo Ck+H colonizado (biótico) y sin colonizar (abiótico). N-TV: antes de añadir un donador de electrones (acetato); TV: después de añadir el donador de electrones; TV-F: pasadas 24 h tras añadir el pulso.

Figura 12. Secuencia CA y CVs gránulo Ck+H colonizado (biótico) y sin colonizar (abiótico). N-TV: antes de añadir un donador de electrones (acetato); TV: después de añadir el donador de electrones; TV-F: pasadas 24 h tras añadir el pulso.

Figura 13. Secuencia CA y CVs gránulo B+H colonizado (biótico) y sin colonizar (abiótico). N-TV: antes de añadir un donador de electrones (acetato); TV: después de añadir el donador de electrones; TV-F: pasadas 24 h tras añadir el pulso.

Figura 14. Secuencia CA y CVs gránulo B+C colonizado (biótico) y sin colonizar. N-TV: antes de añadir un donador de electrones (acetato); TV: después de añadir el donador de electrones; TV-F: pasadas 24 h tras añadir el pulso.

ABREVIATURAS

B: Biochar.

CA: Cronoamperometría. CV: Voltametría Cíclica. Ck: Coque.

CW: Humedales construidos (en inglés "*Constructed Wetlands*"). DQO: Demanda Química de Oxígeno.

FR: flujo de agua en l d^{-1} (por sus siglas en inglés "*Flow Rate*").

FWS: humedales superficiales de agua libre

G: Grava. H: Humus.

HSSF: humedales de flujo subterráneo

MET: técnicas electroquímicas microbianas (por sus siglas en ingles *"Microbial Electrochemical Techniques"*) .

METland: Aplicación de las MET a los humedales construidos.

MFC: Celdas Electroquímicas Microbianas (por sus siglas en inglés "*MicrobialFuel Cell*").

N-TV: (por sus siglas en inglés *"Non Turnover*") antes del pulso de acetatocomo donador de electrones.

ODS: Objetivos de Desarrollo Sostenible.

1)
ORP: potencial de oxidación-reducción

TV: (en inglés "*Turnover"*) tras el pulso de acetato como donador de electrones.TV-F: tras 24h del pulso de acetato como donador de electrones.

VF: humedales de flujo vertical (por sus siglas en ingles "*Vertical Flow*")

RESUMEN

La escasez de los recursos hídricos sumada a los crecientes problemas derivados de la contaminación, han hecho aumentar los esfuerzos por lograr el buen estado de las masas de agua. Para ello, es imprescindible realizar una depuración adecuada que elimine contaminantes como los compuestos nitrogenados. En las pequeñas poblaciones, las soluciones basadas en la naturaleza, como la tecnología METland (aplicación de tecnologías electroquímicas microbianas a los humedales construidos), se han postulado como una alternativa viable para la depuración. En este estudio se ha integrado esta tecnología con la aplicación de sustancias húmicas (humus de lombriz), con capacidades catalíticas aplicables en el tratamiento de aguas residuales. Se construyeron seis reactores con dos materiales electroconductores (coque y biochar) y un material inerte (grava), en combinación con el humus. Los reactores fueron alimentados en flujo vertical (VF), con el fin de conocer que combinación y bajo qué condiciones se logran los mejores rendimientos de nitrificación y desnitrificación. Además se realiza un estudio sobre la influencia de estos materiales en la producción de gases y en la colmatación de loslechos. En el presente trabajo se ha comprobado como la presencia de sustancias húmicas optimiza los procesos de nitrificación y desnitrificación llevados a cabo por los microorganismos en materiales conductores de la electricidad. Otro efecto positivo es que se ralentizan (gracias a su metabolismo) los procesos de colmatación, como los que se da en los humedales construidos. En base a las conclusiones obtenidas se puede avanzar en desarrollo del escalado de estos sistemas.

1.INTRODUCCIÓN

1.1 Retos actuales de la gestión del agua

La mejora y el logro del buen estado de las masas de agua es hoy en día uno de los principales retos de gestión, tanto a nivel económico como ambiental. Conseguir este buen estado supone un problema en países en desarrollo, principalmente por la falta de sistemas de tratamiento de agua. Según la ONU, seis de cada diez personas en el mundo carecen de acceso a instalaciones de saneamiento, como consecuencia el 80% de las aguas residuales producidas se vierten a los ríos y al mar de forma directa. En este sentido, las enfermedades transmitidas por el agua son un tema de gran preocupación que según datos de la OMS de 2022 se estima que causan la muerte de unas

829.000 personas. A este hecho se suma una mayor concienciación de la sociedad por el medio ambiente y su correcta conservación. Esto ha causado que aumenten los esfuerzos por implementar y mejorar los sistemas de tratamiento de aguas por parte de todos los países.

En los países desarrollados, la depuración en las grandes ciudades se ha solventado principalmente gracias a tecnologías convencionales de depuración. Estas incluyen como tratamiento secundario los fangos activados y tecnologías similares. Se trata de un sistema actualmente muy optimizado que ha demostrado tener una gran eficiencia para tratar grandes volúmenes de agua (Jafarinejad, 2016). A pesar de haber alcanzado este hito, gran parte de las pequeñas poblaciones continúan sin tener un sistema de saneamiento adecuado. El hecho de no garantizar una buena calidad de vertido por falta de infraestructuras o mal funcionamiento de estas hace que se produzca una contaminación difusa y constante de sustancias químicas y microrganismos patógenos sobre las masas de agua (Newton & McClary, 2019), lo que además de suponer un problema para la salud humana, afecta al desarrollo económico por la degradación de un recurso imprescindible.

La gestión adecuada del ciclo integral del agua se enmarca como un aspecto importante en la Agenda 2030 y está incluido en los Objetivos y metas de Desarrollo Sostenible (ODS) en la Asamblea de las Naciones Unidas de 2015.

Dentro de los ODS, en el presente Trabajo de Fin de Máster, se situará el focoen el ODS 6 “Agua limpia y saneamiento” (Figura 1). Realizar un tratamiento adecuado antes de su vertido es necesario para afianzar la conservación de los ecosistemas acuáticos (ODS 14) y terrestres (ODS 15). De esta forma, también se asegura la prevención de enfermedades relacionadas con la contaminación del agua (ODS 3). Para poder alcanzar estos objetivos es importante asegurar que el tratamiento sea eficiente desde el punto de vista energético (ODS 7), al menor coste posible y adecuado para cada tipo de población, permitiendo así construir comunidades más sostenibles (ODS 11).

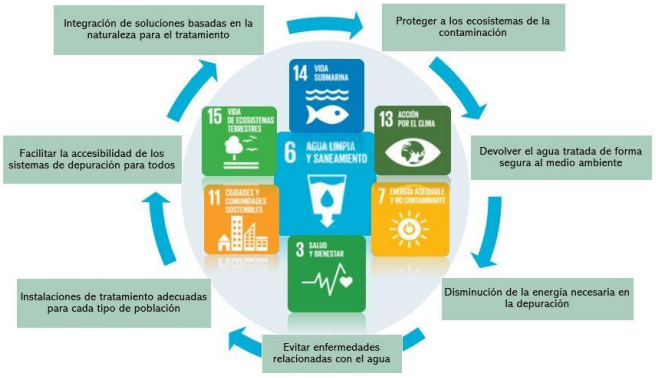


Figura 1. Tratamiento de agua y Objetivos de Desarrollo Sostenible

1.1.1 El problema de contaminación por nitrógeno en el agua

La eliminación de materia orgánica es vital para evitar la proliferación de microorganismos patógenos en el medio, sin embargo, otro de los contaminantes que más afectan a las masas de agua son los compuestos nitrogenados. El amonio ($NH4^{+}$) es la forma en la que aparece el nitrógeno mayoritariamente en las aguas residuales. Se trata de un compuesto que puede provenir de distintas fuentes, siendo la principal fuente la agricultura, el origen animal (que generalmente se da por la aplicación de estiércol o producción en granjas) y las aguas urbanas e industriales (S. Wang et al.,2016)

La toxicidad por amonio viene dada como consecuencia de reacciones químicas aguas abajo del punto de emisión, donde se dan aumentos de nitrito y amoniaco, compuestos que afectan a organismos acuáticos (Berenzen et al., 2001) .

Por otro lado, el aporte de compuestos nitrogenados junto al fósforo da lugar a la proliferación de algas y plantas acuáticas que durante su crecimiento y posterior descomposición consumen el oxígeno presente en el agua, dando lugar a un proceso de eutrofización. Esto lleva a una degradación del recurso ya la pérdida del patrimonio natural, por lo que la eliminación de compuestos nitrogenados en la depuración es necesaria para proteger las masas de agua y preservarlas con buena calidad (Smith, 2003).

Un ejemplo de la problemática que suponen estos compuestos se da en los embalses afectados por el flujo de aguas eutrofizadas, donde aumentan los costes necesarios para la potabilización, consecuencia de la formación de toxinas por parte de las algas, que suponen un riesgo para la salud y precisan ser eliminadas (Cooke & Kennedy, 2001).

1.2 Políticas europeas y nacionales en materia de agua.

La creciente contaminación ha sometido a las masas de agua en Europa a una presión constante, lo que disminuye su calidad y cantidad, poniendo en peligrosu uso. La necesidad de conservar y lograr el buen estado de las masas deagua llevó a la Unión Europea a publicar la Directiva 2000/ 60/ CE, conocida como Directiva Marco del Agua (DMA). Esta directiva tiene como finalidad: 1) unificar las actuaciones en materia de gestión del agua entre los estados miembros y 2) proteger las aguas y garantizar su buen estado, que ha sido dañado por las presiones a las que están sometidas, contribuyendo a que los objetivos ambientales se logren de forma conjunta

entre los estados miembros.

En lo que respecta al tratamiento de aguas residuales urbanas, la Directiva 98/15/CE establece la obligatoriedad de llevar a cabo las medidas necesarias para evitar procesos de contaminación por el vertido de aguas residuales (Cuadro 2, Anexo 1). Estas medidas son más o menos rigurosas atendiendo al criterio de "habitante equivalente".En España , el Real Decreto Ley 11/1995, es el que traspone esta directiva, estableciendo para poblaciones de más de 2000 habitantes equivalentes como mínimo un tratamiento secundario o equivalente.

Por otro lado atendiendo al criterio de si el vertido se da en zonas sensibles a la eutrofización, el Real Decreto 509/1996 establece como límite para el vertido de aguas, una reducción de DQO del 75% o una concentración de 125 mg l^{-1} (cuadro 1, Anexo I) .

Para el nitrógeno total, el Real Decreto 2116/1998, modifica el cuadro 2 del Anexo I del RD 509/1996 y establece límites de vertido de 15 mg l^{-1} de nitrógeno (de 10.000 a 100.000h-e), 10 mg l^{-1} de nitrógeno (más de 100.000 h- e) o una reducción del 70-80 % de la concentración cuando el vertido se realice en zonas sensibles. Además señala que la media diaria no deberá superarlos 20 mg l^{-1} de nitrógeno total, cuando la temperatura del efluente del reactor biológico sea superior o igual a 12ºC (RD 2116/1998).

El cumplimiento de los límites de vertido ha generado problemas para las pequeñas poblaciones por la falta de medios y mantenimiento. En este sentido, el Plan DSEAR (Plan de Depuración, Saneamiento, Eficiencia, Ahorro y Reutilización) aprobado para el periodo 2022-2027, pretende, entre otros objetivos, solucionar los problemas de depuración a los que se enfrentan las pequeñas poblaciones.

1.3 Tratamiento de agua en pequeñas aglomeraciones

Según datos del INE (2018), en España existen 8.124 municipios, de los cuales un 72% tienen una población menor a 2.000 habitantes.

El saneamiento en grandes aglomeraciones mediante tecnologías convencionales como la de fangos activos ha demostrado ser económicamente eficiente, sin embargo, en pequeñas poblaciones este coste se eleva por diferentes factores (Garfi et al., 2017).

1) Las aguas residuales se caracterizan por producir bajos caudales y una menor dilución de contaminantes, que se traduce en una mayor carga contaminante.Se da una marcada irregularidad en los caudales y en

esta carga contaminante, muy dependiente de la cantidad de población en cadaépoca del año y de sus hábitos diarios.

2) Los sistemas de tratamiento mediante tecnologías convencionales son menores. Sin embargo, está comprobado que los costes de operación y mantenimiento aumentan, y con ello el coste/habitante del tratamientoen comparación a depuradoras que tratan grandes volúmenes de agua, haciendo a estas tecnologías poco costo-eficientes para pequeñas poblaciones (Solari & Alberto, 2004).
3) Las oscilaciones de caudal y carga contaminante pueden aumentar el mantenimiento en las instalaciones, a lo que se suman otros factores como la necesidad del funcionamiento continuo del tratamiento biológico (con su correspondiente aporte de oxígeno), generando un gasto energético adicional y una elevada producción de fangos.

Unido al Plan DSEAR, el "Manual para la implantación de sistemas de depuración" presenta alternativas para la depuración y señala la importanciade la elección de los sistemas atendiendo al tamaño de la población y su capacidad para asumir costes (Ortega de Miguel, 2010).

Es en este punto donde las tecnologías no convencionales pueden presentarse como una alternativa viable y robusta. Además de lograr una integración con la naturaleza con un bajo coste de implantación y explotación, estas tecnologías son adecuadas para pequeñas y medianas poblaciones, siendo menos viables en las grandes poblaciones por la falta de espacio y las exigencias de depuración.

1.4 Soluciones basadas en la naturaleza para el tratamiento de agua.

Las soluciones basadas en la naturaleza utilizan como fundamento procesos que tienen lugar en la naturaleza de forma espontánea para dar soluciones a problemas de gestión. Entre ellas se encuentran alternativas no convencionales que han sido ya implementadas para tratar bajos caudales de agua. Ejemplos de ello son tecnologías como los humedales construidos, el lagunaje (Ortegade Miguel, 2010) y los filtros verdes (Miguel et al., 2014), que han experimentado una gran evolución científica y tecnológica en los últimos años.

1.4.1 Humedales construidos

Los humedales naturales son uno de los ecosistemas más productivos del planeta, generalmente sufren episodios de inundación permanente o intermitente, formando ecosistemas muy singulares. En ellos crecen multitud de especies vegetales y

de fauna que conforman hábitats de gran interés, generalmente bajo figuras de protección. Los servicios ecosistémicos son los beneficios que un ecosistema aporta a la sociedad mejorando su salud, la economía y la calidad de vida de las personas (Costanza, 1997). Un ejemplode ello es su actuación como "depuradoras naturales", eliminando contaminantes del agua por la acción conjunta del suelo, las raíces de la vegetación y el propio medio acuático. La mitad de humedales del mundo han desaparecido durante los últimos 50 años, perdiéndose gran parte de los beneficios que aportan. En este complejo equilibrio, los microorganismos tienen una función imprescindible utilizando los contaminantes como nutrientes.

Los humedales construidos (CW por sus siglas en inglés) imitan los procesosque se dan en estos ecosistemas. Forman parte de las tecnologías no convencionales que permiten alcanzar una depuración a un bajo coste. Utilizan generalmente como material del lecho gravas y arenas, que actúan como soporte de vegetación y de las poblaciones microbianas que conformaran una asociación sinérgica entre ellas, dando lugar a una estructura biológica denominada biopelícula. Para estos CW se han desarrollado diferentesconfiguraciones: (1) Superficiales de agua libre (FWS), similares a pantanos;

(2) Flujo subterráneo horizontal (HSSF), en los que el agua discurre horizontalmente a través del lecho; (3) Flujo vertical (VF) donde el agua se filtra percolando desde la zona superior (Valipour & Ahn, 2016;de La Varga et al., 2016). Los VF dan lugar a una mayor aireación y un aumento de los procesos de nitrificación (Ortega et al 2010). Estas condiciones de aireación permiten además la degradación de la materia orgánica por parte de bacterias heterótrofas.

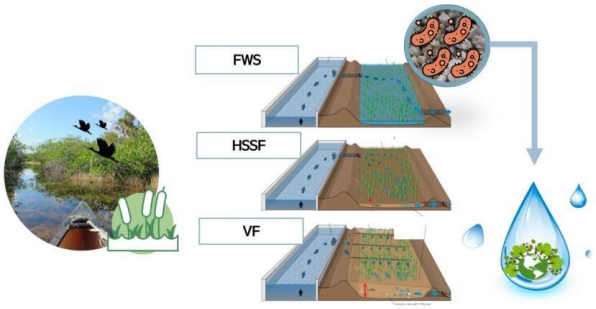


Figura 2. Tipologías de funcionamiento de los humedales construidos.

Estos CW, presentan un bajo coste de operación y mantenimiento, junto a unbajo requerimiento energético. En este sentido, estudios realizados sobre elACV (Análisis del Ciclo de Vida) han mostrado como estos humedales construidos resultan rentables económicamente por su largo tiempo de funcionamiento a bajos costes de mantenimiento y depuración (Su et al., 2019) mostrando una mayor rentabilidad en estos términos que las depuradoras convencionales (Garfi et al., 2017). Sin

embargo, uno de los problemas que presenta el mantenimiento de los CW, además de la extensión mayor que en depuradoras convencionales, es el taponamiento o colmatación por la acumulación de sólidos y crecimiento de microorganismos, lo que disminuye la conductividad hidráulica y con ello la vida útil del mismo (Knowles et al., 2011).

Dentro de los humedales construidos ha surgido un nuevo grupo denominado METland (Aguirre-Sierra et al., 2016). Esta tecnología se basa en la integración de los humedales construidos con las Tecnologías Electroquímica Microbiana (MET, por sus siglas en inglés). Han supuesto un nuevo campo de estudio para mejorar la capacidad de tratamiento de este tipo de sistemas (Aguirre-Sierra et al., 2016; Peñacoba-Antona et al., 2022).

1.5 Tecnologías electroquímicas microbianas aplicadas al tratamientode agua

Las MET surgen como el estudio de la capacidad de microorganismos para producir electricidad. Las Celdas de Combustible Microbiano (MFC por sus siglas en inglés "*Microbial Fuel Cells"*) se basan en la transformación de energía química (contenida por ejemplo en los compuestos del agua residual) en energía eléctrica por parte de los microorganismos. Suponen una de las aplicaciones más conocidas de estas tecnologías y la base para la aplicaciónen la depuración de aguas (Venkata Mohan et al., 2010).

El metabolismo de los microorganismos electroactivos produce la oxidación de los compuestos cediendo los electrones a un material conductor (electrodo) que actúa como bioánodo. Por otro lado, cuando el material cede los electrones para reducir compuestos se comporta como biocátodo. Estas tecnologías son aplicadas en técnicas de biorremediación, electrosíntesis y desalinización. (Ramírez-Moreno et al., 2019; Venkata Mohan et al., 2014).

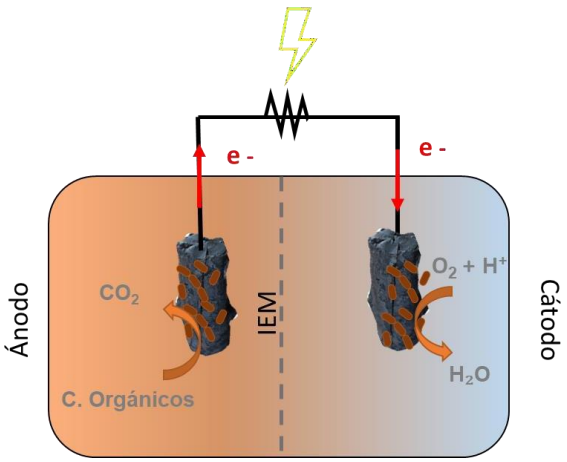


Figura 3. Esquema de funcionamiento de una MFC (Microbial Fuel Cell). IEM: membrana deintercambio iónico por sus siglas en inglés *"Ion Exchange Membrane"*

El descubrimiento de las MET supone por lo tanto, una propuesta de mejoraen los procesos de depuración eliminando los contaminantes del agua(Faulwetter et al.,

2009) y su aplicación permite disminuir costes, en el caso de

procesos de nitrificación al reducir el aporte de oxígeno y en el caso de la desnitrificación, el aporte de materia orgánica (Puig et al., n.d.)

1.5.1 Integración de las MET y los humedales construidos " METland"

La base de los METland se encuentra en estas tecnologías y en la sustituciónde los materiales utilizados como lecho en los humedales construidos (grava y arena) por materiales con capacidades electroconductoras, algunos de ellos estudiados en el presente trabajo.

Con esta acción se pretende potenciar el desarrollo de comunidades electroactivas que mejoren las tasas de depuración gracias al intercambio de electrones entre las bacterias y el materiales. Uno de estos materiales es el coque (Ck) procedente de procesos industriales. Otro ejemplo es el biochar (B) que se genera por pirólisis de biomasa vegetal y supone un material de alto valor añadido, sostenible y con capacidad de fijar carbono en el suelo. Este material tiene numerosas aplicaciones en electroquímica microbiana (Schievano et al., 2019) y sus propiedades conductoras de la electricidad suponen una mejora en los procesos de biodegradación (Prado et al., 2019).

Como se explicaba anteriormente, uno de los contaminantes por los que mayor preocupación se ha empezado a tener son los compuestos nitrogenados. Porello, en este trabajo se estudiará como la aplicación de las MET puede favorecer el proceso de nitrificación, actuando el material como bioánodo, con aguas de distintas características. Los sistemas de VF han demostrado ser los más eficientes para que se den este tipo de procesos, tanto de eliminación dela materia orgánica como del proceso de nitrificación (Aguirre-Sierra et al., 2020).

*1.*6 Compuestos húmicos como intercambiadores redox

El humus (H) es un complejo formado por quinonas como grupo abundante, en especial aparecen en la fracción de ácidos húmicos. Estas quinonas son las responsables de las capacidades catalíticas del humus (Field et al., 2000; Scottet al., 1998). Estudios han encontrado que las quinonas son utilizadas por bacterias (como las del género *Geobacter)* en la degradación de acetato como aceptor final de electrones, formando hidroquinonas (Lovley, 1996). Estos

compuestos se han probado también para el tratamiento de aguas residuales, donde numerosos microorganismos son capaces de

degradar gran variedad de compuestos a través de la reducción de humus en condiciones anaerobias (Field et al., 2000).

La formación de hidroquinonas durante la oxidación de compuestos hace que puedan ser utilizadas como donadores de electrones, actuando como mediadores redox. Un ejemplo de ello es la utilización de estos compuestos como mediadores en la reducción de nitrato ($NO3^-$) para dar lugar a los procesos de desnitrificación (Coates, 2002).

La aplicación de humus en sistemas de depuración puede resultar ventajosopor su abundancia y fácil obtención. Además no requiere de una gran inversióny su uso no da lugar a productos intermediarios no deseables. A esto se suma que la parte soluble de los ácidos húmicos garantiza la buena disponibilidad de quinonas para otros procesos acoplados (León-García et al., 2007).

1.7 Procesos de nitrificación y desnitrificación para la eliminación de nitrógeno en el agua

El proceso de eliminación de nitrógeno tiene lugar en dos reacciones redox: nitrificación y desnitrificación. El proceso de nitrificación es una oxidación que tiene lugar en condiciones aeróbicas, en dos fases sucesivas. Los microorganismos encargados del proceso son las bacterias oxidantes de amonio (AOB-Nitroso) y oxidantes del nitrito (NOB-Nitro) (A. Hooper et al., 1997; Koops & Pommerening-Röser, 2001). Estas bacterias utilizan $CO2$ y bicarbonato para la síntesis celular y el amonio y el nitrito como fuente de electrones (Hooper et al., 1997) que pueden ser utilizados por la célula o cedidos al material electroconductor para mejorar el proceso de eliminación del nitrógeno.

Por otro lado, la desnitrificación es el proceso de reducción de $NO3^-$ en nitrógeno molecular ($N2$). Este proceso es llevado a cabo por bacterias de los géneros *Bacillus, Micrococcus* y *Pseudomonas* que son mayoritariamente anaeróbicas facultativas heterótrofas, que utilizan compuestos orgánicos como donadores de electrones. La mayoría de las bacterias desnitrificantes son quimioheterótrofas anaeróbicas facultativas que utilizan compuestos orgánicos

como donantes de electrones y óxidos de nitrógeno como aceptor terminal (Hooper et al., 1997; Vymazal, 2007). Esta reacción da lugar a $N2$ gaseoso como producto principal aun que se pueden producir NO y $NO2$ gaseoso (Paul& Clark, 1989).

En base a estos estudios, en el presente trabajo, se parte de la hipótesis deque la presencia de compuestos húmicos en los sistemas de tratamiento podría actuar como un importante intermediario en los procesos

de nitrificación y eliminación de materia orgánica. Con este estudio se pretende explorar el papel que podría jugar este compuesto para la construcción de futuros sistemas a escala piloto.

2. OBJETIVOS

- Construcción y diseño de seis reactores de distinta configuración con el propósito de hacer una comparación significativa entre los distintos sistemas.
- Prueba de concepto de la viabilidad del uso de humus y su capacidadpara actuar como intermediario en procesos de degradación microbiológica de contaminantes en sistemas METland.
- Estudio de la influencia de distintos materiales y su configuración sobreel proceso de nitrificación y eliminación de materia orgánica.
- Caracterización cualitativa de la interacción bacteria-material mediantetécnicas electroquímicas: Cronoamperometrías (CA) y Voltametrías Cíclicas (CV).
- Obtener conclusiones significativas para realizar una propuesta de creación de un piloto con la configuración más eficiente y viable.

3. Materiales y métodos

3.1 Diseño experimental

El experimento busca estudiar y comparar los rendimientos de depuración de tres materiales diferentes, junto al efecto de combinar cada material con una fracción de humus. Para ello se fabricaron seis sistemas independientes.

3.1.1 Estructura y composición de los biorreactores.

Se construyeron un total de seis biofiltros con tuberías de PVC de 60 cm de alto y 7 cm de diámetro operando en flujo vertical descendente.

Uno de los objetivos era medir el efecto que ejercen los materiales electroactivos en el proceso de depuración. Con este fin, se seleccionaron para el estudio dos materiales conductores de la electricidad: coque grafitado (Ck) y biochar electroconductor (B) y un material inerte no conductor: grava (G) paraque actuara como control, en un volumen de 1,5 L. Estos materiales se sometieron a un proceso de tamizado para asegurar una granulometría de 5 a2 mm.

El otro objetivo marcado fue el de explorar los efectos asociados a combinar el humus con cada material. Con este propósito se añadieron 225 ml de humus
(H) a 3 sistemas (lo que suponía un 15% del volumen de material utilizado). Para descartar mejoras a efectos comparativos en los sistemas de humus derivados de aumentos de la superficie específica/colonizable disponible al añadir

el humus, se procedió a añadir 225 ml de arena en los sistemas control.

La población microbiana se generó por aclimatación a las condiciones de los reactores a partir de agua residual procedente del instituto IMDEA agua en Alcalá de Henares, durante un periodo de 24 días. La composición y configuración general de cada reactor se recogen en la Tabla 1.

El agua residual real de inoculación se utilizó también para la alimentación del filtro (influente) en flujo vertical (VF) mediante una bomba peristáltica, que conducía el agua del depósito de alimentación hasta la parte superior del biofiltro. El agua percolaba a través del mismo entrando en contacto con el material y el biofilm asociado. En la salida del biofiltro se colocó una malla que permitía la aireación de los sistemas y unos recipientes para la recogida del efluente y facilitar el muestreo (Figura 4).

Tabla1. Diseño experimental de los seis tipos de biofiltros con Flujo Vertical (VF), material electroconductor (EC), y material inerte (grava)

Diseño Experimental	*Tipo de agua residual*	*Tiempo de inoculación*	*Tipo de biofiltro*	*Modo de Operación*	*Volumen total*	*Objetivo 1*	*Objetivo 2*
Grava + humus (G+H)	Agua residual urbana	24 días	Biofiltro inerte	Flujo Vertical (VF)	1,5 L	Comparar el efecto de la aplicación/no aplicación de humus en un material inerte	Comparar los materiales EC entre sí (Ck y B) y con un material inerte.
Grava +control (G+C)	Agua residual urbana	24 días	Biofiltro inerte	Flujo Vertical (VF)	1,5 L		
Coque + humus (Ck+H)	Agua residual urbana	24 días	Biofiltro EC	Flujo Vertical (VF)	1,5 L	Comparar el efecto de la aplicación/no aplicación de humus utilizando coque como material EC	
Coque + control (Ck+C)	Agua residual urbana	24 días	Biofiltro EC	Flujo Vertical (VF)	1,5 L		
Biochar + humus (B+H)	Agua residual urbana	24 días	Biofiltro EC	Flujo Vertical (VF)	1,5 L	Comparar el efecto de la aplicación/no aplicación de humus utilizando biochar como material EC	
Biochar + control (B+C)	Agua residual urbana	24 días	Biofiltro EC	Flujo Vertical (VF)	1,5 L		

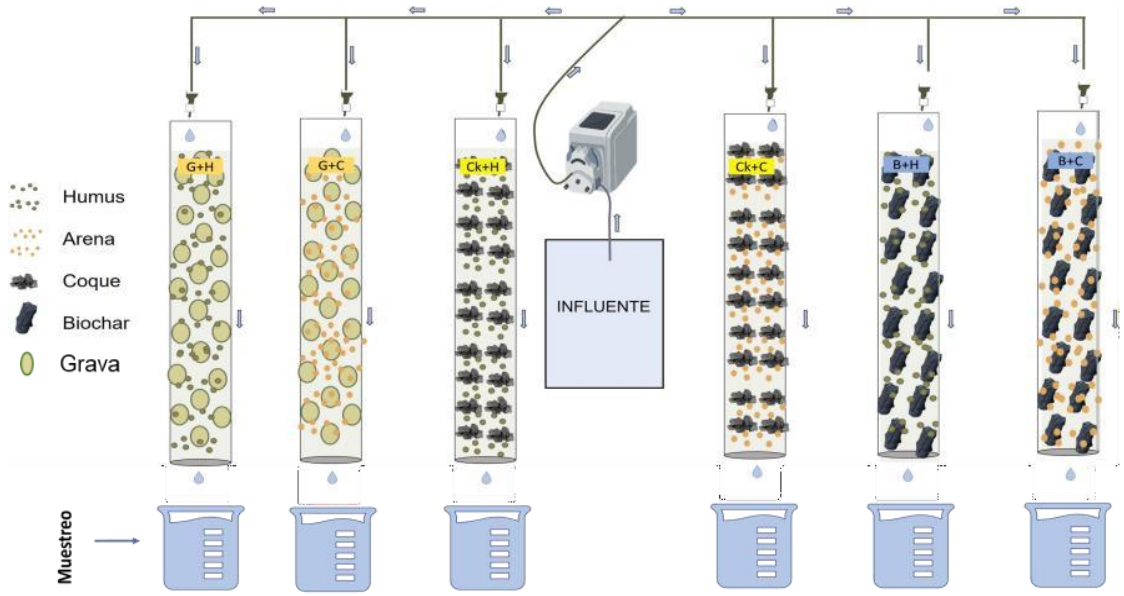


Figura 4. Esquema del diseño y disposición de los reactores

Los sistemas se alimentaron durante 10 semanas variando las condiciones de operación. En todo momento se mantuvo una concentración constante de amonio (20

mM) con concentraciones variables de materia orgánica y caudalde flujo (FR). Las condiciones variables de aporte de materia orgánica fueron:

1) bajo contenido en materia orgánica (únicamente la que llegaba del agua residual), 2) concentración de acetato de 10 mM, 3) mayor cantidad de materia orgánica a una concentración de acetato 20 mM. Por otro lado, para cada condición variable de materia orgánica se probaron dos FRs de 1,5 y 0,75 l d-1. Para cada condición de entrada se estableció una semana de aclimatación de la población microbiana de los reactores a cada condición . Esto se resume en la tabla 2.

Tabla 2: Esquema de las condiciones y variables experimentales.

	Semanas 1 y 2	*Semanas 3 y 4*	*Semanas 5 y 6*	*Semanas 7 y 8*	*Semanas 9 y 10*
Amonio	10 mM	10 mM	10 mM	10 mM	10 mM
FR (l día -1)	0,75	1,5	0,75	1,5	1,5
Acetato	1 mM	1mM	10 mM	10 mM	20 mM

Después de la aclimatación, se realizó una toma de muestras de tres días/condición, con el objetivo de obtener datos robustos que permitieran alcanzar unas diferencias significativas en la fase de análisis de datos.

3.2 Análisis fisicoquímico

Para medir la capacidad de nitrificación/ desnitrificación de los sistemas, se analizaron las concentraciones de iones nitrato, nitrito y amonio ($NO3^-$, $NO2^-$ y $NH4^+$) con cromatografía iónica (cromatógrafo iónico 930 Compact IC Flex, Metrohm).

A partir de estos datos, se calculó nitrógeno de nitrato ($N\text{-}NO3^-$) , nitrógeno de nitrito ($N\text{-}NO2^-$) y de amonio ($N\text{-}NH4^+$), con la suma de todos ellos se estimó el nitrógeno total inorgánico (NT)**.** Los parámetros físicos de pH, temperatura, potencial redox (ORP) y conductividad se midieron con una sonda multiparamétrica (Multiparameter Waterproof Meter HI98194, Hanna Instruments).

La DQO se analizó según los métodos estandarizados utilizando el kit LCK 314, (Hach) de 15-150 mg l^{-1} de O2 y 150-2.000 mg l^{-1} de O2 (LCK 314, Hach).El equipo empleado para llevar a cabo el proceso de digestión de la muestra fue HT 200 S (Hach). Finalmente la preparación se midió a través del espectrofotómetro DR3900 EIW-325 (Hach).

Las eficiencias de eliminación de DQO (1), nitrificación (2) y desnitrificación (3) se calcularon de acuerdo a las siguientes fórmulas:

Eficiencia de eliminación de DQO (g m^{-3} de lecho d^{-1})

$$\frac{([Entrada]-[Salida])}{V\ de\ lecho\ (L)} \quad (1)$$

Eficiencia de nitrificación (g m-3 de lecho d-1)

$$\frac{([N\text{-}NO_3^-\ Entrada]-[N\text{-}NO_3^-\ Salida])}{V\ de\ lecho\ (L)} \quad (2)$$

Eficiencia desnitrificación (g m-3 de lecho d-1)

$$\frac{([N-Total\ Entrada]-[N-Total\ Salida])}{V\ de\ lecho\ (L)} \quad (3)$$

Donde Q es el caudal de entrada a los sistema expresado en l d^{-1} y V es el volumen del lecho del biorreactor en l.

3.3 Medición de Gases

Los gases producidos por los sistemas se recogieron en campanas durante 24 horas. Una vez pasado este tiempo se recogieron 6 ml de muestra de cada columna y se midió la proporción de gases en % respecto al total que había concentrado en cada campana. Para llevar a cabo esta cuantificación se utilizóun cromatógrafo de gases (490 Micro GC, Agilent Technologies).

3.4 Caracterización del lecho de los reactores

Para caracterizar los biorreactores se estimó la capacidad de circulación del aguaa su través (porosidad específica), que puede variar pese a que todos tenían una granulometría similar. Tanto el humus adicionado como la arena ocupan los huecos que quedan libres entre los granos de los diferentes materiales. La porosidad total expresa el agua que ocupa los poros en seco, mientras que la porosidad específica supone una medida del espacio disponible para el flujo deeagua con respecto al total, teniendo en cuenta que la diferencia entre la porosidad total y efectiva representa el agua que queda adherida a los granosy no va a fluir a través del medio.

En primer lugar, se estimó la porosidad total con respecto a 1,5 l de cada material en seco, añadiendo agua hasta alcanzar la saturación del medio aplicando la siguiente fórmula:

Porosidad total

$$mt = {Volumen\ de\ agua\ contenida\ en\ los\ poros\ en\ seco}/{Volumen\ total} \quad (4)$$

La porosidad eficaz se estimó añadiendo de nuevo a 1,5 l de cada material en húmedo un volumen de agua que saturase los poros.

Porosidad eficaz

$$me = {Volumen\ de\ agua\ contenida\ en\ los\ poros\ en\ húmedo}/{Volumen\ total} \quad (5)$$

3.4.1 Colmatación

Para medir la colmatación de los sistemas durante el tiempo de operación (10 semanas), se estimó la conductividad hidráulica (K) inicial y final. Simulando un permeámetro constante basado en la ley de Henry Darcy se colocaron dos pipetas en cada columna, una conectada con la parte superior del filtro y otra en la inferior, cuya diferencia fue Δl, y la diferencia entre los puntos de presión (Δl) con las que se pretendía medir el gradiente hidráulico (i=Δh/Δl).

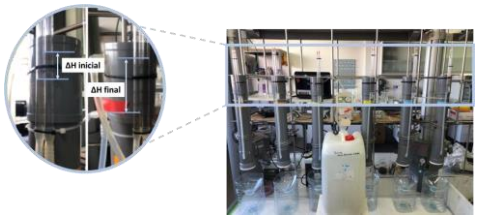


Figura 5. Imagen de los reactores y experimento para el cálculo de la conductividad (K). A la izquierda se puede ver un esquema de cómo se midió ΔH.

El caudal se recogía en una probeta durante un minuto contado a partir de una que las columnas se saturaban en agua por acción de una bomba externa. Con estos datos aplicando la siguiente fórmula se calculó la conductividad hidráulica para cada columna.

$$K = Q/(Seccion \times \frac{\Delta h}{\Delta l})$$

La colmatación se calculó a partir del Porcentaje de reducción de K:

$$\%Reducción\ de\ K = 1 - (K\ inicial/K final) \quad (6)$$

3.5 SEM

Los gránulos de los materiales electroconductores junto al control de grava colonizados se observaron mediante Microscopía Electrónica de Barrido (SEM). Las muestras se prepararon siguiendo el siguiente proceso: en primer lugar se fijaron con glutaraldehído al 5% v/v en tampón cacodilato (0,2M, pH7,2), se deshidrataron con soluciones de etanol sucesivas en etapas de 10 minutos (25, 50, 70, 90 y 100%;), se lavaron con acetona durante 10 minutos y se conservaron en acetona anhidra a 4ºC. Finalmente, las muestras se secaron en CO2 en el punto crítico y se metalizaron con oro. Las micrografías serealizaron en el Servicio de Microscopía del Centro de Apoyo a la Investigación de la Universidad de Alcalá (JEOL JSM-IT%500).

3.6 Caracterización bioelectroquímica de las poblaciones microbianas. Técnicas de Voltametria Cíclica y Cronoamperometría .

Para caracterizar los materiales electroconductores se seleccionó un gránulode cada sistema que contenía estos materiales (Ck+H, Ck+C, G+H y G+C). Esta caracterización se realizó en condiciones iniciales abióticas y tras 12 semanas de operación, en condiciones bióticas, asegurando que contenían un biofilm estable. Se utilizaron técnicas electroquímicas de Voltametría Cíclica (CV) y Cronoamperometría (CA) utilizando un potenciostato BioLogic SP-150 asociado al software EC-Lab V10.19.

La cronoamperometría (CA) se basa en la aplicación fija de un potencial entre el electrodo de referencia (Ag/AgCl) y el de trabajo, en este caso de 0,2 V.Esta técnica nos permite ver una respuesta en forma de corriente, en el caso de este estudio, en condiciones de oxidación. Por otro lado, la voltametría cíclica (CV) consiste en aplicar

un barrido de potenciales al electrodo de trabajo que van de mayor a menor valor (en este caso de 0,6 a -0,6 V) de manera cíclica, que se realizaron a velocidades de escaneo de 10 mv/s en abiótico y 1y 10 mv s^{-1} en biótico.

Estas técnicas se aplicaron construyendo una celda monocámara con tres electrodos: electrodo de trabajo, electrodo de referencia y contraelectrodo. El electrodo de trabajo se formó colocando el gránulo sobre un hilo de oro, utilizando como electrodo de referencia un electrodo de Ag/AgCl.

Se estableció una secuencia de CVs y CAs en condiciones N-TV (*"Non- Turnover"*) o en ausencia de un donador de electrones y TV (*"Turnover"*) o con presencia de acetato como donador de electrones.

Todos los electrodos se sumergieron en tampón fosfato 100 mM desoxigenado con N2. La secuencia de Cronoamperometría y Voltametría para cada gránulo fue la siguiente en condiciones abióticas y bióticas:

1) CV inicial (N-TV), con el fin de ver como en ausencia de donador, nose daba señal electroquímica y confirmar que las bacterias crecidas sobre el material eran por lo tanto electroactivas.
2) CA de 45 minutos a la que se añadió un pulso (comienzo de condiciones TV) de acetato a los 20 minutos, con el fin de registrar alinicio una ausencia de señal electroquímica y confirmar que no se da intercambio de electrones, y tras el pulso, una respuesta en forma deseñal electroquímica por la transferencia de electrones resultado de la degradación de acetato al material, y confirmar la formación de un biofilm con presencia de bacterias electroactivas.
3) CV posterior al pulso (TV) : para observar picos de oxidación, resultado de la degradación del acetato por parte de estas bacterias
4) CA de 24 h con la que se pretendía comprobar si esta señal era constante en el tiempo.
5) CV final pasadas 24 h del pulso de acetato (TV-F): para comprobar la similitud con la CV-TV del paso 3, lo que serviría para determinar que las bacterias habían llevado a cabo una actividad estable en el tiempo en los reactores

El pulso de acetato con el que se establecieron las condiciones TV, se realizó añadiendo 10 ml del compuesto para obtener una concentración final 40 mM en

la celda, en el momento donde se observó una estabilización de la corriente en la CA inicial de 45 minutos.

Con el uso de estas técnicas, se pretendía ver la respuesta electroquímica, antes y después de ser inoculados, con el fin de confirmar que el material fue colonizado por bacterias electroactivas capaces de transferir electrones al material y que este efecto en forma de corriente aumentaba con el pulso de acetato.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Análisis fisicoquímico: capacidad de tratamiento de agua por los sistema

4.1.1 Parámetros medidos in situ pH, Temperatura, potencial redox (ORP) y conductividad

El potencial redox (potencial de oxidación reducción, ORP) mide la actividadde los electrones e indica el equilibrio entre las sustancias oxidantes y reductoras. Por lo tanto, define predominancia de reacciones de oxidación (potencial positivo) o reducidos (potencial negativo). Las reacciones redox vienen acompañadas de variaciones de pH, si predominan reacciones de oxidación (potencial redox positivo) se produce una acidificación del medio. Por otro lado, el control de la temperatura es importante porque puede afectar a procesos biológicos de nitrificación y desnitrificación (Faulwetter et al., 2009).

En la Tabla 3 se muestra la variación de los parámetros en los reactores bajo las distintas configuraciones. En todos los casos se observó una tendencia hacia potenciales redox más positivos con respecto al agua de entrada. De acuerdo con esto, los resultados obtenidos en lo que respecta al potencial redox podrían indicar que los sistemas con presencia de humus favorecen las reacciones de oxidación. En los biorreactores de B+H, el potencial redox en el efluente indica un aumento de compuestos oxidados para flujos altos de 1,5 l d^1 con mayor presencia de materia orgánica [10 y 20 mM]. En general se observó una mayor presencia de compuestos oxidados cuando el material del lecho se combinaba con humus.

En cuanto al pH, de forma general disminuyó a la salida de los reactores, lo que de nuevo indicó una aceleración de las reacciones de oxidación. Estos pH variaron en mayor medida en las columnas de Ck en condiciones de bajo contenido en materia orgánica donde además el potencial redox indicó un aumento de compuestos oxidados. Estos aumentos se podrían relacionar conun descenso en el rendimiento a largo plazo del reactor Ck+H por la influencia negativa de pH ácidos sobre las comunidad microbianas nitrificantes.

Tabla 3. Media y desviación típica de los parámetros medidos in situ : pH, conductividad, ORP y temperatura en la entrada y salida de cada reactor para las condiciones experimentales definidas en la Tabla 1.

			Entrada	*G+H*	*G+C*	*Ck+H*	*Ck+C*	*B+H*	*B+C*
Acetato [1 mM]	*FR 0,75 l/d*	*pH*	7,14 ± 0,1	5,04 ± 0,11	5,24 ± 0,08	4,93 ±0,03	4,62 ± 0,07	6,25 ± 0,3	7,08 ± 0,32
		Temperatura (°C)	28,33 ± 0,22	25,89 ± 1,1	25,09 ± 0,53	23,92 ± 0,86	25,03 ± 0,88	24,89 ± 0,46	25,03 ± 0,51
		Conductividad(µS/cm)	1752,67 ± 25,48	1797,67 ± 18,82	1719,33 ± 52,69	1978 ± 35,15	1772,0 ± 14	1827 ± 33,05	1636,33 ± 85, 50
		ORP (mV)	-120,23 ± 3,68	13,27 ± 7,60	6 ± 3,85	5,23 ± 6,89	15,83 ± 13,66	-2,4 ± 5,8	-2,33 ± 6,09
	FR 1,5 l/d	*pH*	7,16 ± 0,3	5,17 ± 1,01	5,30 ± 0,48	4,77 ± 0,23	4,63 ± 0,5	6,03 ± 0,16	6,54 ± 0,09
		Temperatura (°C)	25,90 ± 1,24	24,07 ± 0,69	24,28 ± 0,76	25,55 ± 2,35	24,44 ± 0,74	24,08 ± 0,74	23,86 ± 0,5
		Conductividad (µS/cm)	1656,33 ± 185,74	1599,67 ± 183,16	1546,67 ± 207,44	1597,00 ± 189,18	1551,67 ± 198,93	1690,67 ± 176,34	1481 ± 154,48
		ORP (mV)	-70,13 ± 23,91	16,1 ± 6,9	6,40 ± 4,60	5,40 ± 4,7	10,47 ± 3,87	-8,70 ± 3,30	-13,30 ± 8,1
Acetato [10 mM]	*FR 0,75 l/d*	*pH*	7,61 ± 0,37	6,15 ± 0,06	6,22 ± 0,32	5,54 ± 0,2	5,68 ± 0,24	6,29 ± 0,18	6,73 ± 0,07
		Temperatura (°C)	25,30 ± 2,72	24,18 ± 2,91	24,22 ± 2,92	23,82 ± 2,34	24,02 ± 2,64	23,86 ± 2,29	23,86 ± 2,44
		Conductividad (µS/cm)	2001,67 ± 28,53	1655,0 ± 29,93	1586 ± 31,12	1785,67 ± 67,48	1672 ± 38,91	1812 ± 177,48	1629 ± 79,86
		ORP (mV)	-75,90 ± 31,	11,27 ± 4,37	-3,77 ± 3,81	-1,47 ± 1,79	-6,83 ± 0,25	-9,77 ± 0,56	-9,27± 3,41
	FR 1,5 l/d	*pH*	7,21 ± 0,31	6,81 ± 0,43	7 ± 0,33	5,63 ± 0,63	5,47 ± 0,47	5,79 ± 0,30	5,96 ± 0,25
		Temperatura (°C)	23,35 ± 0,55	23,69 ± 0,37	23,90 ± 0,43	24,08 ± 0,42	23,70 ± 0,17	23,21 ± 0,25	23,51 ± 0,37
		Conductividad (µS/cm)	1937,25 ± 41,68	1448,25 ± 97,30	1546 ± 82,38	1515,25 ± 140, 87	1434 ± 108,51	1307,00 ± 111,65	1385,75 ± 145,50
		ORP (mV)	-75,53 ± 7,28	25,43 ± 8,68	14,95 ± 3,15	20,05 ± 4,33	20,63 ± 2,92	13,57 ± 2,85	19,30 ± 1,34
Acetato [20 mM]	*FR 1,5 l/d*	*pH*	7,32 ± 0,27	7,30 ± 0,24	7,85 ± 0,08	6,57 ± 0,23	7,67 ± 0,46	7,09 ± 0,51	7,07 ± 0,34
		Temperatura (°C)	24,73 ± 1,02	23,43 ± 0,52	23,37 ± 0,39	23,76 ± 0,47	23,24 ± 0,65	23,1 ± 0,49	22,97 ± 0,79
		Conductividad (µS/cm)	2424,33 ± 90,68	1825 ± 21	2039 ± 31	1752 ± 55	1895 ± 21,74	1889 ± 11	1948 ± 22
		ORP (mV)	-122,95 ± 11,65	29 ± 7,17	14,1 ± 5,99	13,06 ± 3,39	14,1 ± 7,22	21,9 ± 1,81	17,18 ± 3,84

Las reacciones de nitrificación estudiadas en el presente trabajo son un ejemplo de procesos que dan lugar a una acidificación del agua. En base a este resultado, también se observa como posteriormente la presencia de materia orgánica favorece los procesos de desnitrificación en el propio sistema, que además se ven favorecidas en los reactores de B+H, donde se dan pH adecuados para la desnitrificación de entre 6 y 8 (Paul & Clark, 1989). El hecho de que se produzca una sinergia entre las reacciones de nitrificación (acidificantes del medio) y de desnitrificación (basificantes) podría favorecer el mantenimiento de un pH medio y estable a largo plazo que beneficie la continuidad de estos procesos sin dar lugar a pérdidas de eficienciaLa temperatura se mantuvo dentro de un rango constante durante el ensayo en torno a los 25ºC-23ºC, por lo que en principio no se produjo afección al rendimiento de los procesos biológicos de nitrificación, que alcanzan el óptimo cerca de los 28ºC-36ºC (Faulwetter et al., 2009), aunque algunos autores afirman que las comunidades nitrificantes pueden adaptarse a cambios de temperatura de hasta 0 y 5ºC (Sundberg et al., 2007; Sundblad & Wittgren, 1991)y la desnitrificación aumenta con el aumento de temperatura hasta los 60-70ºC (Burchell et al., 2007).

Los aumentos de conductividad en la salida con respecto a la entrada se dieron principalmente en los reactores que contenían humus, en la condición de FR 0,75 ld^{-1} y 1mM de DQO. Este resultado podría estar relacionado con al lavado de fracciones solubles de los compuestos húmicos (Alidina et al., 2014) en las primeras semanas del ensayo. A partir de este momento disminuye la conductividad con respecto a la entrada.

4.1.2 Eliminación de nitrógeno

La eliminación de nitrógeno es importante para evitar la proliferación de algas y la contaminación (Kadlec & Wallace, 2009). Sin embargo, los procesos de nitrificación pueden ser utiles para la revalorización como fertilizante (Bonvin et al., 2015).

En la Figura 6 se muestran los niveles de nitrógeno total en el efluente junto al nitrógeno de amonio ($N\text{-}NH4^{+}$), nitrógeno de nitrato ($N\text{-}NO3^{-}$) y nitrógeno de nitrito ($N\text{-}NO2^{-}$). En general se observan mayores eliminaciones de nitrógeno cuando se aumenta el flujo (FR) a 1,5 ld^{-1} en todas las columnas independientemente de las condiciones de materia orgánica. Además se puede ver que en los materiales electroconductores (Ck y B) se da un aumento en la formación nitratos con respecto a la grava , y que la formación de

nitritos como intermediarios es menor en estos materiales que en la grava. La menor presencia de nitritos en el medio se ha relacionado en otros trabajos con una menor producción de gases NOx (Braida & Ong, 2000), que cumplen un importante papel en procesos de contaminación como el smog fotoquímico.

También se observa una mejora en los sistemas electroactivos con presencia de humus (Ck+ H y B+H) que se repite en todas las condiciones.

El paso de amonio a nitrato alcanzó su máximo rendimiento con un caudal de 0,75 ld^{-1} en el sistema B+H bajo condiciones de entrada de [10mM] de DQO, que presentó la mayor nitrificación (en forma de $NO3^-$). Para el Ck esta reacción se vio favorecida en condiciones [20mM] de DQO y flujos de 1,75 ld^{-1}. Estas tendencias también aparecen reflejadas en la Figura 7 en la que se muestranlos rendimientos de cada reactor en forma de tasa.

La eliminación de nitrógeno con respecto a la entrada (Figura 7) se atribuye principalmente al proceso de desnitrificación. Se ha comprobado como esteproceso se ve favorecido en los controles con arena de los sistemas conductores (Ck+C y B+C) para Ck y B electroconductores con concentraciones de materia orgánica bajas en la entrada (y caudales de 1,5 ld^{-1}). La eliminación de amonio con baja carga orgánica podría estar relacionadolas bacterias annamox, que necesitan condiciones anaerobias (que podrían estar favorecidas por microambientes) y un bajo contenido en materia orgánica (Faulwetter et al., 2009; Vilajeliu-Pons et al., 2018).

Sin embargo, cuando aumenta la concentración materia orgánica en el influente [20 mM] se da una mejora muy significativa en el proceso de desnitrificación en los sistemas que contienen humus.

Esto apunta a que la degradación de la materia orgánica actúa como donador de electrones hacia los compuestos húmicos mejorando la interacción e intercambio de electrones entre las bacterias involucradas en el proceso de desnitrificación (Burchell II et al., 2007).

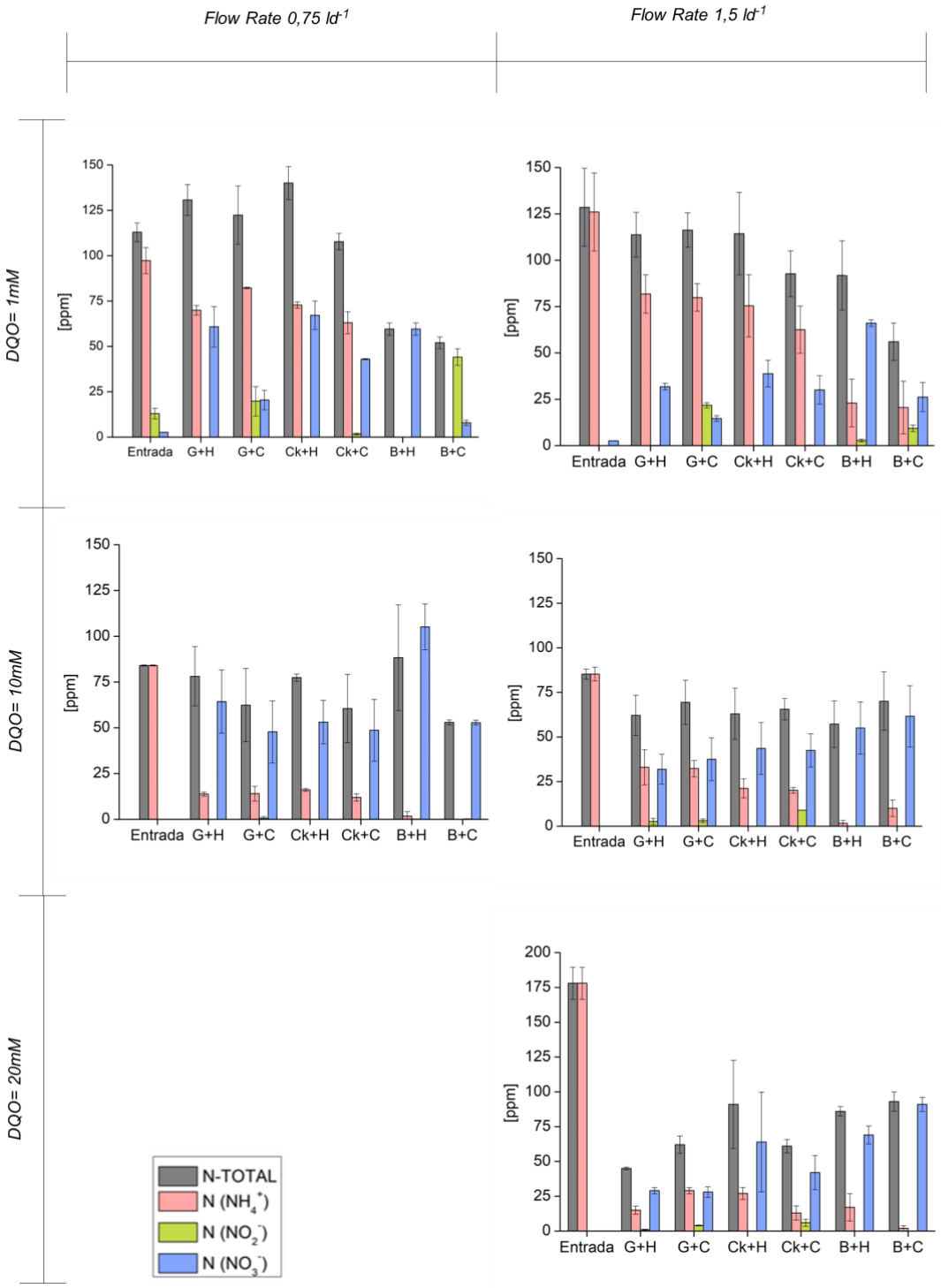


Figura 6. Evolución del nitrógeno en la entrada y la salida de los reactores para las condicionesexperimentales definidas en la Tabla 1

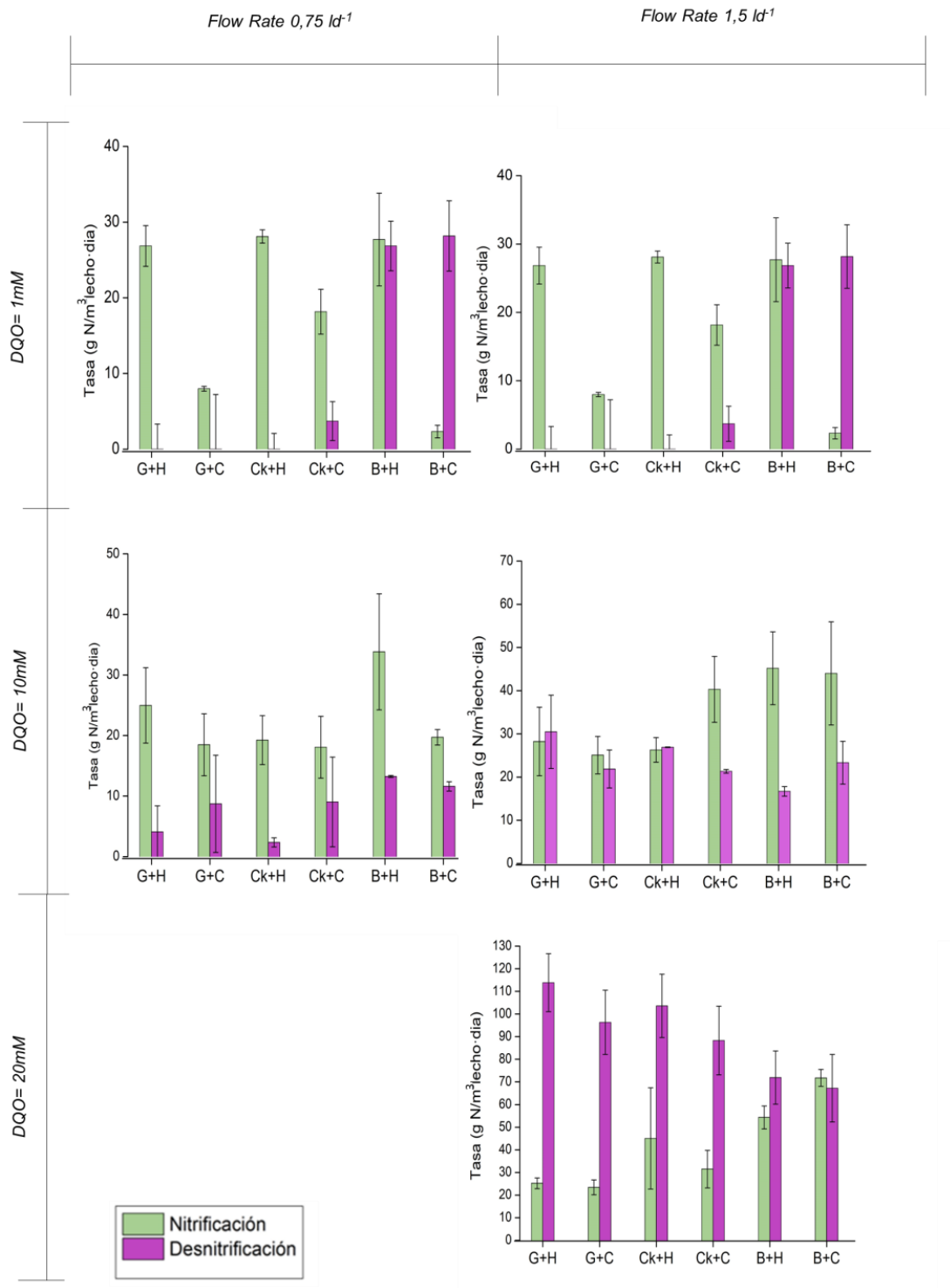


Figura 7. Evolución de las tasas de nitrificación y desnitrificación en cada reactor con lasvariables definidas en la Tabla 1

Destacan en este punto los reactores de biochar (B+H y B+C) en las primeras condiciones en las que la presencia de materia orgánica en la entrada era prácticamente nula. Se observa como la eliminación de nitrógeno es muy elevada en ambos sistemas, alcanzando tasas cercanas a los 30 g N m^3 delecho d^{-1}. En base a estos resultados se podrían generar dos hipótesis,

- El material (biochar) sufre un proceso elevado de adsorción de nutrientes, por lo que el nitrógeno (en forma de amonio ($NH4^+$) quedaría retenido en la superficie, sin sufrir el proceso de nitrificación. Este hecho explicaría que el pH permanece constante mientras que en el resto delos reactores disminuye y el valor redox continúa siendo negativo y elmás bajo en comparación al resto de reactores.
- La otra hipótesis es que se podría estar produciendo un proceso de degradación del material de estructuras de la madera que no se han pirolizado bien. De esta forma proporcionaría una fuente de materia orgánica que permite que se solape el proceso de nitrificación con el de desnitrificación, haciendo que el pH permanezca equilibrado y un redox bajo.

La mejora en el proceso de nitrificación en combinación con la aplicación de humus se atribuye a la formación de hidroquinonas por la cesión de electrones llevado a cabo por las bacterias encargadas de el proceso de oxidación comoya señalaba León-García et al.,(2007). Esto afirma la hipótesis principal de este trabajo en cuanto a que el humus actúa como intermediario redox generando un flujo de electrones entre la bacteria y los compuestos húmicos con el material electroconductor. Se mejora así el proceso de nitrificación y como apuntan nuestros resultados se podría estar dando una transferencia de electrones al material que recibirían otro tipo de bacterias anaerobias para llevar a cabo procesos de desnitrificación. Otros estudios ya demostraron este tipo de interconexiones con bacterias electroactivas como *Thiobacillus* que son capaces de recibir esos electrones dando lugar a reacciones de desnitrificación (Kato et al., 2012).

El hecho de que se hayan visto favorecidos ambos procesos que precisan de condiciones aerobias y anaerobias respectivamente hace pensar que dentrode las columnas se hayan podido generar microambientes para la nitrificación y desnitrificación o la

eliminación de nitrógeno vía annamox. Además, las variaciones en cuanto a los procesos de nitrificación que se han observado en las mediciones diarias (no mostradas en las gráficas) también parecen apuntar a la generación de estos microambientes. Como ya señalaron otros estudios (Bruns et al., 1999; Webster et al., 2002) algo importante a tener en cuenta en estos sistemas es la diversificación de las poblaciones, de modo que diferentes microorganismos pueden estar activos según las condiciones del entorno . Esto además de favorecer unos u otros procesos puede hacer a estos sistemas más tolerantes a la variaciones en el agua de entrada.

4.1.3 DQO

La eliminación de materia orgánica es importante para evitar diversos riesgos, como el consumo del oxígeno disuelto del agua (que puede afectar a multitud de organismos), la proliferación de microorganismos patógenos. Es recomendable que sea inferior a 30 mg/l para evitar la proliferación de algas y problemas derivados de la contaminación (Kadlec & Wallace, 2009). Sin embargo, es un factor clave para que tengan lugar procesos como el de desnitrificación, en el que la materia orgánica actúa como fuente de electrones.

En este caso (Tabla 4), la eliminación se ha visto favorecida por la presencia de materiales electroconductores, sin observarse una mejora sustancial en su eliminación al aplicar humus. Esto puede justificarse por el lavado de compuestos orgánicos del mismo que mayormente son refractarios (Alidina et al., 2014). El lavado se dio principalmente durante el inicio de la operación de los sistemas, algo que se observó que disminuía con el tiempo. La excepciónse dio en el sistema de B+H, en el que no se produjo un aumento en el efluente de estas sustancias húmicas, por lo que podría considerarse que han permanecido retenidas en el material por adsorción. Podría resultar ciertamente interesante ya que de esta forma se podrían mantener los beneficios que proporciona el humus como intercambiador redox, sin pérdidas de eficiencia por su lavado progresivo. Bajo caudales altos (1,5 l d^{-1}), siendo indiferente la

condición de entrada de materia orgánica, se ha conseguido mantener la DQO por debajo de 30 mg l^{-1} en las columnas de B+H. Por otro lado, para las de Ck+H esto se ha conseguido a una concentración [10mM] de DQO de entrada.

Cuando se sometió los sistemas a una alta carga de materia orgánica (20 mM) bajo un alto caudal (1,5 l d^{-1}) se pudo observar un aumento en el color del efluente del sistema

Ck+H que podría relacionarse con un lavado de las sustancias húmicas anteriormente retenidas, y que con una mayor presencia de materia orgánica se han desprendido.

Tabla 4. Valores medios y desviación estándar de la materia orgánica a través del análisis dela DQO de entrada y salida de los reactores.

		DQO mg/L							Tasa eliminación g DQO/m^3 lecho dia^{-1}					
		Entrada	G+H	G+C	Ck+H	Ck+C	B+H	B+C	G+H	G+C	Ck+H	Ck+C	B+H	B+C
Acetato [1 mM]	FR 0,75 l/d	34,9 ± 0	66,15 ± 7,85	51 ± 2,69	51,7 ± 4,38	13,46 ± 9,69	5 ± 0	47,25 ± 9,26	0 ± 1, 68	0± 0,22	0 ± 1,78	8,68 ± 2,15	13,26 ± 1,3	0 ± 2,64
	FR 1,5 l/d	61,45 ± 35,28	47,80 ± 18,67	40,00 ± 1,41	31,15 ± 10,25	7,60 ± 1,36	11,95 ± 9,26	13,10 ± 1,7	14,67±41,62	25,63 ± 28,55	32,33 ± 34,33	61,92 ± 30,07	53,79 ± 19,99	50,76 ± 25,18
Acetato [10 mM]	FR 0,75 l/d	389,50 ± 78,49	39,40 ± 17,54	50,70 ± 0	52,40 ± 26,16	17,62 ± 13,41	51 ± 30,17	38 ± 25,05	133,33±18,71	131,74 ± 25,98	119,86 ± 9,83	141,93 ± 22,4	141,45 ± 15,83	142,38 ± 23,09
	FR 1,5 l/d	291,75 ± 76,87	42,02 ± 17,51	37,125 ± 6,93	27,45 ± 3,57	15,07 ± 3,51	24,17 ± 14,61	14,62 ± 6,54	253, 37 ± 32,90	250,63 ± 26,88	252,15 ± 36,96	252,53 ±29,90	228,08 ± 7,56	224,53 ± 15,05
Acetato [20 mM]	FR 1,5 l/d	712,5 ± 86,95	86, 95 ± 3,75	51,35 ± 7,35	165,5 ± 9,5	39,45 ± 6,95	21,05 ± 2,95	8,05 ± 1,40	535,91 ± 33,92	550,19 ±42,62	399,12 ± 12,72	506,7 ± 29,65	543,84 ± 40,45	556,24 ± 39,50

En base a los resultados obtenidos se podría concluir que la fuente de materia orgánica añadida al medio (acetato sódico) era fácilmente degradable en todos los sistemas. La facilidad de degradación impedía ver diferencias significativasen lo que respecta a la eficiencia de eliminación de DQO entre unos sistemas y otros, sin embargo, si nos permitía observar una clara influencia en lo querespecta a los procesos relacionados con el nitrógeno.

Una hipótesis que se podría extraer con los resultados obtenidos es que en los sistemas de grava, especialmente en el sistema control (G+C) la degradaciónde la materia orgánica consumía gran parte del oxígeno disponible, inhibiendo otro tipo de reacciones como las de nitrificación. Los sistemas con el material conductor proporcionaban una estructura que actúa como sumidero de

electrones evitando esta limitación. Esta hipótesis se argumenta también con otro tipo de trabajos en los que se demostraba el flujo de electrones propuesto (Peñacoba-Antona et al., 2022; Prado et al., 2020).

4.2 Gases

Los procesos biológicos conllevan emisión de gases, algunos de ellosrelacionados con el efecto invernadero como son el dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) o los NO_x (NO y N_2O) (Braida & Ong, 2000). Por ello se ha considerado importante estimar la producción de gases en los biorreactores.

El principal objetivo es observar las variaciones en las proporciones en la microatmósfera de cada reactor con respecto a las proporciones del exterior utilizadas como referencia (INICIAL). Cabe destacar que el equipo de medición (490 Micro GC, Agilent Technologies) no es capaz de detectar compuestosNO_x. También que al ser los reactores abiertos (con el objetivo de que seoxigenen con mayor facilidad) no se pueden obtener valores cuantitavos de concentración de gases. Sin embargo, los porcentajes obtenidos proporcionan información que ayuda a comprender la composición de gases emitidos por los reactores.

En este estudio se ha obtenido el porcentaje de gases recogidos en 24 h de trabajo de los reactores (Figura 8). El descenso de los porcentajes de oxígeno (O_2) con respecto al exterior (Entorno a un 76%) indica un cambio en la composición de gases producidos por las columnas con respecto al exterior. Enlo que respecta al metano (CH_4) no se encontró una producción significativa aunque se observó una ligera tendencia a la producción de este gas en las columnas de G+H. Con ello se podría concluir que este

tipo de sistemas no tendrían gran impacto ambiental, reduciendo significativamente su huella de carbono. En cuanto a compuestos de nitrógeno, en todas las columnas se da un aumento, siendo algo mayor en las que se adicionó humus (por la mejora de capacidad de desnitrificación).

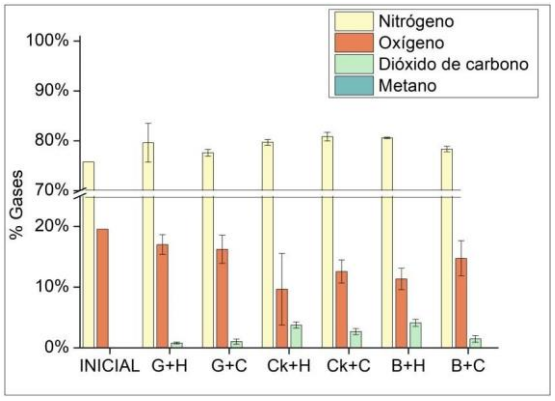


Figura 8. Gases producidos en los reactores en 24 horas comparado con la concentración del exterior (INICIAL).

Pese a estos resultados, no se pueden obtener conclusiones claras en lo que respecta al nitrógeno ya que los aumentos en las proporciones podrían deberse a la disminución de los porcentajes de oxígeno. A pesar de que pueda haber emisiones de NOx, estas se podrían considerar mínimas y el aumento de compuestos nitrogenados en estado gaseoso se atribuye principalmente a producción de N_2 en la desnitrificación, especialmente en sistemas con presencia de compuestos orgánicos como en este caso (Paul y Clark, 1989).

4.3 Caracterización del lecho y efecto de la colmatación de losreactores por el crecimiento de biomasa

La colmatación supone la disminución de los espacios por los que fluye el agua, por efecto de la deposición de sólidos y crecimiento de microrganismos que los taponan. La carga orgánica y la porosidad son los factores que más influyen a esta colmatación (Knowles et al., 2011). El cálculo de la porosidad eficaz para el flujo permitió ver los materiales mas susceptibles a la colmatación.

Los resultados de la estimación de porosidad determinaron que los materiales no mostraron grandes diferencias de porosidad eficaz al inicio de la puesta en marcha de los sistemas oscilando entre 0,34 (G) y 0,41 (B). Tampoco se observaron diferencias entre las columnas a las que se añadió humus frente a las de arena. Esto ayudó a determinar que de forma inicial se partió de condiciones de porosidad efectiva similares en todas las configuraciones.

Durante las 10 semanas de operación de los sistemas y como se expresan enla figura 9 A, se dio lugar a procesos de colmatación y a la disminución en los caudales de salida (Figura 9B) . Este efecto fue amortiguado en dos configuraciones. En primer lugar, en los materiales electroconductores Ck y B se vió una menor colmatación a pesar de la disminución en el caudal de salida que en los

que se construyeron con material inerte (B). En segundo lugar, la adición de humus que generó un menor porcentaje de colmatación frente a la arena en estos materiales. Mientras en Ck +H la colmatación era del 88%, en Ck+H se reducía al 68%, reduciéndose solo en un 4% en las de B + H.

En sistema de G+C cuando se realizó la prueba de conductividad hidráulica conlas mismas condiciones que al principio, demostró estar colmatado, siendo necesario aumentar la presión de agua inicial en más de 30 cm de columna de agua para permitir el paso de agua.

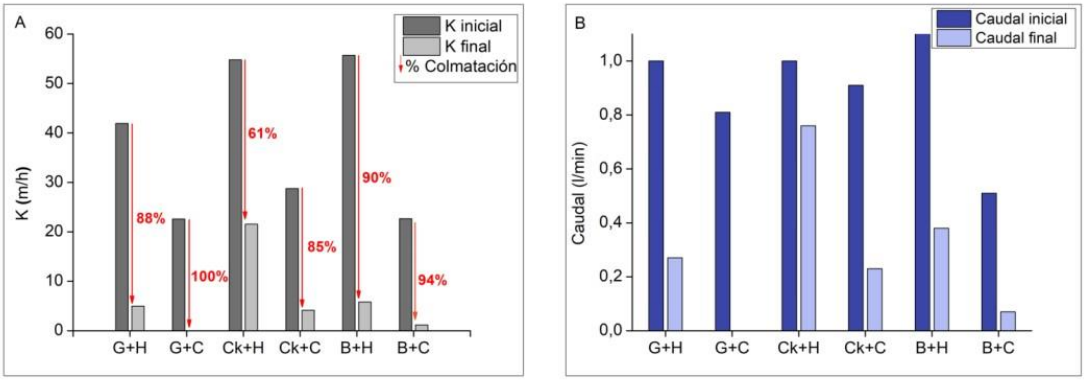


Figura 9. Variación de la conductividad hidráulica (K) y de los caudales de salida tras 10 semanas de operación de los reactores. A: conductividad (K) y % de colmatación. B: caudalinicial y final

Esta colmatación supone un problema por la pérdida de eficiencia la eliminación de contaminantes (H. Wang et al., 2021). Se dio en todos los reactores tras las 12 semanas de operación, principalmente por el crecimiento de microorganismos en forma de biopelícula como muestran las micrografías de SEM (Figura 10).

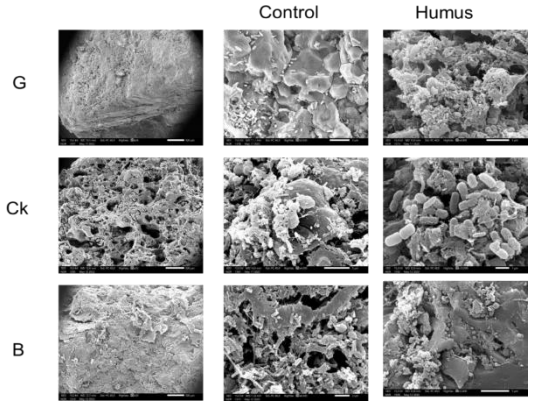


Figura 10. Micrografías Microscopio Electrónico de Barrido (SEM) con biofilm formado en lasuperficie de los gránulos de grava (G), coque (Ck) y biochar (B) con y sin humus.

Como ya señalaban otros autores los sistemas construidos con un material electroconductor favorecen un nicho en el que se desarrollan de poblaciones microbianas adaptadas (Koch & Harnisch, 2016). De acuerdo con los resultados, este efecto podría darse en bacterias adaptadas a la aplicación de humus. Esto da lugar a una menor tendencia a incrementar su biomasa, aminorando el problema de colmatación. El caso de G+H sirve para apoyar esta hipótesis (pese a que la combinación sea con un material inerte), habiendo diferencias muy significativas entre el sistema control (G+C) y el sistema con humus (G+H).

Por lo tanto, se puede plantear que el humus actúa como un factor capaz de amortiguar el efecto de la colmatación en humedales. Las mejoras de circulación del agua y la disminución de la colmatación pueden deberse a que los compuestos orgánicos ayudan a formar agregados en el suelo minimizando la compactación y favoreciendo el flujo de agua a través del perfil de estos. Aello puede unirse el tipo de poblaciones de microorganismos que podríanasentarse sobre ellas, teniendo aumentos en la biomasa muy significativos en los sistemas de grava (favoreciendo el proceso de colmatación), y más reducidos en los sistemas conductores, siendo el que menos porcentaje decolmatación presenta el sistema de Ck+H.

4.4Técnicas bioelectroquímicas: Cronoamperometrías y Voltametrías

La voltametría es una herramienta permite determinar la transferencia de electrones entre microorganismos y electrodos para reacciones electroquímicas de oxidación y reducción (Esteve Núñez et al 2011). Las CV y CA de los gránulos en condiciones bióticas y abióticas se realizaron en condiciones de ausencia de donador de electrones (acetato) o N-TV, presencia del donador (TV) y después de 24 h (TV-F).

La comparación en condiciones bióticas y abióticas ha permitido diferenciarpor un lado, en las voltametrias cíclicas (CVs) los picos de oxidación-reducción característicos del material para poder diferenciarlos a los que se producenasociados al biofilm (Fricke et al., 2008) , y por otro lado con las CA detectar si hay una respuesta a la adicción de la materia orgánica (acetato).

En las voltametrías N-TV (Figuras 11.A, y 12.A) de los gránulos de Ck en condiciones abióticas se puede ver la falta de picos redox marcados. Después de la formación del biofilm aparecen picos de corriente correspondientes a pares redox entre -0,4 y -0,2 V en los Gránulos de Ck+C (Figura 12.A,C,E). Una vez se realiza el pulso de acetato se intensifican los picos por la

oxidación del compuesto (Figura 11,C) que se mantienen después de 24 h.

Las voltametrías de los gránulos de Ck+H (Figura 11. A,C,E) muestran también esta tendencia, aunque con picos menos marcados cuando se da el pulso de acetato, esto puede suponer que la transferencia de electrones hacia el material es menos directa por parte de las bacterias que en el sistema Ck +C.En las gráficas de CA de 45 minutos de Ck (Figuras 11.B y 12.B), donde se aprecia la subida de corriente una vez se añade el pulso de acetato en condiciones bióticas, debido de nuevo a la transferencia de electrones por parte de las bacterias al material, este salto se mantiene durante la cronoamperometría de 24 h. Al igual que lo que muestran las CVs, la corriente producida en el gránulo del sistema Ck+H es mucho más baja. Este hallazgo

permite concluir por tanto que la presencia de quinonas del humus puede hacer que disminuya las poblaciones que utilizan el material como fuente directa de transmisión de electrones por la presencia de compuestos intermediaros comoel humus.

El hecho de que las CVs finales (Figura 10.E y 11.E) sean iguales que las del comienzo sirve de indicador de que no se ha producido cambios significativos de la estructura del biofilm asociados a la polarización del gránulo.

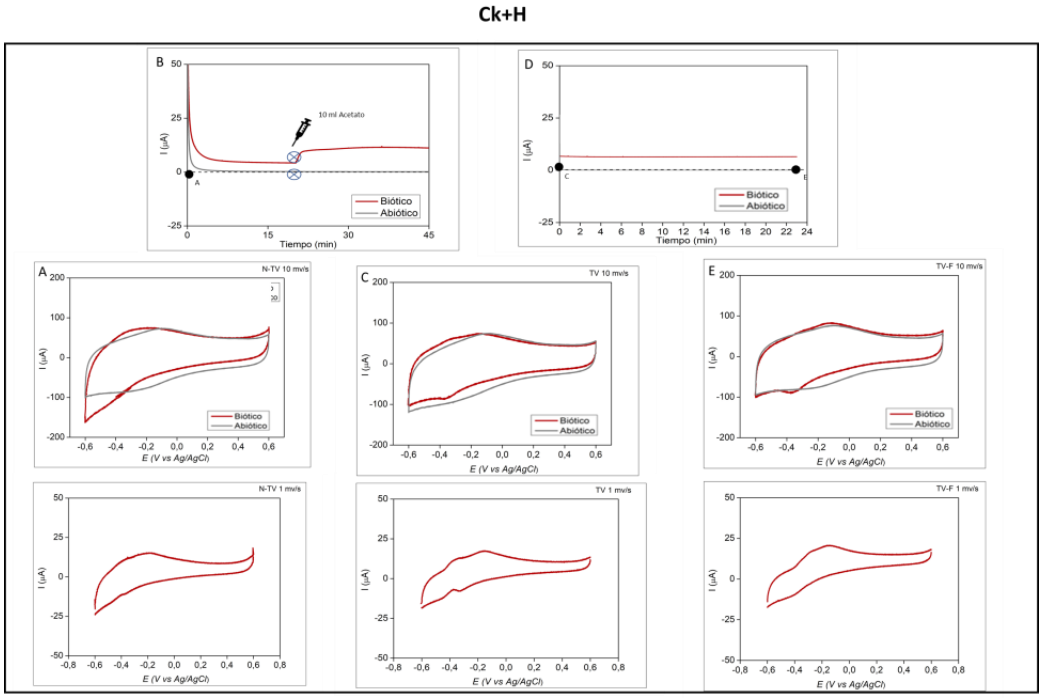


Figura 11. Secuencia CA y CVs gránulo Ck+H colonizado (biótico) y sin colonizar (abiótico). N- TV: antes de añadir un donador de electrones (acetato); TV: después de añadir el donador de electrones; TV-F: pasadas 24 h tras añadir el

pu

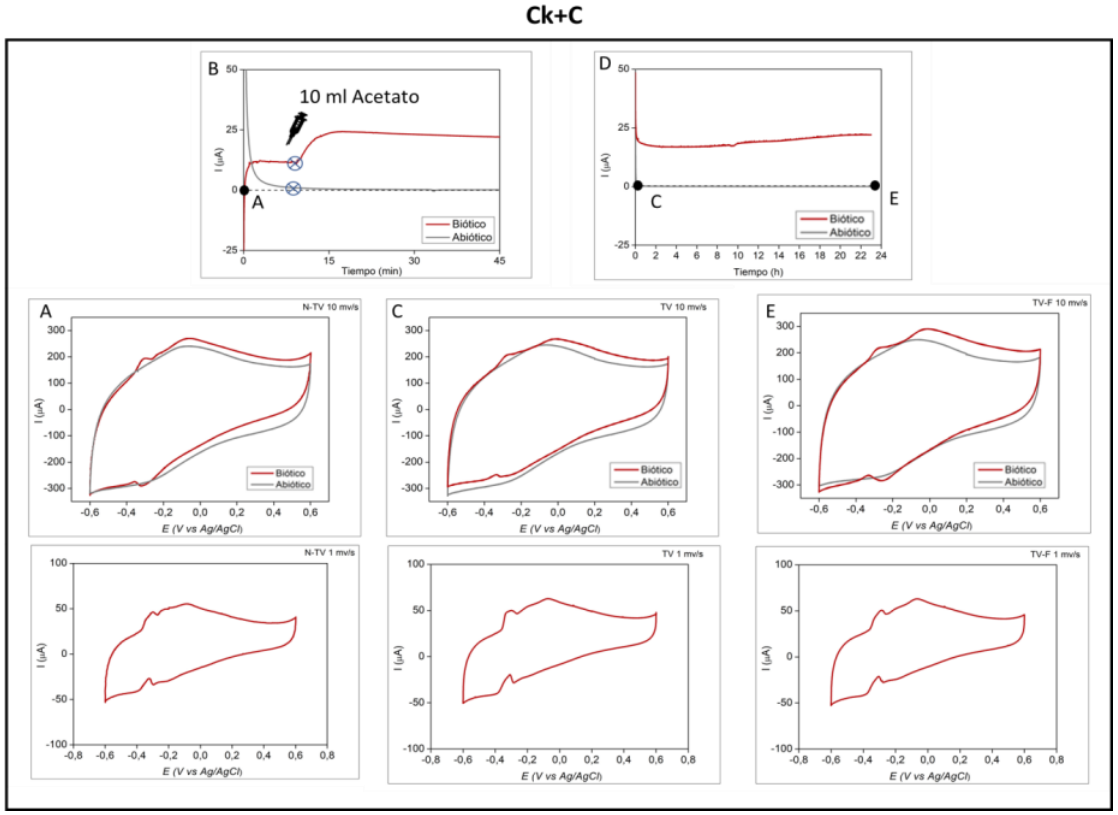


Figura 12. Secuencia CA y CVs gránulo Ck+C colonizado (biótico) y sin colonizar (abiótico). N- TV: antes de añadir un donador de electrones (acetato); TV: después de añadir el donador de electrones; TV-F: pasadas 24 h tras añadir el pulso.

Para los gránulos de biochar (B) se ve un menor aumento en estos picos, (Figuras 13 y 14) y en condiciones de TV (Figura 13, C) se observa como los picos en condiciones abióticas están más marcados que en condiciones bióticas lo que podría atribuirse a una degradación de compuestos de la superficie del biochar. Tampoco se observa una respuesta en las CA asociadaal pulso de acetato. Esta hipótesis podría relacionarse con los resultados obtenidos en las primeras fases de operación, en las que se vio una eliminación de nitrógeno significativa que podría estar relacionada con la degradación de los compuestos que producían los picos de oxidación y reducción que se observaban en un primer momento en las pruebas abióticas.

B+H

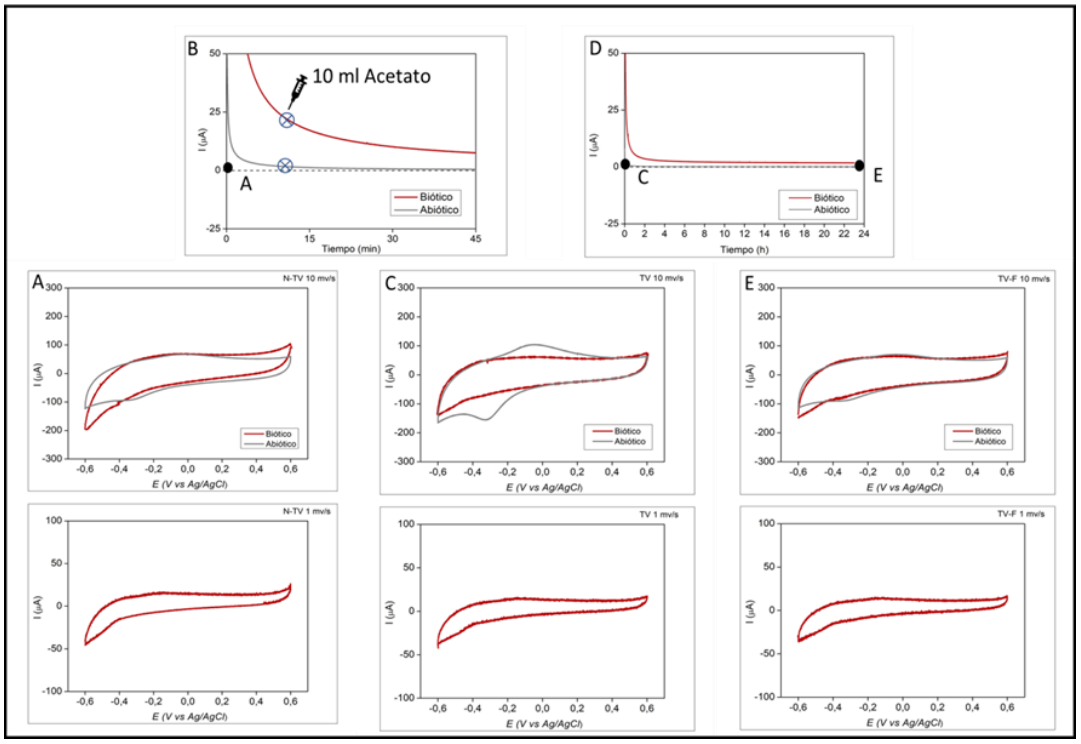


Figura 13. Secuencia CA y CVs gránulo B+H colonizado (biótico) y sin colonizar (abiótico). N- TV: antes de añadir un donador de electrones (acetato); TV: después de añadir el donador de electrones; TV-F: pasadas 24 h tras añadir el pulso.

B+C

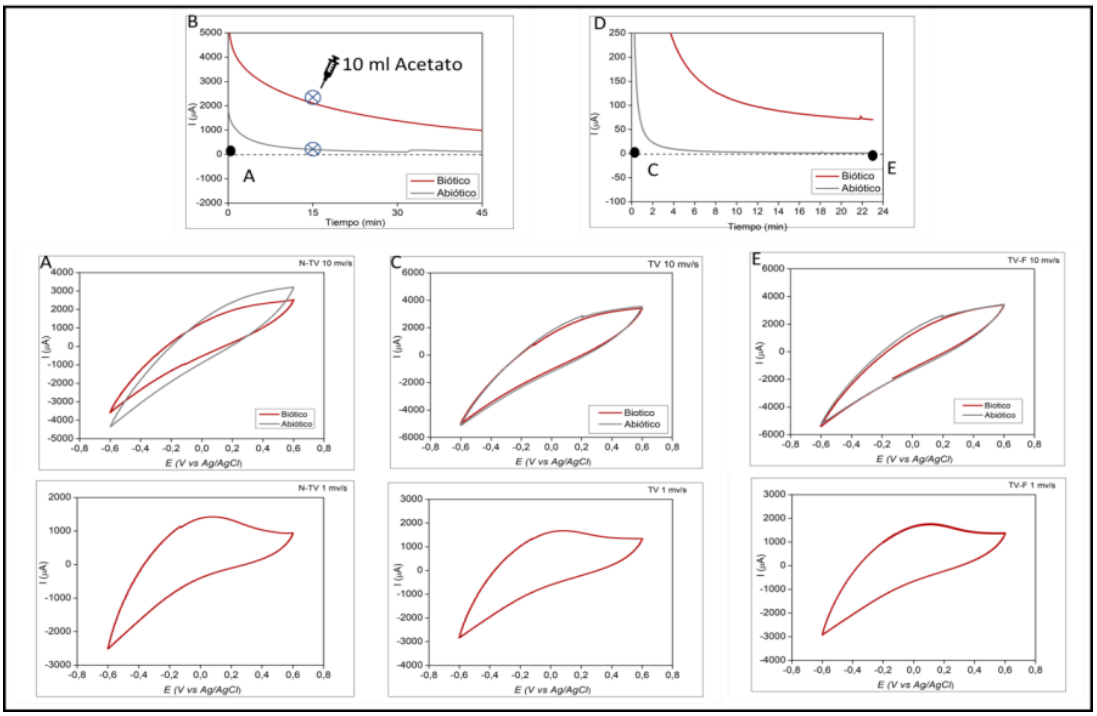


Figura 14. Secuencia CA y CVs gránulo B+C colonizado (biótico) y sin colonizar (abiótico). N- TV: antes de añadir un donador de electrones (acetato); TV: después de añadir el donador de electrones; TV-F: pasadas 24 h tras añadir el pulso.

Estos resultados, en forma de respuesta electroquímica, indican la colonización del material (Fricke et al., 2008), en especial en el coque, por parte de los microorganismos electroactivos capaces de transferir los electrones al material (Koch & Harnisch, 2016), efecto que se intensifica cuando se añade un donador de electrones que aumenta la actividad metabólica.

5.CONCLUSIONES

Con este estudio, se afirma a escala laboratorio la hipótesis de partida de como los compuestos húmicos actúan como intercambiadores redox, mejorando los procesos de nitrificación y desnitrificación, en combinación con materiales electroconductores. El uso de materiales conductores de la electricidad como lecho en los que se basa la tecnología METland, se ha confirmado como una tecnología capaz de eliminar compuestos nitrogenados y materia orgánica de forma eficiente. Se han obtenido resultados significativos de que la combinación de estos materiales con con humus facilita la transferencia electrónica implicada en estos procesos, mejorando las condiciones del medio y aumentando la eficiencia de nitrificación-desnitrificación de los reactores.

Los resultados de la caracterización mediante técnicas bioelectroquímicas (CAy CV) apuntan a que el lecho electroconductor, proporciona un nicho óptimo para el desarrollo de comunidades electroactivas, favoreciendo las reacciones de oxidación-reducción de los compuestos.

La proliferación de estas comunidades apunta a ser el motivo por el que se da una menor colmatación en el lecho de los sistemas construidos con materiales electroconductores. Esta colmatación desciende aún más cuando se aplican sustancias húmicas, esto puede darse por el metabolismo adaptado de las bacterias, en las que se ha visto menores incrementos de la biomasa.

El estudio de gases sirve de indicador de como la producción de contaminantes atmosféricos en estos sistemas es baja.

En el caso de precisarse una eliminación de nitrógeno , la combinación de B+H presenta las mejores condiciones con las diferentes entradas de materia orgánica, en especial con concentraciones altas. Por otro lado la combinación Ck+H logra la integración de ambos procesos con una menor colmatación en el tiempo. En el caso de precisarse la nitrificación para utilizar el nitrato como recurso, la combinación de B+H con condiciones de materia orgánica 10mM ha sido la que más nitrificación ha conseguido.

Por último, en futuras líneas de investigación se propone probar esta tecnología en otras condiciones de temperatura que permitan caracterizar la aplicación de humus a los METland para ver la influencia que tiene en los procesos y su viabilidad para ser implementados

bajo diferentes condiciones.

BIBLIOGRAFÍA

Aguirre-Sierra, A., Bacchetti-De Gregoris, T., Berná, A., Salas, J. J., Aragón, C.,& Esteve-Núñez, A. (2016). Microbial electrochemical systems outperform fixed-bed biofilters in cleaning up urban wastewater. *Environmental Science: Water Research and Technology*, *2*(6), 984–993. https://doi.org/10.1039/c6ew00172f

Alidina, M., Li, D., Ouf, M., & Drewes, J. E. (2014). Role of primary substrate composition and concentration on attenuation of trace organic chemicals in managed aquifer recharge systems. *Journal of Environmental Management*, *144*, 58–66. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.04.032

Berenzen, N., Schulz, R., & Liess, M. (2001). Effects of chronic ammonium and nitrate contamination on the macroinvertebrate community in running water microcosms. In *Wat. Res* (Vol. 35, Issue 14).

Bonvin, C., Etter, B., Udert, K. M., Frossard, E., Nanzer, S., Tamburini, F., & Oberson, A. (2015). Plant uptake of phosphorus and nitrogen recycled from synthetic source-separated urine. *Ambio*, *44 Suppl 2*(Suppl 2), 217–227. https://doi.org/10.1007/S13280-014-0616-6

Braida, W., & Ong, S. K. (2000). Decomposition of nitrate under various pH and aeration conditions.

Bruns, M., Stephen, J., Kowalchuk, G., Prosser, J., & Paul, E. (1999). Comparative diversity of ammonia oxidant 16S rRNA gene sequences in native, tilled, and successional soils. *Appl. Environ. Microbio*, 2994–3000.

II, M. R., Skaggs, R. W., Lee, C. R., Broome, S., Chescheir, G. M., & Osborne, J. , 2007. (2007). Substrate organic matter to improve nitrate removal in surface-flow constructed wetland. *J. Environ. Qual.*

Coates, J. D., Cole, K. A., Chakraborty R., O'Connor, S. M., & Achenbach, L. A. (2002). Diversity and ubiquity of bacteria capable of utilizing humic substances as electron donors for anaerobic respiration. *Applied and Environmental Microbiology, 68:2445-2452.*

Cooke, G. D., & Kennedy, R. H. (2001). Managing drinking water supplies. *Lake and ReservoirManagement*, *17*(3),157–174. https://doi.org/10.1080/07438140109354128

Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B.&Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. . *Nature 387(6630):253-260.*

de la Varga, D., Soto, M., Arias, C. A., van Oirschot, D., Kilian, R., Pascual, A., & Álvarez, J. A. (2016). Constructed wetlands for industrial wastewater treatment and removal of nutrients. In *Technologies for the Treatment and Recovery of Nutrients from Industrial Wastewater* (pp. 202–230). IGI Global. https://doi.org/10.4018/978-1-5225-1037-6.ch008

Faulwetter, J. L., Gagnon, V., Sundberg, C., Chazarenc, F., Burr, M. D., Brisson, J., Camper, A. K., & Stein, O. R. (2009). Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. In *Ecological Engineering* (Vol. 35, Issue 6, pp. 987–1004). https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.12.030

Field, J. A., Cervantes, F. J., van der Zee, F. P., & Lettinga, G. (2000). Role of quinones in the biodegradation of priority pollutants: a review. *Water Science and Technology, 42: 215-222.* .

Fricke, K., Harnisch, F., & Schröder, U. (2008). On the use of cyclic voltammetry for the study of anodic electron transfer in microbial fuel cells. *Energy and Environmental Science*, *1*(1), 144–147. https://doi.org/10.1039/b8023

Garfi, M., Flores, L., & Ferrer. (2017). . Life Cycle Assessment of wastewater treatment systems for small communities: Activated sludge, constructed wetlands and high rate algal ponds. *Journal of Cleaner Production 161:211-219.*

Hooper, A. B., Vannelli, T., Bergmann, D. J., & Arciero, D. (1997). Enzymologyof the oxidation of ammonia to nitrite by bacteria. . . *Antonie van Leeuwenhoek*, *79*, 59–67.

Hooper, A., Vannelli, T. , Bergmann, D., & Arciero, D. (1997). Enzymology ofthe oxidation of ammonia to nitrite by bacteria. *Antonie van Leeuwenhoek , 71, 59–67.*

Jafarinejad, S. (n.d.). *Cost estimation and economical evaluation of three configurations of activated sludge process for a wastewater treatment plant (WWTP) using simulation*. https://doi.org/10.1007/s13201-016-0446-8

Kadlec, R. H., & Wallace, S. D. (2009). *Treatment wetlands*. CRC Press.

Kato, S., Hashimoto, K., & Watanabe, K. (2012). Microbial interspecies electron transfer via electric currents through conductive minerals. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *109*(25), 10042–10046. https://doi.org/10.1073/pnas.1117592109

Knowles, P., Dotro, G., Nivala, J., & García, J. (2011). Clogging in subsurface- flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors. In *Ecological Engineering* (Vol. 37, Issue 2, pp. 99–112). https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.08.005

Koch, C., & Harnisch, F. (2016). Is there a Specific Ecological Niche for Electroactive Microorganisms? In *ChemElectroChem* (Vol. 3, Issue 9, pp. 1282–1295). Wiley-VCH Verlag. https://doi.org/10.1002/celc.201600079

Koops, H., & Pommerening-Röser, A. ,. (2001). Distribution and ecophysiologyof nitrifying bacteria with emphasis in cultivated species. *FEMS Microbiol. Eco*, *37*, 1–9.

León-García, G. J., Razo-Flores, E., & Cervantes, F. J. (2007). Propiedades catalíticas del humus y su potencial aplicación en la degradación de contaminantes prioritarios Potential application of catalytic properties of humus on the degradation of priority pollutants. In *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales* (Vol. 3, Issue 2).

Lovley, D. R., Coates, J. D., Blunt-Harris, E. L., Phillips, E. J. P., & Woodward,
J. C. ,. (1996). Humic substances as electron acceptors for microbial respiration. *Nature, 382: 445-448.* .

Miguel, A. de, Meffe, R., Leal, M., González-Naranjo, V., Martínez-Hernández,V., Lillo, J., Martín, I., Salas, J. J., & Bustamante, I. de. (2014). Treating municipal wastewater through a vegetation filter with a short-rotation poplar species.

Newton, R. J., & McClary, J. S. (2019). The flux and impact of wastewaterinfrastructure microorganisms on human and ecosystem health. In *Current Opinion in Biotechnology* (Vol. 57, pp. 145–150). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.copbio.2019.03.015

Ortega de Miguel, Enrique. (2010). *Manual para la implantación de sistemas de depuración en pequeñas poblaciones*. Ministerio Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

Paul, E. A., & Clark, F. E. (1989). Soil Microbiology and Biochemistry. *Academic Press, Inc., San Diego, CA, USA.*

Peñacoba-Antona, L., Ramirez-Vargas, C. A., Wardman, C., Carmona- Martinez, A. A., Esteve-Núñez, A., Paredes, D., Brix, H., & Arias, C. A. (2022). Microbial Electrochemically Assisted Treatment Wetlands: Current Flow Density as a Performance Indicator in Real-Scale Systems in Mediterranean and Northern European Locations. *Frontiers in Microbiology*, *13*. https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.843135

Prado, A., Berenguer, R., & Esteve-Núñez, A. (2019). Electroactive biochar outperforms highly conductive carbon materials for biodegrading pollutants by enhancing microbial extracellular electron transfer. *Carbon*, *146*, 597– 609. https://doi.org/10.1016/j.carbon.2019.02.038

Prado, A., Ramírez-Vargas, C. A., Arias, C. A., & Esteve-Núñez, A. (2020).Novel bioelectrochemical strategies for domesticating the electron flow in constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, *735*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139522

Puig, S., Pous, N., & Colprim, J. (n.d.). *Los sistemas*

bioelectroquímicos (BES) como tratamiento alternativo de nitrógeno de aguas contaminadas.

Ramírez-Moreno, M., Rodenas, P., Aliaguilla, M., Bosch-Jimenez, P., Borràs, E., Zamora, P., Monsalvo, V., Rogalla, F., Ortiz, J. M., & Esteve-Núñez, A. (2019). Comparative Performance of Microbial Desalination Cells Using Air Diffusion and Liquid Cathode Reactions: Study of the Salt Removal and Desalination Efficiency. *Frontiers in Energy Research*, *7*.

Schievano, A., Berenguer, R., Goglio, A., Bocchi, S., Marzorati, S., Rago, L., Louro, R. O., Paquete, C. M., & Esteve-Núñez, A. (2019). Electroactive Biochar for Large-Scale Environmental Applications of Microbial Electrochemistry. In *ACS Sustainable Chemistry and Engineering* (Vol. 7, Issue 22, pp. 18198–18212). American Chemical Society. https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b04229

Scott, D. T., McKnight, D. M., Blunt-Harris, E. L., Kolesar, S. E., & Lovley, D. R.

,. (1998). Quinone moieties act as electron acceptors in the reduction of humic substances by humicsreducing microorganisms. *Environmental Science and Technology, 32: 2984-2989.* .

Smith, V. H. (2003). Eutrophication of Freshwater and Coastal Marine Ecosystems A Global Problem. *Environ Sci & Pollut Res*, *10*(2), 126–139. https://doi.org/10.1065/esor2002.12.142

Solari, D., & Alberto, I. (2004). Evaluación integral de plantas de tratamiento de aguas servidas y alternativas de tratamiento en localidades rurales concentradas. Aplicaciones en las Regiones RM y VII.

Su, X., Chiang, P., Pan, S., Chen, G., Tao, Y., & Wu, G. (2019). Systematic approach to evaluating environmental and ecological technologies for wastewater treatment. *Chemosphere*, 218:778-792.

Sundberg, C., Stendahl, J. S. K., & Tonderski, K. (2007). . Overland flow systems for treatment of landfill leachates—potential nitrification and structure of the ammonia-oxidizing bacterial community during a growing season. *Soil Biol. Biochem*, *39*, 127–138.

Sundblad, K., & Wittgren, H. B. (1991). Wastewater nutrient removal and recovery in an infiltration wetland. *Ecological Engineering for Wastewater Treatment. Bokskogen, Göteborg, Swede*, 190–198.

Valipour, A., & Ahn, Y. H. (2016). Constructed wetlands as sustainable ecotechnologies in decentralization practices: a review. *EnvironmentalScience and Pollution Research*, *23*(1),180–197.

Venkata Mohan, S., Mohanakrishna, G., & Sarma, P. N. (2010). Composite vegetable waste as renewable resource for bioelectricity generation through non-catalyzed open-air cathode microbial fuel cell. *Bioresource Technology*,*101*(3),970–976. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.09.005

Venkata Mohan, S., Velvizhi, G., Vamshi Krishna, K., & Lenin Babu, M. (2014). Microbial catalyzed electrochemical systems: A bio-factory with multi-facet applications. In *Bioresource Technology* (Vol. 165, Issue C, pp. 355–364). Elsevier Ltd.

Vilajeliu-Pons, A., Koch, C., Balaguer, M. D., Colprim, J., Harnisch, F., & Puig,

S. (2018). Microbial electricity driven anoxic ammonium removal. *Water Research*, *130*, 168–175.

Vymazal, J. ,. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Total Environ.*, *380*, 48–65.

Wang, H., Sheng, L., & Xu, J. (2021). Clogging mechanisms of constructed wetlands: A critical review. In *Journal of Cleaner Production* (Vol. 295). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126455

Wang, S., Lu, A., Dang, S., & Chen, F. (2016). Ammonium nitrogen concentration in the Weihe River, central China during 2005–2015.*Environmental Earth Sciences*, *75*(6).

Webster, G., Embley, T. M., & Prosser, J. I. (2002). Grassland management regimes reduce small-scale heterogeinity and species diversity of - proteobacterial ammonia oxidizer populations. *Appl. Environ. Microbiol*, *68*, 20–30.

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ
Y
UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

MÁSTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

PROYECTO DE FIN DE MÁSTER

DETERMINACIÓN DEL ESTADO DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL EMBALSE DE AS CONCHAS MEDIANTE TÉCNICAS DE TELEDETECCIÓN.

DETERMINATION OF THE WATER QUALITY STATUS OF THE AS CONCHAS RESERVOIR USING REMOTE SENSING TECHNIQUES.

AUTOR:
Jorge Arturo Quirós Fernández

DIRECTOR:
D. Francisco Carreño Conde (Universidad Rey Juan Carlos)

Alcalá de Henares, 6 de junio de 2022

ÍNDICE

RESUMEN. 255
1. INTRODUCCIÓN. 255
2. ZONA DE ESTUDIO. 258
3. METODOLOGÍA. 259
3.1 Instrumentos. 259
3.2 Algoritmo C2RCC. 260
3.3 Obtención de las imágenes. 262
3.4 Tratamiento de las imágenes. 262
3.5 Análisis de las medidas *in situ*. 265
3.6 Elaboración del mapa de ubicación 265
4. RESULTADOS. 265
5. DISCUSIÓN. 266
5.1 Correlación entre los datos obtenidos por el algoritmo C2RCC con información de campo y sin información de campo. 266
5.2 Correlación entre los datos obtenidos en campo y los proporcionados por el algoritmo C2RCC con correcciones. 269
5.3 Variación en la calidad del agua del embalse As Conchas 270
5.4 Distribución de la clorofila y los sólidos suspendidos totales durante el 2021 en el embalse de As Conchas. 274
6. CONCLUSIONES. 277
BIBLIOGRAFÍA. 277
ANEXOS. **¡Error! Marcador no definido.**
Anexo I: Capturas de notas de prensa y titulares de diarios referentes al embalse de As Conchas. ..... **¡Error! Marcador no definido.**
Anexo II: Codificación de las imágenes y datos obtenidos con el algoritmo corregido y datos de campo. ..... **¡Error! Marcador no definido.**
Anexo III: Promedios de clorofila, solidos suspendidos y transparencia del algoritmo sin corregir para el embalse y para cada boya, datos meteorológicos y volumen del embalse. ..... **¡Error! Marcador no definido.**
Anexo IV: Distribución de solidos suspendidos y clorofila durante el 2021. ..... **¡Error! Marcador no definido.**

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Productos generados por el algoritmo C2RCC, definición de cada producto y unidades. 12

Tabla 2. Imágenes recopiladas y fechas de obtención. 16

Tabla 3. Datos generados sin y con datos de campo para ambas boyas 18

Tabla 4. Fecha y código de las imágenes seleccionadas. 33

Tabla 5. Datos de clorofila-a (mg m -3) medidos en campo y aportados por el algoritmo corregido. 34

Tabla 6. Máximos mínimos y promedios de concentración de solidos en suspensión (tsm), concentración de clorofila-a (chl). 35

Tabla 7. Promedios de solidos suspendidos (tsm), clorofila-a (chl) y transparencia (kd_zmax90) para el embalse de As Conchas..... 36

Tabla 8. Información de la estación meteorológica de Entrimo, Ourense 36

Tabla 9. Volúmenes promedio mensuales del embalse de As Conchas 37

Tabla 10. Promedios de transparencia (kd_z90max), concentración de solidos en suspensión (conc_tsm) y concentración de clorofila-a (conc_chl) para ambas boyas.. 37

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de ubicación de la zona de estudio 8

Figura 2. Captura del proceso de selección del algoritmo C2RCC y los parámetros de entrada que contiene 11

Figura 3. Captura del proceso de selección de Resample y Subset 14

Figura 4. Localización de las boyas dentro del embalse 15

Figura 5. Correlación de solidos suspendidos (tsm), clorofila (chl) y transparencia para ambas boyas 19

Figura 6. Correlación de los datos aportados por las boyas y el algoritmo C2RCC 20

Figura 7. Correlación de los datos aportados por ambas boyas y el algoritmo C2RCC 21

Figura 8. Evolución de las concentraciones de clorofila y solidos en suspensión en el embalse de As Conchas durante el 2021 .. 22

Figura 9. Evolución meteorológica y de las condiciones del cuerpo de agua de As Conchas durante el 2021..... 23

Figura 10. Variación de las condiciones del agua durante el 2021 en ambas boyas 24

Figura 11. Concentraciones de tsm (a) y chl (b) 28/02/2021 26

Figura 12. Concentraciones de tsm (a) y chl (b) 19/09/2021. 26

Figura 13. Concentraciones de chl 16/07/2021 26

Figura 14. Concentraciones de tsm 26/10/2021 26

Figura 15. Concentraciones de chl 15/11/2021 27

Figura 16. Concentraciones de tsm 19/05/2021 27

Figura 17. Captura de la nota de prensa de la confederación hidrográfica del Miño-Sil . 32

Figura 18. Captura de los titulares de prensa referentes a los problemas del embalse. Capturas de La voz de Galicia (a), El Español (b) y La Región (c). 32

Figura 19. Concentraciones de tsm (A) y chl (B) 17/01/2021. 38

Figura 20. Concentraciones de tsm (A) y chl (B) 20/03/2021. 38

Figura 21. Concentraciones de tsm (A) y chl (B) 17/04/2021. 38

Figura 22. Concentraciones de chl 19/05/2021. 39

Figura 23. Concentraciones de tsm (A) y chl (B) 23/06/2021. 39

Figura 24. Concentraciones de tsm 16/07/2021. 39

Figura 25. Concentraciones de tsm (A) y chl (B) 20/08/2021. 40

Figura 26. Concentraciones de chl 26/10/2021. 40

Figura 27. Concentraciones de tsm 15/11/2021. 40

Figura 28. Concentraciones de tsm (A) y chl (B) 18/12/2021. 41

TABLA DE ABREVIATURAS

C2RCC: Case 2 Regional Coast Colour.

C2RX: Case-2 Extreme Cases.

CDOM: Materia orgánica disuelta coloreada.

CHL: Clorofila-a.

ESA: Agencia Espacial Europea.

IOP: Inherent Optical Properties (Propiedades Ópticas Inherentes).

MERIS: Medium Resolution Imaging Spectrometer.

MODIS: Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer.

MSI: Multiespectral Instrument (Instrumento multispectral).

NASA: Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio.

OLI: Operational Land Imager (generador de imágenes terrestres operacionales).

PSU: Unidades prácticas de salinidad.

SNAP: Plataforma de Aplicación Sentinel.

TSM: Total Suspended Matter (Materia Total Suspendida).

RESUMEN

El incremento en la demanda de los recursos hídricos hace que la vigilancia de estos sea fundamental. Frente a los análisis *in situ*, la teledetección permite realizar mediciones de forma remota, facilitando las labores de control y seguimiento. Esto ha incrementado su uso, sin embargo, es necesario establecer correcciones debido a que las mediciones no siempre se ajustan a los valores reales.

Con el fin de establecer el grado de ajuste de las mediciones y analizar el estado del embalse de As Conchas, Galicia, se recopilaron 39 imágenes a lo largo del 2021 que se complementaron con datos de campo aportados por dos boyas del proyecto cianoMOD. Las imágenes fueron obtenidas del satélite *Sentinel*-2, perteneciente a *Copernicus*. Para determinar el estado del embalse se empleó el algoritmo C2RCC, sin y con correcciones aportadas por la información de campo, para obtener datos de clorofila-a, solidos suspendidos totales y transparencia.

Los resultados indican una alta correlación cuando se comparan datos del algoritmo con y sin corrección, siendo el valor de la transparencia el que mejor ajuste presenta. Sin embargo, el modelo no se ajusta al comparar los datos corregidos del algoritmo para clorofila-a, con los obtenidos por las boyas. Comparando los valores de cada boya, la boya_playa presenta, en todos los casos, mejores ajustes que la boya_presa.

Las imágenes también indican fuertes variabilidades en las concentraciones de clorofila y solidos suspendidos, presentando concentraciones más elevadas en el segundo semestre del año y distribuciones desiguales a lo largo del embalse. La transparencia aumenta en los meses de menor concentración de clorofila y solidos suspendidos.

Si bien las imágenes permiten hacer una valoración de cómo evoluciona el embalse, el modelo requiere de mejores ajustes para proporcionar datos más cercanos a la realidad.

1. INTRODUCCIÓN

El uso de los recursos hídricos ha sido fundamental para el desarrollo de la civilización humana. La mejora en las técnicas y el uso de nuevas tecnologías ha permitido realizar una mejor gestión de este escaso recurso con el paso de los años. En los últimos tiempos la importancia de estos recursos se ha incrementado, debido al crecimiento de la población y al uso de estos en multitud de campos como la industria, la ganadería, la agricultura, la generación de electricidad, etc. (ONU, 2003). Este aumento de la demanda supone un mayor riesgo para las masas de agua debido a que, tienen una mayor probabilidad de verse afectada por las diferentes presiones a las

que son sometidas, por tanto, se hace necesario realizar controles de calidad sobre los cuerpos de agua para determinar si se están ocasionado alteraciones en sus propiedades. La forma habitual de proceder consiste en realizar mediciones directas, medición y transporte de muestras para ser analizadas en laboratorio o a través de la construcción de infraestructuras de medición. Todos estos métodos son muy útiles, pero no siempre son viables debido a los costos de desplazar personal, equipos e insumos hasta los puntos de medición, la accesibilidad de las zonas a estudiar, etc. A pesar de lo laborioso que resulta, es un método muy útil ya que ofrece datos muy precisos, sin embargo, esta metodología no permite identificar con suficiente rapidez las variaciones de la calidad del agua, lo cual dificulta el poder realizar un seguimiento de forma continua (Gholizadeh et al., 2016).

Una metodología complementaria puede ser el empleo de técnicas de teledetección para determinar el estado de la calidad de agua de las diferentes masas de agua. La teledetección consiste en la observación a distancia de los objetos, sin estar en contacto directo con ellos (Di Bella et al., 2008). La interacción electromagnética entre el terreno y el sensor genera una serie de datos que son procesados posteriormente para obtener información interpretable (Ministerio de Transportes Movilidad y Agenda Urbana [Mitma], s.f.). La utilización de sensores aéreos y satelitales se viene empelando desde 1970 permitiendo examinar multitud parámetros para estimar la calidad del agua (Topp et al., 2020). Estas facilidades para obtener información de forma remota, unidas a la accesibilidad de los datos recopilados, gracias a programas como *Landsat* (operado de forma conjunta entre la NASA y el servicio geológico de Estados Unidos) o *Copernicus*, de la Agencia Espacial Europea, han permitido que la aplicación de estas herramientas lleguen a un sector más amplio de la población permitiendo que su uso se extienda en ámbitos tan diversos como la ordenación del territorio, la agricultura o la cartografía.

El programa *Copernicus* se centra en la observación terrestre a través de la información recopilada tanto con mediciones *in situ* como a través de los datos aportado por el grupo de 6 satélites *Sentinel*. Cada uno de ellos tiene una función específica con el objetivo de proporcionar información detallada para los seis ejes principales del programa *Copernicus*: Vigilancia atmosférica, vigilancia medioambiental marina, vigilancia terrestre, cambio climático, gestión de emergencias y seguridad (Union Europea, 2015).

El seguimiento y control de la calidad de las aguas continentales queda englobado dentro de estos ejes. Satélites como los *Sentinel-2* se utilizan para llevar a cabo estas tareas. La generación de información de forma prácticamente continua cobra aún más importancia, si el seguimiento se realiza sobre masa de agua que son susceptibles de ser

utilizadas para abastecimiento como pueden ser lagos o embalses. En España cerca de un 50% del agua embalsada de la que se dispone de información, presenta episodios de eutrofización (Ministerio de Medio Ambiente, 2006) por lo que la detección de posibles focos de contaminación, natural o antrópica es fundamental para garantizar la seguridad de las actividades en las que se vaya a emplear este recurso. Aunque este proceso se origina de forma natural, pasando una masa de agua de estado oligotrófico a eutrófico (Bayly & Williams, 1973), las actividades humanas contribuyen a incrementar la velocidad del proceso. Una de las formas de detectar estos episodios es mediante la medición de los productores primarios, debido a que el aumento de los nutrientes contribuye a un crecimiento de estos. Los sensores instalados en los satélites permiten registrar la interacción de estos microorganismos (algas y bacterias) con la radiación solar que incide en el agua, haciendo que esta se vea modificada (Ruiz-Verdú et al., 2003). Habitualmente los parámetros que se registran mediante teledetección son (Serrano et al., 1997):

- Clorofila-a: Los organismos con capacidad para realizar la fotosíntesis contienen clorofila-a (Gholizadeh et al., 2016), por eso se utiliza como un indicador ya que permite detectar la presencia de productores primarios debido a que las algas y las cianobacterias la producen durante la fotosíntesis (OMS, 2011).
- Solidos en suspensión: La presencia de partículas ocasiona la perdida de claridad del agua (OMS, 2011). El control de este parámetro es importante ya que al afectar a la cantidad de luz que es capaz de entrar en el agua, influye directamente en el crecimiento de productores primarios (Gholizadeh et al., 2016).
- Temperatura de la superficie del agua: La temperatura a la que se encuentra la masa de agua es fundamental para los procesos físicos y bioquímicos. Unos valores elevados de temperatura disminuyen la solubilidad del oxígeno reduciendo su disponibilidad y afectando a la vida acuática. También se emplea para analizar los cambios estacionales, así como para analizar la interacción de contaminantes en la columna de agua (Gholizadeh et al., 2016).
- Transparencia medida con el disco de Secchi: Debido a su simplicidad, este método se utiliza actualmente para medir la transparencia del agua. La clorofila-a, la materia orgánica disuelta coloreada y la materia total suspendida son los principales componentes ópticos que influyen en la medida de la profundidad de la claridad (Alikas & Kratzer, 2017). La profundidad del disco de Secchi disminuye a medida que la concentración de solidos totales suspendidos aumenta (Gholizadeh et al., 2016).

Una vez que se obtienen los datos, es necesario comprobar que los resultados generados se ajustan a la realidad. Para ello se suelen realizar medias en campo que luego se comparan con las obtenidas por satélite con el fin de determinar el grado de correlación entre los datos. En función

del instrumento utilizado para adquirir los datos, se obtiene una ecuación que sirve específicamente para ese caso. Esto hace que para cada masa de agua deban realizarse ajustes e incluso dentro de un mismo punto de estudio, en función de la época del año pueden existir suficientes variaciones que requieran de nuevos ajustes.

El objetivo de este trabajo consiste en determinar si los resultados de calidad de agua obtenidos del embalse de As Conchas (Galicia) mediante teledetección, difieren sustancialmente de los obtenidos *in situ* por las boyas instaladas. Para ello se utilizarán imágenes proporcionadas por la misión *Sentinel-2* y se aplicará el algoritmo C2RCC. Las imágenes y datos recopilados también servirán para analizar la evolución de la masa de agua a lo largo del año y determinar cómo se relacionan los diferentes parámetros registrados mediante teledetección (clorofila-a, solidos en suspensión y transparencia del agua).

2. ZONA DE ESTUDIO

El punto seleccionado es el Embalse Las Conchas o As Conchas, se localiza entre los municipios de Lobeira, Bande y Muiños, Comarca de Baixa Limia, en la Provincia de Ourense y pertenece a la cuenca hidrográfica Miño-Sil. La población en esta comarca es de menos de 10.000 personas según la información obtenida del Instituto Galego de Estatistica para el año 2021. Alrededor de la masa de agua se localizan pequeñas poblaciones, entré las que destacan O Outeiro, Mugueimes, O Rañadoiro, Os Baños, Fradalvite Santa Comba y Muiños. En las proximidades de este embalse se localizan otros dos (Lindoso y Salas) cuyos usos se destinan a producción eléctrica (Figura 1).

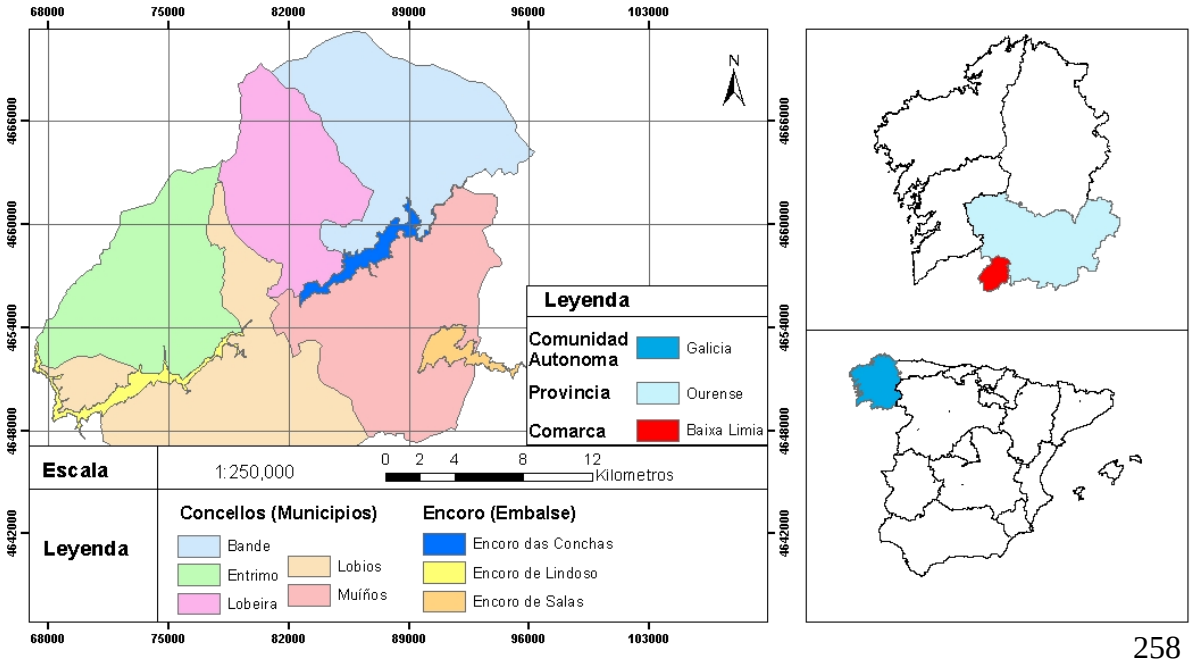


Figura 1. Mapa de ubicación de la zona de estudio. Capas obtenidas de Sergas.

El embalse de As conchas se construyó en 1949 y es una presa de gravedad (SEPREM, s.f.). Con una capacidad de 78 Hm^3 y una superficie del embalse de 645 ha, el embalse de As Conchas utiliza las aguas del rio Limia para la producción hidroeléctrica (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentacion/Ministerio para la Transicion Ecologica y el Reto Demografico, 2022). Aunque la economía de la zona se basa principalmente en actividades tradicionales, existen nuevas oportunidades, a través de la preservación de espacios naturales como en el caso de la ampliación del Parque Nacional portugués de Peneda-Xeres hacia el lado gallego (Xunta de Galicia, s.f.). Otro ejemplo de esa diversificación es que, en la actualidad, las aguas de este embalse también se utilizan con fines recreativos como la navegación el baño o la pesca (Embalses.net, 2022).

Sin embargo, en esta zona son habituales las incidencias debido al crecimiento algas y de cianobacterias lo que ha obligado a prohibir el uso de estas aguas con fines recreativos. Esto es debido a que, aparte del olor o la coloración que puede adquirir el agua, algunas especies de cianobacterias pueden afectar a la salud ya que producen toxinas (OMS, 2011). Desde el 2012 se presentan problemas recurrentes haciendo necesario llevar acciones con el fin prevenir su crecimiento (Anexo I).

La Confederación Hidrográfica del Miño-Sil en el año 2013 desarrolla el "Proyecto mejora de la calidad de las aguas y recuperación ambiental del entorno del embalse de As Conchas TT.MM. Bande y Muiños". Entre las acciones llevadas a cabo destacan la colocación de islas vegetales flotantes o la aplicación de sistemas de ultrasonidos (Confederación Hidrográfica del Miño-Sil, 2013), no obstante, estas incidencias han continuado en la zona, a pesar de las acciones correctivas, pudiendo encontrar ejemplos de la persistencia de este problema el año pasado según diversos medios como La Voz de Galicia, El Español o La Región (Anexo I).

3. METODOLOGÍA

Una vez definida la zona de estudio se procede a obtener y procesar las imágenes necesarias por poder analizar las variaciones en la masa de agua a lo largo del tiempo seleccionado.

3.1 Instrumentos

La misión *Sentinel-2* consta de dos satélites, Sentinel-2A y Sentinel-2B, que fueron lanzados en 2015 y 2017 respectivamente. Ambos satélites tienen una órbita heliosíncrona con una altitud media de 780 km y una resolución temporal de 10 días cada uno, si se combinan puede reducirse hasta los 5 días (Ministerio de Transportes, Movilidad y Agenda Urbana [Mitma], 2018). Los satélites disponen del sensor MSI que está conformado por 13 bandas desde el espectro visible e infrarrojo cercano

(VNIR) al infrarrojo de onda corta (SWIR) con resoluciones espaciales diferentes (ESA, 2015):

- Resolución a 10 metros: Bandas 2, 3, 4 y 8.
- Resolución a 20 metros: Bandas 5, 6, 7, 8a, 11 y 12.
- Resolución a 60 metros: Bandas 1, 9 y 10.

Las imágenes obtenidas tienen diferentes niveles de procesamiento según las necesidades específicas. Los niveles de procesamiento disponibles para el usuario son (ESA, s.f.)

- Nivel 1C: ofrece imágenes con valores de reflectancia aparente en el techo de la atmosfera.
- Nivel 2A: ofrece imágenes con correcciones atmosféricas que genera imágenes con niveles digitales expresados en valores de reflectancia reales a nivel de superficie.

3.2 Algoritmo C2RCC.

Para realizar el análisis de las imágenes obtenidas se empleará esta herramienta que proporciona SNAP. El algoritmo C2RCC procesa datos a partir de diferentes instrumentos satelitales (OLI, MERIS, MODIS, SeaWiFS, MSI y OLCI) (Brockmann et al., 2016) lo que le permite disponer de una gran base de datos sobre reflectancias de salida de agua simuladas y radiancias relacionadas en la parte superior de la atmósfera (Brockmann et al., 2016). Para procesar la información se emplean redes neuronales entrenadas para realizar la inversión del espectro para la corrección atmosférica (NASA, s.f.). Es necesario llevar a cabo estas correcciones cuando se realizan estudios de calidad de agua mediante teledetección, debido a la baja reflectividad del agua (Brockmann et al., 2016). Al aplicar estos procesos se obtienen productos en SNAP entre los que se encuentran los coeficientes de absorción para diferentes constituyentes, las reflectividades para cada banda e incluso las incertidumbres (Radin, 2020). En este caso de estudio se trabaja en aguas pertenecientes a un embalse y aunque este algoritmo se utiliza para aguas con poca turbidez como las marinas, el C2RCC ha sido adaptado a Sentinel-2 (Radin, 2020).

A parte de ser aplicable en múltiples sensores satelitales, el algoritmo permite ajustar parámetros auxiliares. El usuario puede adaptar las propiedades ópticas inherentes específicas y los parámetros del cuerpo de agua local (Kyryliuk & Kratzer, 2019). Para los constituyentes de las propiedades ópticas inherentes (IOP) del cuerpo de agua, el modelo emplea cinco componentes (apig, ad, ag, bp y bw) para la dispersión y absorción, debido a la amplia que cantidad de IOPs en las aguas naturales. (Brockmann et al., 2016):

- Absorción de pigmentos del fitoplancton: se utiliza el componente a_{pig}.
- Absorción de materia orgánica: se emplean los componentes para el detritus, a_{det}, y para la materia amarilla o gelbstoff, a_{gelb}.
- Dispersión de partículas: utiliza un componente que representa a los sedimentos calcáreos, dispersor blanco

(b_{whit}) y dispersor típico de sedimentos (b_{tsm}).

Todos los componentes se definen con una longitud de onda de 443 nm y para convertirlos a concentraciones de productos en el agua, se utilizan factores de conversión que dan como resultados productos como Chl-a (clorofila) o TSM (materia total suspendida). Entre las 29

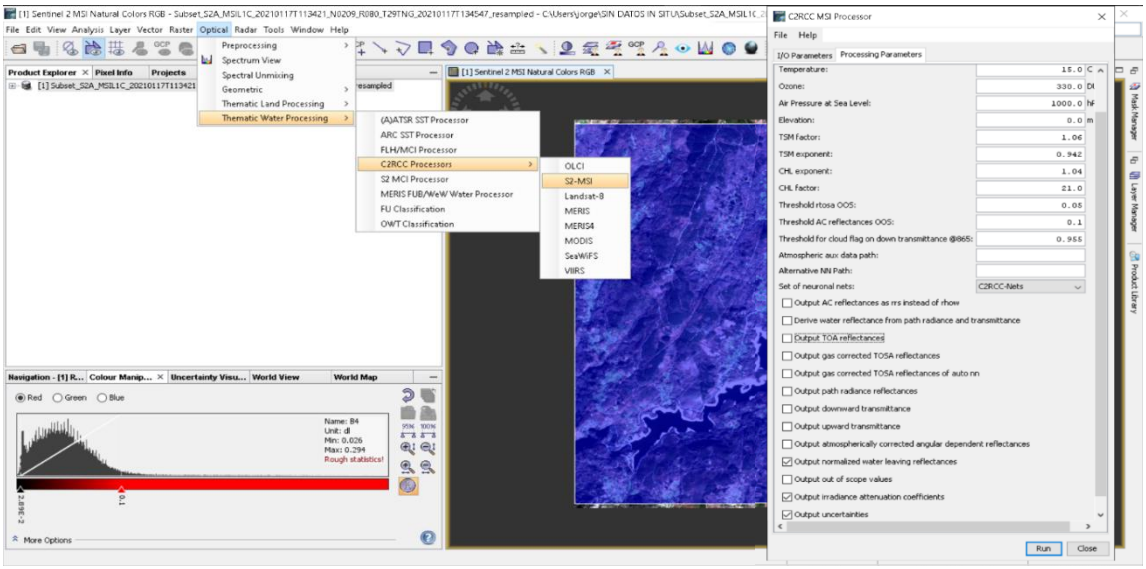


Figura 2. Captura del proceso de selección del algoritmo C2RCC y los parámetros de entrada que contiene.

Variables de procesamiento que el algoritmo ofrece (Figura 2), destacaremos algunas de las utilizadas en este estudio (NASA, s.f.):

- Expresión de píxel valido: Esta expresión aritmética define los pixeles que son válidos para el procesamiento.
- Salinidad: se mide en PSU que equivale a gramos por litro de sal y corresponde al valor de salinidad del agua.
- Temperatura: se mide en grados Celsius (°C) e indica el valor de la temperatura del agua.
- Elevación: se mide en metros e indica la altura a la que se encuentra la zona seleccionada.
- Factor TSM bpart: es la conversión del factor bpart mediante la siguiente expresión: TSM = bpart * TSMfakBpart + bwit * TSMfakBwit.
- Factor TSM bwit: es la conversión del factor bwit mediante la siguiente expresión: TSM = bpart * TSMfakBpart + bwit * TSMfakBwit.
- Exponente CHL: es el exponente de cloroflia y se calcula a partir de la siguiente expresión: CHL = iop-apig^CHLexp * CHLfak.
- Factor CHL: factor de clorofila obtenido a partir de la expresión: CHL = iop-apig^CHLexp * CHLfak.

Aunque el algoritmo ofrece múltiples resultados (Tabla 1), para este caso emplearemos los productos generados para la clorofila

(conc_chl), solidos en suspensión (conc_tsm) y transparencia del agua (kd_z90max).

Tabla 1. Productos generados por el algoritmo C2RCC, definición de cada producto y unidades (Kyryliuk & Kratzer, 2019).

Output L2 Products Generated by C2RCC		
Product Name	**Description**	**Unit**
Rtoa 400–1020 nm	Top-of-atmosphere reflectance	
***Rrs* 400–1020 nm**	Atmospherically corrected angular dependent remote sensing reflectances	sr^{-1}
Rhow 400–1020 nm	Atmospherically corrected angular dependent water-leaving reflectances, Rhow = $Rrs \times \pi$	
	Diffuse attenuation coefficicent	
***kd*489**	Irradiance attenuation coefficient at 489 nm	m^{-1}
*kd*min	Mean irradiance attenuation coefficient at the three bands with minimum *kd*	m^{-1}
kd_z90max	Depth of the water column from which 90% of the water-leaving irradiance comes from (1/*kdmin*)	m
	Inherent optical properties	
iop_apig	Absorption coefficient of phytoplankton pigments at 443 nm	m^{-1}
iop_adet	Absorption coefficient of detritus at 443 nm	m^{-1}
iop_agelb	Absorption coefficient of Gelbstoff at 443 nm	m^{-1}
iop_bpart	Scattering coefficient of marine particles at 443 nm	m^{-1}
iop_bwit	Scattering coefficient of white particles at 443 nm	m^{-1}
iop_adg	Detritus + gelbstoff absorption at 443 nm (iop_adet + iop_agelb)	m^{-1}
iop_atot	phytoplankton + detritus + gelbstoff absorption at 443 nm (iop_apig + iop_adet + iop_agelb)	m^{-1}
iop_btot	total particle scattering at 443 nm (iop_bpart + iop_bwit)	m^{-1}
	Concentrations (conc)	
conc_tsm	Total suspended matter dry weight concentration (iop_bpart × 0.986 + iop_bwit × 1.72)	gm^{-3}
conc_chl	Chlorophyll concentration (pow (iop_apig, 1.04) × 21.0)	μgL^{-1}
	User-defined	
SD	Secchi depth = 2.39 × ($kd489^{-0.86}$) [24]	m
Turb1	Turbidity = 0.99 × iop_b_{part} + 0.24	FNU
Turb2	Turbidity = exp ((0.82 × ln (iop_b_{part}) + 0.14)	FNU

La recopilación de las imágenes necesarias para realizar el estudio se obtiene a través de la página web Copernicus Open Access Hub (https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home). En este portal se pueden elegir tanto la misiones *Sentinel*, se dispone de las *Sentinel* 1, 2 y 3, como el tipo de producto, el numero relativo de orbita o la cobertura nubosa. Para el estudio que se va a llevar a cabo se utilizaran las siguientes especificaciones:

- Fecha: 01/01/2021-31/12/2021.
- Misión: Sentinel-2.
- Tratamiento de la imagen: Level 1C.
- cobertura de nubes: ≤50% de la imagen.

sobre la zona de estudio deben descartarse, ya que no serán útiles para analizar las características de la masa de agua. Una vez disponemos de las imágenes, se descargan y se registran sus metadatos para tener un registro de las características de cada archivo. Los documentos descargados lo hacen en formato de archivo comprimido (.zip).

3.4 Tratamiento de las imágenes.

A través de la herramienta SNAP se procesarán las imágenes seleccionadas previamente siguiendo los siguientes pasos:

a) Delimitación de la zona

En la imagen seleccionada se utilizan las opciones para visualizar en color natural y en infrarrojo para verificar en detalle que la zona se encuentra despejada. Una vez disponemos de ambas imágenes se utilizamos la opción *Graph Builder* para delimitar la zona de trabajo agregando las siguientes especificaciones (Figura 3):

- Resample: en esta ventana se define el tamaño de resampleo del producto. Se trabajará con la banda 2 que ofrece una resolución de 10 m por píxel.
- Subset: se utiliza para delimitar la zona de interés. Se especificarán las coordenadas geográficas para obtener mayor precisión. Para ello se creará un polígono sobre la zona de estudio que indicara las coordenadas del área en la que se va a trabajar.

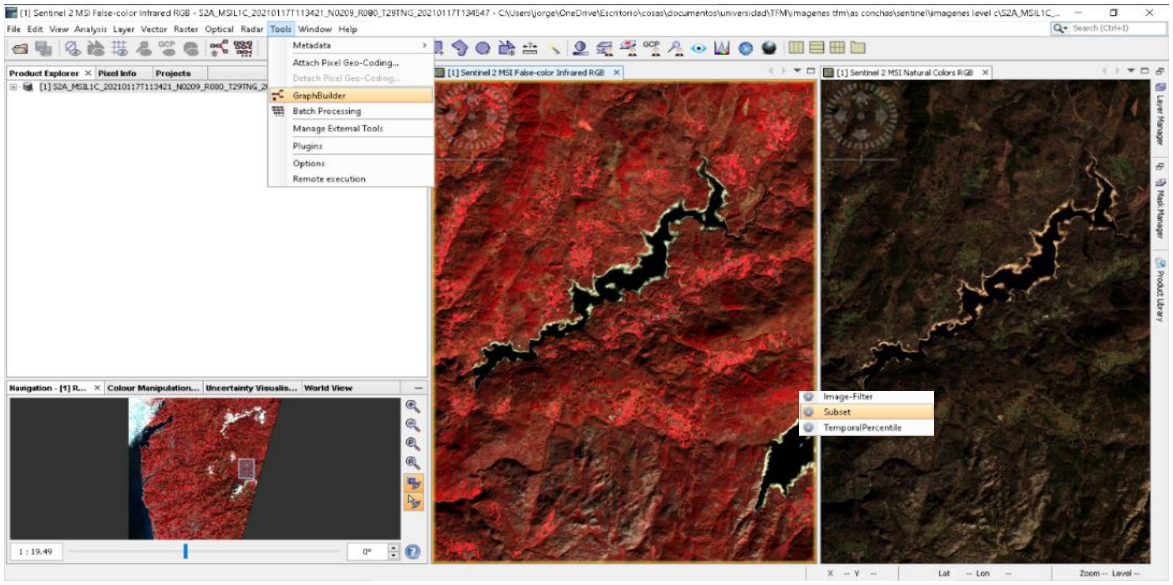


Figura 3. Captura del proceso de selección de Resample y Subset.

b) Aplicación del algoritmo C2RCC

La imagen generada solo mostrara el área de interés previamente delimitada. Para determinar las concentraciones de clorofila, solidos disueltos y transparencia, se utiliza el algoritmo C2RCC. Esta opción ofrece una pestaña en los que aparecen recogidos parámetros establecidos por defecto por el algoritmo como la salinidad, temperatura, elevación o presión del aire entre otros. En nuestro caso realizaremos un primer análisis con los datos ofrecidos por defecto por el programa para salinidad y temperatura y posteriormente con las correcciones obtenidas a partir de los datos de campo. Únicamente el valor de la elevación si se modificara y para ambos procesos se utilizará la elevación real del embalse (550 m).

c) Localización de las boyas.

En la zona de estudio se dispone también de información recogida por dos boyas colocadas en diferentes puntos del embalse del proyecto CianoMOD de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico y el proyecto CIANOALERT que es financiado por el Ministerio de Economía, industria y Competitividad y cofinanciado por la Unión Europea FEDER (Figura 4). Para poder ubica[illegible] la capa con la de SNAP[illegible]as en SNAP.

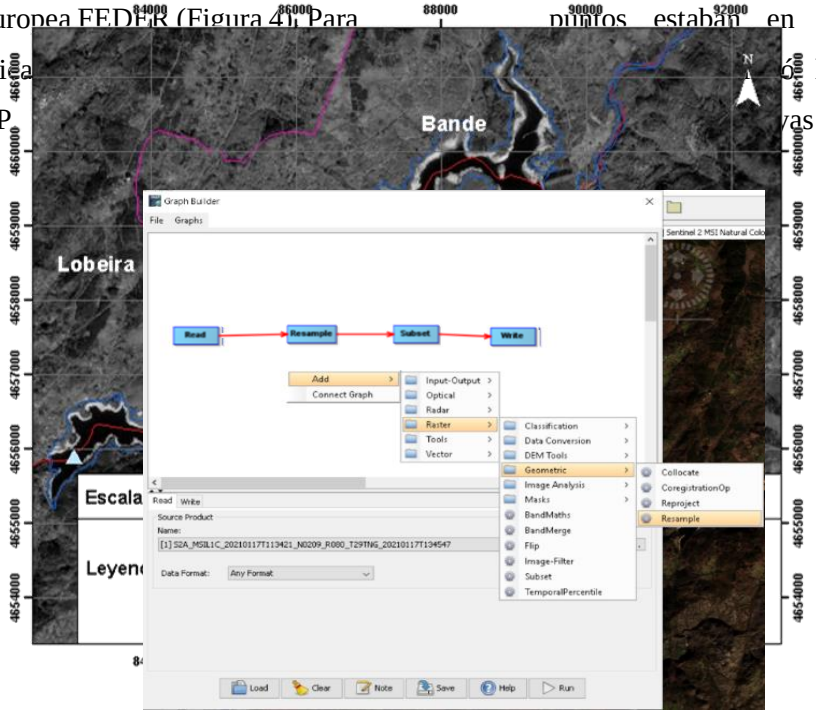


Figura 4. Localización de las boyas dentro del embalse. Boya_playa: 41°58'00,7"N; 7°59'15,8"W. Boya_presa: 41°56'41,3"N; 8°01'50,7"W.

d) Extracción de información de las boyas.

Una vez cargada la ubicación de ambas boyas se selecciona sobre el píxel en el que se encuentran y se extraen los valores de clorofila, solidos disueltos totales y transparencia del agua.

La información de los valores de clorofila, solidos disueltos totales y transparencia del agua generados para cada imagen, se anotan para

después compararlo al introducir los datos de las mediciones realizadas in situ por las boyas.

Para procesar las imágenes con los datos *in situ* se sigue el mismo procedimiento anterior. En primer lugar, delimitaremos la zona de estudio para posteriormente aplicar el algoritmo C2RCC utilizando los datos proporcionados por las boyas de salinidad y temperatura. Una vez obtenidas las imágenes se procede a repetir el proceso de extracción de la información de las boyas.

3.5 Análisis de las medidas *in situ*.

Los datos proporcionados por las boyas indican valores de: pH, temperatura, conductividad y clorofila. Los parámetros necesarios para aplicarlos en el algoritmo son la temperatura y la salinidad.

a) Cálculo de la salinidad

Si bien los datos de temperatura están en grados centígrados y pueden aplicarse directamente en el algoritmo para la salinidad debe calcularse a través de la conductividad, debido a que es la información facilitada. La conductividad es una expresión numérica de la capacidad de una solución para conducir una corriente eléctrica (APHA, AWWA, & WPCF, 1992). La presencia de sales disueltas en el agua se puede deber a las características del terreno por el que circula el curso de agua o a la presencia de aguas residuales (Pascual Anderson, 1982). Para realizar la conversión el valor de conductividad debe estar en mS/cm. El valor se multiplica por un factor correspondiente entre 0,6 y 0,7 y esto nos da el valor de la salinidad en mg/l (Experimientos científicos, 2017). En un primer análisis se realizaron los cálculos considerando que las unidades estaban en S/cm, ya que no se indicaba la unidad. Sin embargo, los valores obtenidos eran demasiado elevados teniendo en cuenta que la zona corresponde a un embalse y, por tanto, aunque el agua tiene cierta concentración de sales, estas no son tan elevadas a las que encontraríamos en el agua de mar.

3.6 Elaboración del mapa de ubicación

A través del portal del Servizo Galego de Saúde, dependiente de la Xunta de Galicia, se accedió al aparato de GIS: Cartografía de Galicia en formato vectorial shp para sistemas de información geográfica. De ese portal se utilizaron las capas de: encoros (embalses), Concellos, Comarcas y Provincias.

4. RESULTADOS.

Se recopilaron un total de 39 escenas entre el 01/01/2021 al 31/12/2021 (Tabla 2), de las

cuales únicamente 8, las resaltadas en negrita, disponían de datos proporcionados por las dos boyas instaladas en el embalse.

Tabla 2. Imágenes recopiladas y fechas de obtención.

Imagen	Fecha	Imagen	Fecha
1	**2021-01-12T11:33:39.024Z**	20	2021-08-10T11:33:19.024Z
2	**2021-01-17T11:34:21.024Z**	21	2021-08-15T11:33:21.024Z
3	**2021-02-28T11:21:09.024Z**	22	2021-08-17T11:21:19.025Z
4	2021-03-15T11:21:11.024Z	23	2021-08-20T11:33:19.024Z
5	**2021-03-20T11:21:09.024Z**	24	2021-08-22T11:21:21.024Z
6	2021-03-23T11:33:19.024Z	25	2021-09-19T11:33:19.024Z
7	**2021-03-28T11:33:21.024Z**	26	2021-09-21T11:21:21.024Z
Imagen	**Fecha**	**Imagen**	**Fecha**
8	**2021-04-04T11:21:11.024Z**	27	2021-10-06T11:21:19.024Z
9	**2021-04-17T11:33:11.024Z**	28	2021-10-19T11:33:19.024Z
10	**2021-05-04T11:21:11.025Z**	29	2021-10-26T11:21:19.025Z
11	2021-05-19T11:21:19.024Z	30	2021-11-05T11:21:49.024Z
12	2021-05-29T11:21:19.024Z	31	2021-11-10T11:23:11.024Z
13	2021-06-06T11:33:21.024Z	32	2021-11-13T11:33:31.024Z
14	2021-06-08T11:21:19.024Z	33	2021-11-15T11:22:39.024Z
15	2021-06-11T11:33:19.024Z	34	2021-11-20T11:23:51.024Z
16	2021-06-23T11:21:21.024Z	35	2021-11-30T11:24:31.024Z
17	2021-07-08T11:21:19.024Z	36	2021-12-13T11:35:01.024Z
18	2021-07-11T11:33:19.024Z	37	2021-12-15T11:23:59.024Z
19	2021-07-16T11:33:21.024Z	38	2021-12-18T11:33:59.024Z
		39	2021-12-30T11:25:01.024Z

A partir de los datos obtenidos se realizó una comparación entre los valores aportados por el algoritmo C2RCC sin correcciones y con las correcciones aportadas por los datos de campo. Posteriormente se compararon los valores del algoritmo con correcciones y los datos obtenidos por las boyas. Adicionalmente se realizará un análisis en las variaciones de la calidad del agua tanto del embalse como de las zonas en las que se encontraban las boyas, a partir de la información proporcionada por las imágenes. Las tablas con los valores obtenidos se encuentran en el anexo II y III.

5. DISCUSIÓN.

5.1 Correlación entre los datos obtenidos por el algoritmo C2RCC con información de campo y sin información de campo.

A partir de las imágenes con información de las boyas se hizo un primer análisis con la utilización del algoritmo C2RCC para obtener datos de clorofila, solidos en suspensión y transparencia. Se hizo un primer registro utilizando los valores que establece por defecto el programa: temperatura 15 °C y salinidad 35 PSU. Solo se hizo el ajuste de la elevación que por defecto está a 0 m y en el embalse de As Conchas la elevación es de 550 m. Una vez se obtuvieron datos de campo proporcionados por las boyas se realizaron los ajustes en los parámetros que proporciona el algoritmo C2RCC. Junto a los datos ya conocidos de elevación del embalse, se añadieron los valores de salinidad y temperatura, realizando un promedio debido a que son dos puntos, para cada una de las ocho imágenes disponibles obteniendo los siguientes valores para materia total en suspensión (tsm), clorofila a (chl) y transparencia (kd_z90max) (Tabla 3):

Tabla 3. Datos generados con el algoritmo sin y con correcciones para ambas boyas. Conc_tsm (gm^{-3}), conc-chl ($mg\ m^{-3}$) y Kd_z90max (m).

Boya	C2RCC	Parámetros	imágenes							
			1	**2**	**3**	**5**	**7**	**8**	**9**	**10**
Playa	sin corrección	**conc_tsm**	2.07	2.46	8.80	4.64	0.64	0.12	0.30	0.13
		conc_chl	18.40	11.18	6.49	7.79	24.33	1.02	4.08	0.22
		kd_z90max	1.09	0.84	0.77	0.83	1.43	7.56	4.37	25.80
	con corrección	**conc_tsm**	1.68	2.02	8.10	4.55	0.58	0.16	0.27	0.14
		conc_chl	17.96	9.80	3.99	5.61	25.31	1.25	4.66	0.19
		kd_z90max	1.16	0.92	0.82	0.86	1.49	7.86	4.55	27.55
Presa	sin corrección	**conc_tsm**	5.13	1.17	4.77	1.11	0.56	0.04	0.34	0.13
		conc_chl	13.09	14.85	3.25	7.54	7.41	0.24	3.74	0.19
		kd_z90max	0.85	0.96	1.09	2.93	2.31	22.02	3.62	26.18
	con corrección	**conc_tsm**	4.76	1.02	3.96	1.20	0.51	0.07	0.34	0.14
		conc_chl	8.97	15.07	2.43	7.95	7.88	0.25	4.58	0.16
		kd_z90max	0.92	1.00	1.12	2.77	2.46	24.80	3.70	28.03

Conociendo los valores con y sin información de campo se realizó una primera correlación para cada una de las variables en cada boya (Figura 5) mediante una regresión lineal. Para ello se empleará el método de correlación lineal de Perason. Este método se utiliza para variables cuantitativas y mide el grado de variación de diferentes variables relacionadas linealmente (Camacho, 2015). Mediante un diagrama de dispersión se graficará la relación entre ambas variables cuantitativas. (Fallas, 2012).

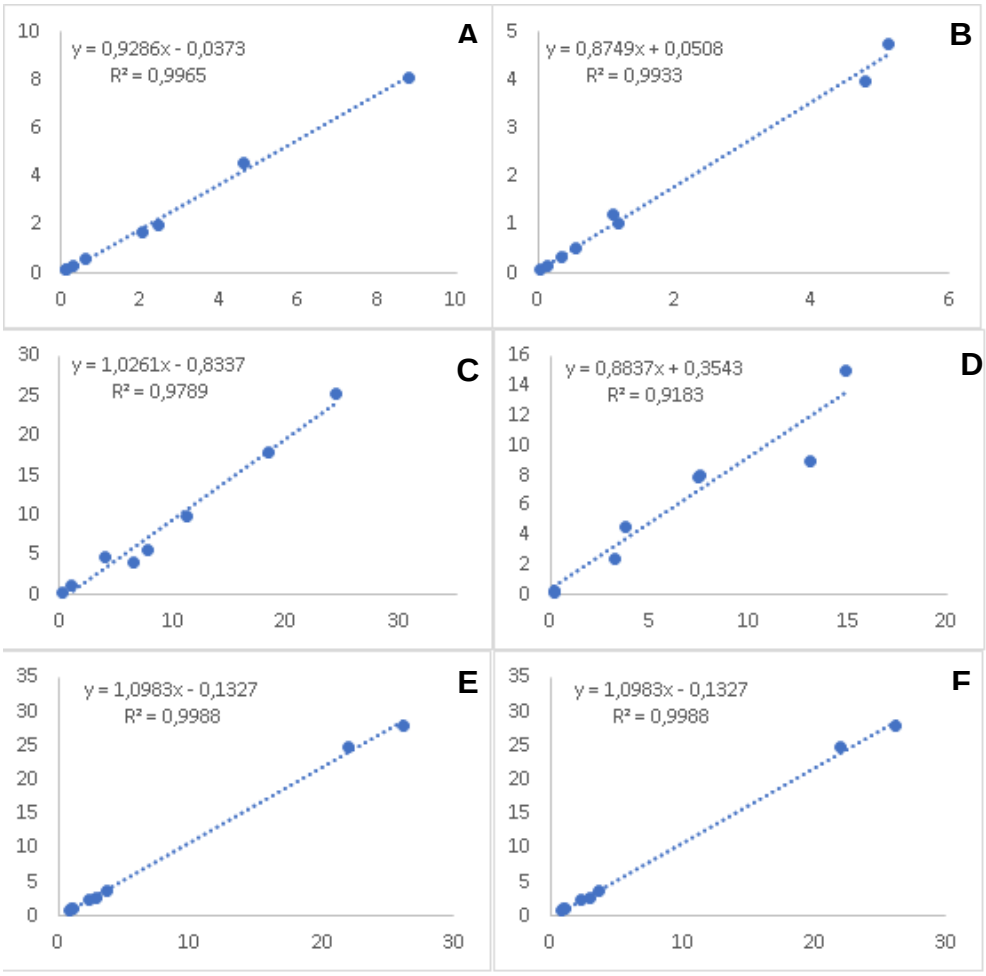


Figura 5. Correlación de solidos suspendidos (tsm), clorofila (chl) y transparencia para ambas boyas. A: boya_playa Eje x: valor esperado de tsm. Eje y: valor observado tsm. B: boya_presa. Eje x: valor

esperado de tsm. Eje y: valor observado tsm. C: boya_playa. Eje x: valor esperado de chl. Eje y: valor observado chl. D: boya_presa. Eje x: valor esperado de chl. Eje y: valor observado chl. E: boya_playa. Eje x: valor esperado de transparencia. Eje y: valor observado transparencia. F: boya_presa. Eje x: valor esperado de transparencia. Eje y: valor observado transparencia.

La figura muestra, que las correlaciones lineales realizadas entre los datos observados frente a los esperados son elevadas. Los valores de R^2 se encuentran cercanos a 1, indicando que cuanto más se aproximen los datos a la recta mayor correlación hay (Gorgas et al., 2009). Los valores aportados por el propio algoritmo se ajustarían de forma muy precisa a los obtenidos de forma directa por las boyas. Los datos aportados para la transparencia (Figura 5, E y F), son los que presentan los valores más cercanos a 1 indicando la buena aproximación entre los valores obtenidos por el programa y los aportados por las mediciones en campo. Los datos generados para la clorofila, figura 5: C y D, son los que menos aproximación presentan. Comparando cada boya, se aprecia que, en promedio, los datos proporcionados por la boya_playa presentan mejor ajuste que la boya_presa. En los sólidos en suspensión (Figura 5, A y B) que presentan un nivel de ajuste intermedio se aprecia que los datos de la boya_playa tienen mejor correlación entre ellos que los datos de la boya_presa. Esto puede deberse a la misma ubicación de los puntos de muestreo. Alrededor de la boya de playa hay más agua lo que unido a la resolución de las imágenes puede ayudar al sistema a ajustar mejor las medidas mientras que en el caso de la boya situada en la presa, la masa de agua circundante es mucho menor pudiendo afectar a la estimación realizada por el algoritmo.

5.2 Correlación entre los datos obtenidos en campo y los proporcionados por el algoritmo C2RCC con correcciones.

Debido a que la información proporcionada por las boyas solo ofrece datos de la clorofila (Anexo II), solo se hizo correlación entre los datos de clorofila aportados por las boyas y los aportados por el algoritmo C2RCC con las correcciones (Figura 6).

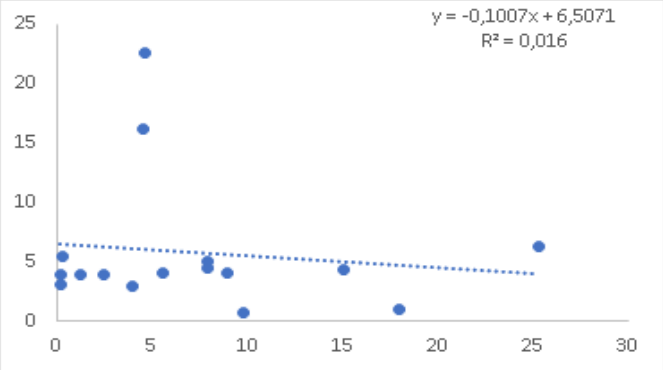


Figura 6. Correlación de los datos aportados por las boyas y el algoritmo C2RCC. Eje x: Algoritmo C2RCC. Eje y: Datos de las boyas.

La grafica indica, a diferencia de las comparaciones realizas únicamente con el algoritmo, una escasa correlación entre los datos reales y los aportados por el algoritmo corregido. Mientras que en el caso anterior solo se comparaban datos generados por el propio programa a partir de la misma imagen, en este caso se suman las condiciones en las que las boyas realizaron sus mediciones. Debido a esto las posibles incidencias y diferencias a la hora de registrar el dato se magnifican. Al realizar la comparación únicamente entre los datos del algoritmo, las correcciones atmosféricas o la incidencia de la luz solar eran factores que afectaban por igual a ambos análisis. En este caso se suman factores propios del punto de medición de las boyas, variación del flujo de agua, alteraciones en el sensor o concentraciones repentinas de otras sustancias. Estas consideraciones unidas a la diferencia de la profundidad del muestreo pueden explicar la disparidad tan elevada entre los datos. Es importante resaltar que existen una serie de valores atípicos. Al eliminarlos la correlación aumenta pasando la R^2 de 0,016 a 0,175. Sin embargo, esta no se encuentra próxima a 1, por lo que sigue sin existir una buena correlación entre los datos del algoritmo corregido y los de campo. Realizando la misma comparación, pero diferenciando cada boya (Figura 7), se puede observar que los datos ofrecidos por la boya_playa ofrecen, dentro de la escasa correlación, una mejor aproximación que los aportados por la boya_presa, manteniendo la relación observada en el caso anterior (Figura 5).

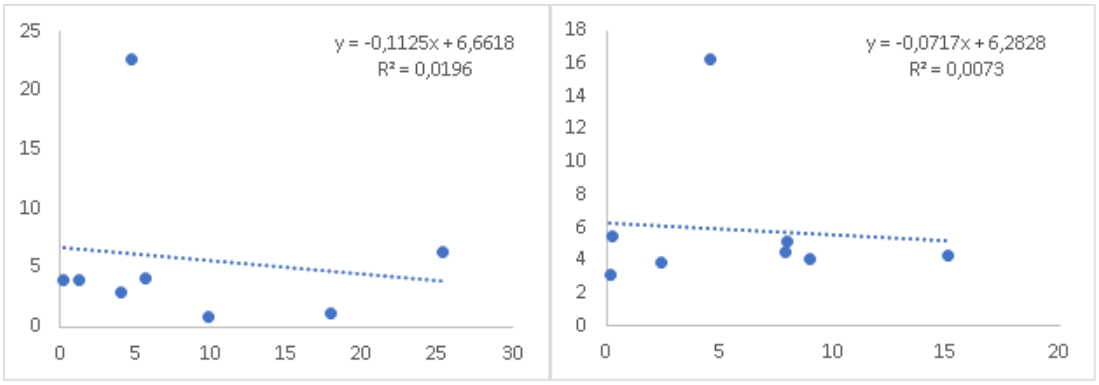


Figura 7. Correlación de los datos aportados por ambas boyas y el algoritmo C2RCC. A: Eje x: Algoritmo C2RCC. Eje y: Datos de la boya_playa. B: Eje x: Algoritmo C2RCC. Eje y: Datos de la boya_presa.

Una posible opción para obtener valores más ajustados, puede ser el uso de la corrección atmosférica C2RX. Esta, a diferencia del algoritmo C2RCC, podría aportar resultados más próximos a los aportados por las boyas, debido a que se emplea en aguas con niveles elevados de turbidez, sólidos y fitoplancton, como las continentales (Radin, 2020).

5.3 Variación en la calidad del agua del embalse As Conchas

Con los valores obtenidos por el algoritmo C2RCC sin correcciones, se anotaron los máximos y mínimos para las concentraciones de clorofila y solidos en suspensión para cada una de las imágenes seleccionadas (Anexo III). Con esos valores se realizó un promedio para determinar el comportamiento general de las concentraciones de ambos parámetros en el embalse a lo largo del año (Figura 8).

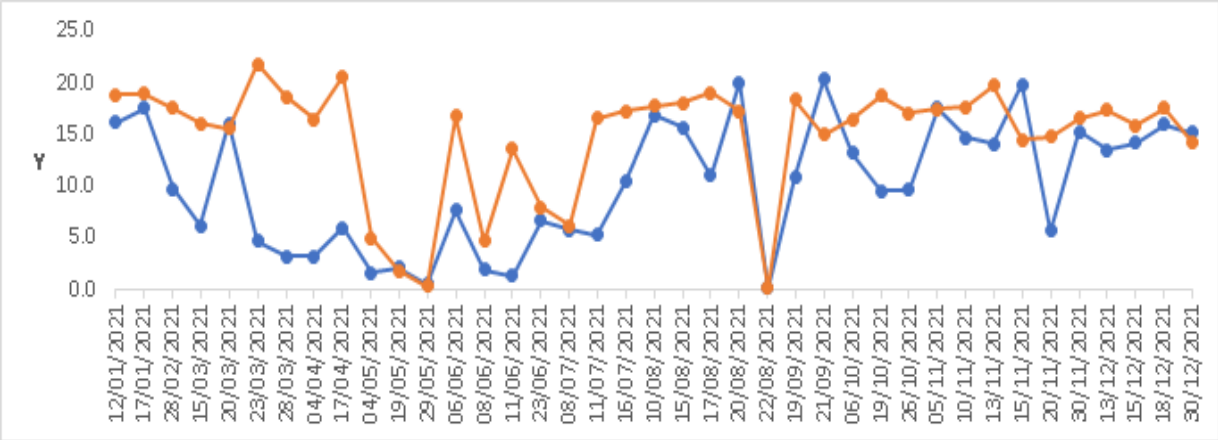


Figura 8: Evolución de las concentraciones de clorofila y solidos en suspensión en el embalse de As Conchas durante el 2021. Eje Y: Concentración de chl (mg m^{-3}) y Concentración de tsm (gm^{-3}).

Se puede observar la variación en las concentraciones tanto de clorofila (chl) como de solidos totales en suspensión (tsm) a lo largo del año. La clorofila presenta unos niveles más estables entre los meses de septiembre a diciembre, mientras que, de enero a mayo, aunque la tendencia es descendente, se observan variaciones muy acusadas de la concentración. Los registros de solidos en suspensión refleja mayor variabilidad a lo largo del año. Las concentraciones promedio más altas de clorofila se dan en los meses de marzo y abril, mientras que los niveles más elevados registrados para los sólidos en suspensión se obtienen en agosto, septiembre y diciembre. A inicios de la serie de imágenes, la tendencia tanto de la clorofila como de la materia en suspensión es decreciente, con algunos picos aislados. A partir del mes de mayo ambos parámetros incrementan sus concentraciones. Inicialmente lo que se esperaría ver son mayores concentraciones de clorofila en los meses más cálidos debió a que las condiciones ideales para el crecimiento de algas son entre los 23-28°C (García Lozano, 2016), ambientes poco turbulentos (en este caso un embalse es un entorno ideal), buena exposición solar (en verano las horas de luz se incrementan considerablemente) y aporte de nutrientes (OMS, 2011). Sin embargo, lo que indican los datos son repuntes puntuales de las concentraciones de clorofila y solidos en suspensión, lo que podría ser indicativo de

aportes de nutrientes derivados de las actividades aledañas al cuerpo de agua.

Con el objetivo de determinar mejor la evolución del embalse, se utilizaron los registros de la estación meteorológica de Entrimo (Ourense) del año 2021 (Xunta de Galicia, 2021). Se obtuvo información de las precipitaciones, la temperatura media y horas de sol mensuales (Anexo III). Igualmente se tomaron datos del volumen del embalse de As Conchas durante el 2021, proporcionados por la Confederación Hidrográfica del Miño-Sil

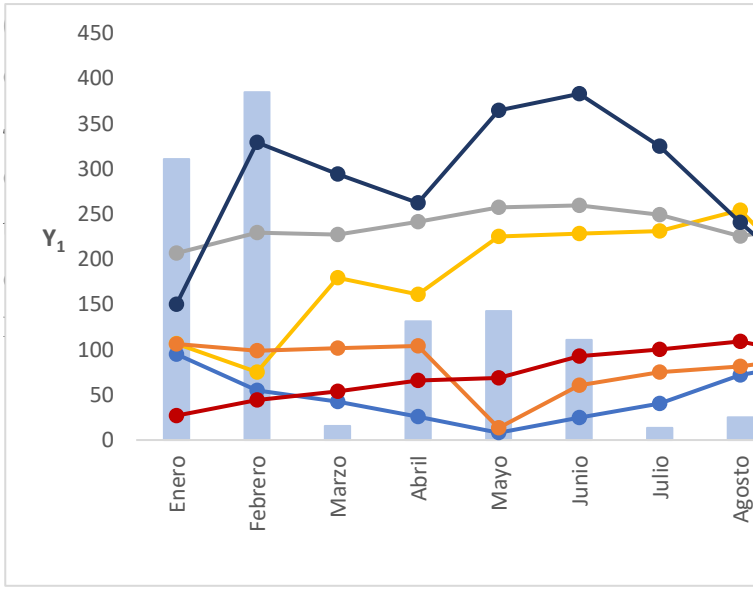


Figura 9. Evolución meteorológica y de las condiciones del cuerpo de agua de As Conchas durante el 2021. Eje Y_1: Lluvia (mm) y Horas de sol (h). Eje Y_2: Volumen del embalse (Hm^3), Concentración de chl (mg m^{-3}), Concentración de tsm (gm^{-3}), Transparencia (m) y Temperatura media a 1,5m (°C).

La figura 9, indica que las precipitaciones se concentran en los meses de enero, febrero, octubre y diciembre. En los meses estivales los registros de precipitaciones disminuyen, destacando los valores tan reducidos de las lluvias en marzo y noviembre. Las horas de sol, siguen una evolución contraria, alcanzando sus valores máximos entre los meses de mayo y agosto. El volumen del embalse presenta registros más elevados entre los meses de febrero y junio. A partir de este mes, la cantidad de agua embalsada se reduce de forma constante hasta estabilizarse en el mes de noviembre. Debe recordarse que el embalse de As Conchas se utiliza para generar energía hidroeléctrica, por lo que parte de las variaciones en el volumen

pueden explicarse por la necesidad de utilizar esta agua para dichos fines. Utilizando promedios mensuales de clorofila, transparencia y solidos suspendidos totales se pueden apreciar de forma más claras las tendencias de estos parámetros a lo largo del año. La transparencia presenta valores promedio muy regulares, registrando una tendencia ascendente entre enero y junio. A partir de este mes su valor va decreciendo. Tanto la clorofila (chl) como los sólidos suspendidos totales (tsm) siguen tendencias opuestas a la transparencia. La presencia de materia suspendida hace que a la luz le cueste más viajar a través del agua, por lo que la turbidez se incrementa haciendo que la claridad del agua disminuya (Gholizadeh et al., 2016). Entre los meses de enero y mayo hay una tendencia descendente en los valores promedio tanto de clorofila como de sólidos, observando una caída más abrupta en la clorofila. A partir de mayo sus valores comienzan a incrementarse. La presencia de clorofila-a en el agua sirve como indicador de la existencia de crecimiento de algas ya que esta es esencial para la fotosíntesis (Gholizadeh et al., 2016). Las concentraciones más altas las encontramos entre los meses de enero y abril. Lo esperado seria tener mayores valores en los meses en los que las temperaturas y las horas de sol fuesen más elevadas, ya que esto junto con el aporte de nutrientes y el poco movimiento del agua favorecen el crecimiento de productores primarios (OMS, 2011).

Observando en detalle los puntos en los que se encuentran localizadas (Figura 10) si se aprecian mayores variabilidades que en las registradas en el embalse.

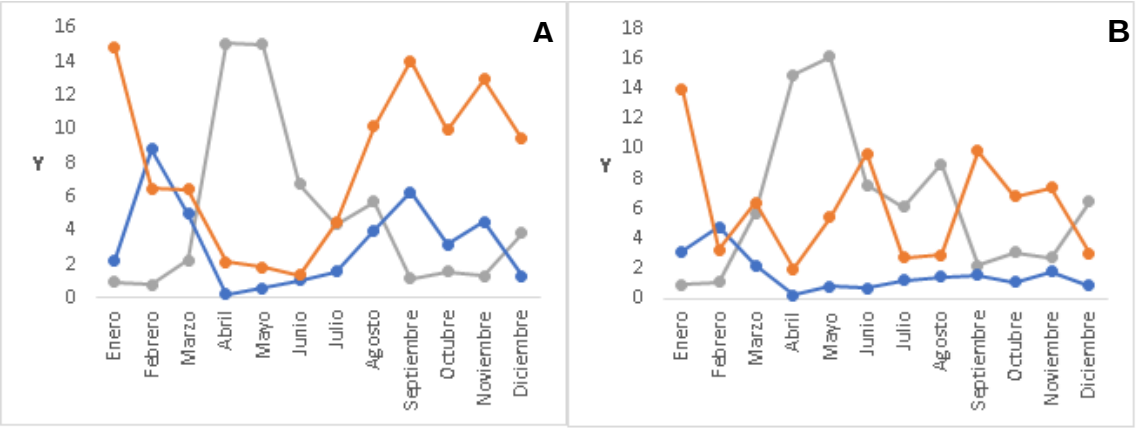


Figura 10. Variación de las condiciones del agua durante el 2021 en ambas boyas. A: boya_playa. Eje Y: Concentración de chl (mg m^{-3}), Concentración de tsm (gm^{-3}) y Transparencia (m). B: boya_presa. Eje Y: Concentración de chl (mg m^{-3}), Concentración de tsm (gm^{-3}) y Transparencia (m).

Bajo las mismas condiciones se aprecian diferencias en ambos puntos de muestreo. De forma global, los valores promedio de transparencia, son mayores en la boya_presa mientras que la boya_playa registra mayores concentraciones en la clorofila y en los sólidos

suspendidos totales. En ambos puntos los mayores niveles de transparencia se alcanzan entre los meses de marzo y junio. A partir de junio los valores descienden, siendo el descenso más acusado en la boya_playa. Las concentraciones de clorofila siguen patrones diferentes. Mientras que en la boya_presa presenta registros muy variables, concentraciones en marzo, junio y septiembre muy elevadas seguidas de descensos acusados en los meses siguientes, la boya_playa tiene cierta continuidad en sus registros. En la figura 10 A, se observa como la clorofila desciende de forma considerable entre enero y junio, para incrementar sus concentraciones alcanzando máximos en los meses de septiembre y noviembre. Los sólidos totales suspendidos en ambos puntos tienen comportamientos similares. En la boya_presa el máximo se alcanza en febrero, descendiendo a su mínimo en abril y luego manteniendo registros estables el resto del año con unos ligeros máximos en septiembre y noviembre. La boya_playa tiene un comportamiento general similar, sin embargo, las concentraciones promedio son mayores que en el caso anterior y las variaciones mensuales son más evidentes. Al igual que en la figura 10 B, en la zona de la boya_playa el máximo se alcanza en febrero para alcanzar el mínimo en abril y posteriormente incrementar gradualmente sus valores. Estas diferencias pueden estar relacionadas tanto por la posición de las boyas como por los flujos de agua circundantes. Mayores niveles en clorofila y solidos suspendidos totales en la zona de la boya_playa puede ser indicativo de una menor circulación del agua en esa zona. Añadiendo los aportes de nutrientes, las horas de sol y temperaturas elevadas, la zona en la que se encuentra la boya_playa parece ser más favorable al crecimiento y desarrollo de productores primarios (OMS, 2011). En la zona de la boya_presa, el agua puede que se renueve con mayor frecuencia al estar próxima a la presa. Esto se vería reflejado en los bajos niveles de materia suspendida y en los valores más elevados de transparencia del agua. Las irregularidades en las concentraciones de clorofila podrían deberse a aportes puntuales de nutrientes que favorecen el desarrollo de productores primarios.

5.4 Distribución de la clorofila y los sólidos suspendidos totales durante el 2021 en el embalse de As Conchas.

Con los resultados generados también se han obtenido escenas de las concentraciones tanto para la clorofila-a como para los sólidos suspendidos totales. Se han seleccionado escenas representativas, debido al elevado número disponible, para visualizar si existen patrones en las distribuciones de estos parámetros. El resto de las escenas se encuentran en el Anexo IV.

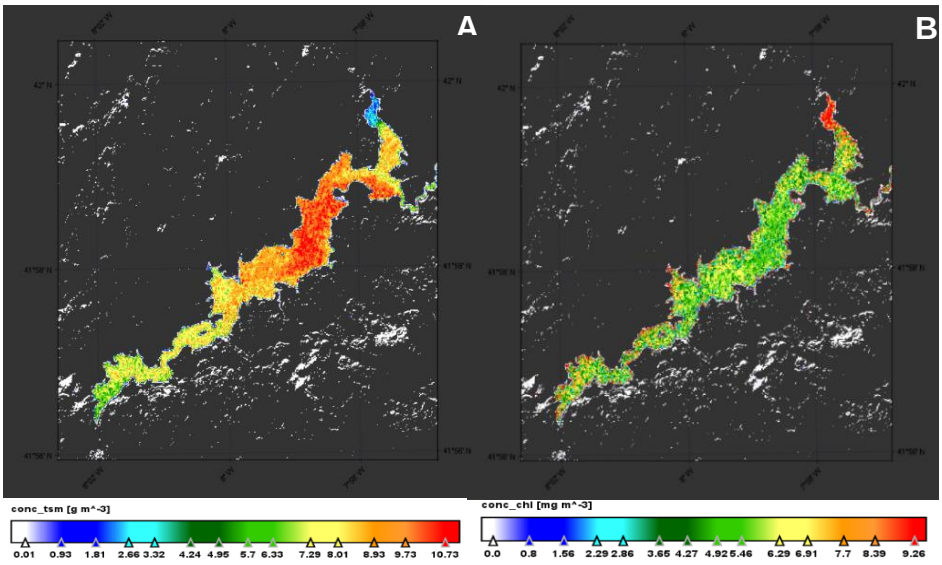


Figura 11. Concentraciones de tsm (A) y chl (B) 28/02/2021.

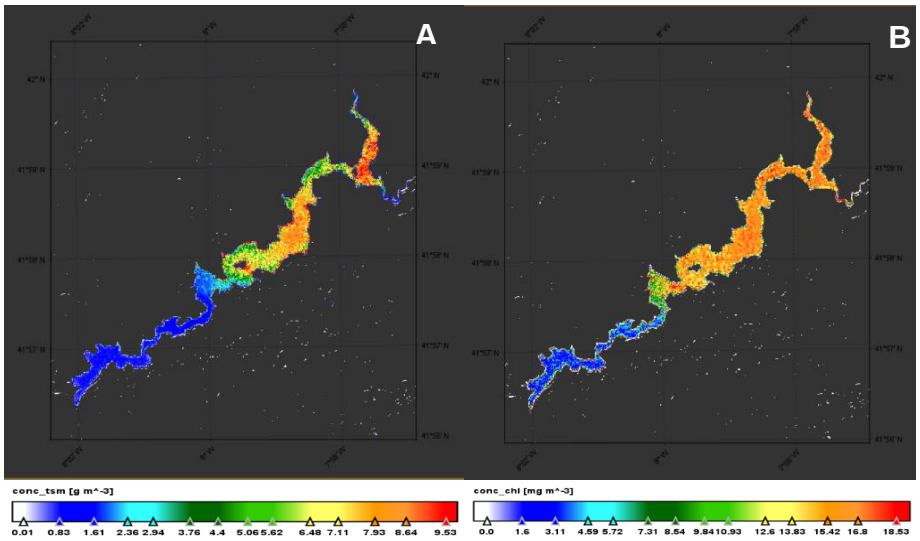
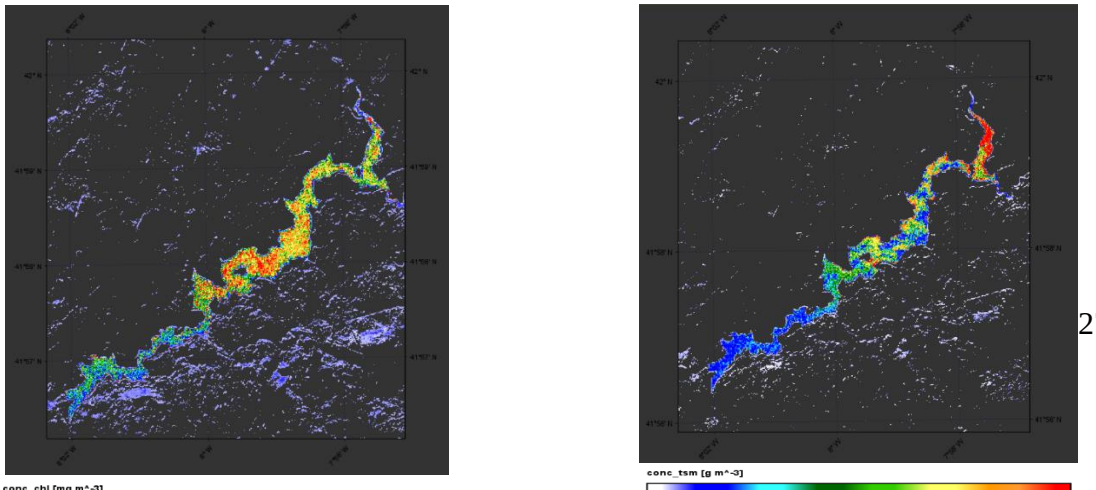


Figura 12. Concentraciones de tsm (A) y chl (B) 19/09/2021.



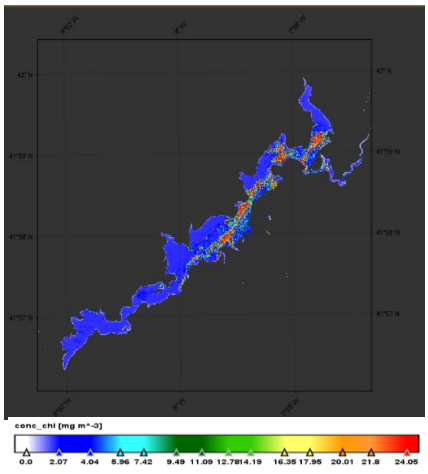


Figura 15. Concentraciones de chl 15/11/2021.

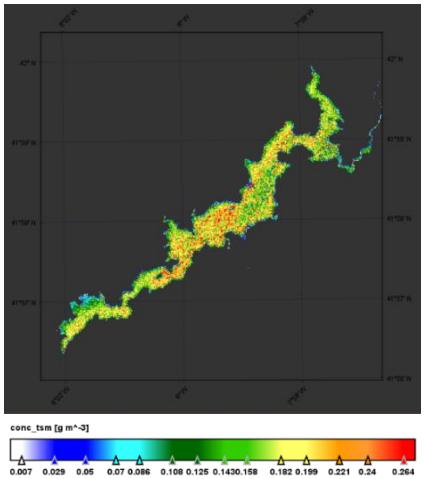


Figura 16. Concentraciones de tsm 19/05/2021.

Uno de los primeros aspectos que destaca en la serie de imágenes es la variación en el volumen del embalse. Comparando las fechas del 28/02/2021 (Figura 11) y el 19/9/2021(Figura 12) el descenso se hace notable tanto en la parte central del embalse como en la esquina superior derecha del mismo. Destaca también el incremento del tamaño de la isla que se encuentra en la parte central del mismo. Los puntos en los que se detectan concentraciones elevadas de clorofila y solidos suspendidos totales suelen detectarse en la parte central del embalse y en la cola de este (esquina superior derecha). Sin embargo, no se observa un patrón lo que sería indicativo de posibles vertidos puntuales a lo largo de toda la superficie de la masa de agua que favorezcan la proliferación de productores primarios, así como incrementos en las concentraciones de solidos suspendidos. Si se puede detectar la variabilidad del área afectada. En algunas imágenes (Figuras 13, 14 y 15) son zonas muy localizadas mientras que en otras (Figuras 11A ,12B y 16) la distribución es más uniforme. Esto puede deberse al momento en el que el satélite realizo la captura. Otro elemento destacado con anterioridad son los flujos de agua. Si bien estos son escasos, es posible que estos sean mayores en la zona próxima a la presa haciendo que, aunque haya momentos del año en los que existen concentraciones significativas de clorofila y sólidos, estas sean inferiores a las registradas en la parte central y de entrada al embalse.

6. CONCLUSIONES.

Una vez analizados de los resultados obtenidos a partir de las imágenes proporcionadas por la misión *Sentinel-2* puede determinarse que la correlación de los datos es ideal cuando se comparan los resultados obtenidos entre el algoritmo C2RCC sin correcciones y con las correcciones. Las diferencias entre ambas comparativas son mínimas entre los tres parámetros comparados, clorofila-a, solidos totales suspendidos y transparencia. Sin embargo, no existe una correlación de los datos al realizar la comparación entre los resultados de clorofila-a del algoritmo C2RCC con correcciones y las mediciones obtenidas por las boyas. Esto puede deberse a que el algoritmo esta ajustado para otra tipología de masas de agua con parámetros muy diferentes. La utilización de otra corrección atmosférica como la C2RX podría proporcionar valores más ajustados, debido a que esta se emplea en aguas con niveles elevados de turbidez, sólidos y fitoplancton. Otra posible causa podría deberse tanto al número de muestras como al de puntos de muestreo. Con una mayor disponibilidad, tanto de imágenes como de datos de campo, se podrían establecer mejores relaciones al poder disponer de información detallada de los diferentes escenarios en el embalse a lo largo del año. La cantidad de puntos de muestreo también es importante destacarla, ya que únicamente se contaba con dos zonas de medición y al observar tanto los datos, como las imágenes, se aprecia que las zonas de crecimiento se dan en diferentes zonas de la masa de agua. El no disponer de más puntos complica que el modelo pueda ajustarse a las variabilidades de la zona ocasionando diferencias sustanciales entre los datos en campo y los predichos por el modelo. A pesar de estas incidencias, el uso de esta herramienta permite dar un seguimiento prácticamente continuo al estado del embalse, así como identificar en que áreas hay mayor tendencia a que se originen crecimientos de productores primarios, lo cual permitirá aplicar medidas con el fin de evitarlos. Si bien las condiciones óptimas para el crecimiento de algas se esperarían para los periodos con temperaturas más cálidas, los datos e imágenes indican que los crecimientos no se verían tan condicionados por el entorno y si por aportes puntuales de aguas que contendrían una cantidad notable de nutrientes.

BIBLIOGRAFÍA.

Alikas, K., & Kratzer, S. (2017). Improved retrieval of Secchi depth for optically-complex waters using remote sensing data. *Ecological Indicators, 77*, 218-227. doi:10.1016/j.ecolind.2017.02.007

Amil, S. M. (11 de Agosto de 2021). Piden a los alcaldes de A Baixa Limia que actúen frente al estado de As Conchas. *La Voz de Galicia*. Recuperado el 15 de Marzo de 2022, de https://www.lavozdegalicia.es/noticia/ourense/2021/08/11/piden-alcaldes-baixa-limia-actuen-frente-estado-as-conchas/0003_202108O11C5992.htm

APHA, AWWA, & WPCF. (1992). *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales.* Madrid: Díaz de Santos.

Asiaín, I. (27 de Diciembre de 2021). El desastre de la Baixa Limia: las macrogranjas que han creado un 'Mar Menor' tóxico en Galicia. *El Español*. Recuperado el 15 de Marzo de 2022, de https://www.elespanol.com/ciencia/medio-ambiente/20211227/desastre-baixa-limia-macrogranjas-mar-menor-galicia/635436566_0.html

Bayly, I. A., & Williams, D. (1973). *Inland waters and their ecology*. Longman, Australia: Camberwell, Vic.

Brockmann, C., Doerffer, R., Peters, M., Stelzer, K., Embacher, S., & Ruescas, A. (Agosto de 2016). Evolution of the C2RCC Neural Network for Sentinel 2 and 3 for the Retrieval of Ocean Colour Products in Normal and Extreme Optically Complex Waters. *ESA Living Planet Symposium, 740*, 54. Praga, Republica Checa.

Camacho, C. (2015). Correlacion lineal de Pearson. *Analisis de datos en psicologia*. Universidad de Cádiz. Obtenido de https://personal.us.es/vararey/master/

Confederación Hidrográfica del Miño-Sil . (30 de Abril de 2012). La Confederación Hidrográfica del Miño-Sil incrementa las actuaciones preventivas para paliar posibles episodios de cianobacterias en el embalse de As Conchas. Recuperado el 10 de Abril de 2022, de https://www.chminosil.es/es/chms/comunicacion/noticias/497-la-confederacion-hidrografica-del-mino-sil-incrementa-las-actuaciones-preventivas-para-paliar-posibles-episodios-de-cianobacterias-en-el-embalse-de-as-conchas

Confederación Hidrográfica del Miño-Sil. (2013). *Información pública. Proyectos.* Obtenido de Proyecto mejora de la calidad de las aguas y recuperación ambiental del entorno del embalse de As Conchas TT.MM. Bande y Muiños: https://www.chminosil.es/es/chms/informacion-de-interes/informacion-publica/proyectos/1005-proyecto-mejora-de-la-calidad-de-las-aguas-y-recuperacion-ambiental-del-entorno-del-embalse-de-as-conchas-tt-mm-bande-y-muinos

Confederación Hidrográfica del Miño-Sil. (s.f.). *Planificación hidrológica*. Recuperado el 10 de Abril de 2022, de Recursos hídricos. Histórico de embalses: https://www.chminosil.es/es/chms/planificacionhidrologica/recursos-hidricos/historico-de-embalses

Di Bella, C., Posse, G., Beget, M., Fischer, M., Mari, N., & Veron, S. (2008). La teledetección como herramienta para la prevencion, seguimiento y evaluacion de incendios e inundaciones. *Ecosistemas: revista científica de ecología y medio ambiente., 17*(3), 39-52.

Embalses.net. (9 de Marzo de 2022). Obtenido de https://www.embalses.net/pantano-706-las-conchas.html

ESA. (2015). *Sentinel Online*. Obtenido de Sentinel-2 MSI User Guide: https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/user-guides/sentinel-2-msi

ESA. (s.f.). *Sentinel online*. Obtenido de Sentinel-2: Technical guide: https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/technical-guides/sentinel-2-msi

Experimientos científicos. (4 de Abril de 2017). Obtenido de https://www.experimentoscientificos.es/conductividad/conductividad-del-agua/#COMO_MEDIR_LA_CONDUCTIVIDAD

Fallas, J. (2012). Correlación lineal. Midiendo la relación entre dos variables. 54. Obtenido de https://www.ucipfg.com/Repositorio/MGAP/MGAP-05/BLOQUE-ACADEMICO/Unidad-2/complementarias/correlacion_lineal_2012.pdf

Fernández, L. (9 de Agosto de 2021). Sanidade decreta el nivel 3 de contaminación en el embalse de As Conchas. *La Región*. Recuperado el 15 de Marzo de 2022, de https://www.laregion.es/articulo/baixa-limia/nueva-proliferacion-cianobacterias-embalse-conchas-ourense/202108091723081053205.html

García Lozano, M. (26 de Septiembre de 2016). Eutrofización: una visión general. (U. A. Coahulia, Ed.) *Ciencia Cierta. Revista científica, tecnológica y humanistica.*(47). Obtenido de http://www.cienciacierta.uadec.mx/2016/09/26/eutrofizacion-una-vision-general/

Gholizadeh, M., Melesse, A., & Reddi, L. (2016). A Comprehensive Review on Water Quality Parameters Estimation Using Remote Sensing Techniques. *Sensors, 16*(8). doi:10.3390/s16081298

Gorgas García, J., Cardiel López, N., & Zamorano Calvo, J. (2009). *Estadística básica para estudiantes de ciencias.* Universidad Complutense de Madrid.

Instituto Galego de Estatistica [IGE]. (s.f.). *Poblacion*. Obtenido de Poblacion según genero y grupos quinquenales de edad: http://www.ige.eu/igebdt/atlas_comarcal/atlas.jsp?id=1#rangos

Kyryliuk, D., & Kratzer, S. (2019). Evaluation of Sentinel-3A OLCI Products Derived Using the Case-2 Regional CoastColour Processor over the Baltic Sea. *Sensors, 19*(16), 3609. doi:10.3390/s19163609

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentacion/Ministerio para la Transicion Ecologica y el Reto Demografico. (2022). *Geo Portal*. Obtenido de https://sig.mapama.gob.es/WebServices/clientews/intranet/default.aspx?nombre=EGISPE_PRESA&claves=ID_INFRAESTRUCTURA&valores=100&origen=2

Ministerio de Medio Ambiente. (2006). Perfil ambiental de España 2005: Informe basado en indicadores. 297. Madrid, España. Obtenido de https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/informacion-ambiental-indicadores-ambientales/indicadores-ambientales-perfil-ambiental-de-espana/perfil-ambiental-de-espana-2005/default.aspx

Ministerio de Transportes Movilidad y Agenda Urbana [Mitma]. (s.f.). *Geo-Información*. Obtenido de Observacion del territorio; Teledeteccion: https://www.mitma.gob.es/instituto-

geografico-nacional/observacion-del-territorio/teledeteccion

Ministerio de Transportes, Movilidad y Agenda Urbana [Mitma]. (2018). El programa Copernicus aplicado a la produccion y gestión de la informacion geospacial. *El Componente espacio Copernicus*, 47.

NASA. (s.f.). *Seadas*. Recuperado el 12 de Abril de 2022, de SNAP Data processors: C2RCC Algorithm Specification: https://seadas.gsfc.nasa.gov/help-8.2.0/c2rcc/C2RCCAlgorithmSpecification.html

OMS. (2011). Guia para la calidad del agua potable. *1, 4º*. Ginebra.

ONU. (2003). *Agua para todos, agua para la vida. Informe de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hidricos en el mundo.* Paris: UNESCO-WWAP.

Pascual Anderson, M. R. (1982). *técnicas para el análisis microbiológico de alimentos y bebidas.* Madrid: Ministerio de sanidad y consumo. Instituo nacional de sanidad.centro nacional de alimentación y nutrición.

Radin, C. S.-P. (2020). Estudio multitemporal de calidad del agua del embalse de Sitjar (Castelló, España) utilizando imágenes Sentinel-2. *Revista de Teledetección.*(56), 117-130.

Ruiz-Verdú, A., De Hoyos, C., Domínguez, J. A., & Peña, R. (2003). Estudio de la composición del fitoplancton en embalses españoles. *Revista Digital del Cedex*(131). Obtenido de Recuperado a partir de http://ingenieriacivil.cedex.es/index.php/ingenieria-civil/article/view/1754

SEPREM. (s.f.). *SEPREM. Sociedad Española de Presas y Embalses*. Recuperado el 12 de Marzo de 2022, de Inventario de presas: https://www.seprem.es/ficha.php?idpresa=351&p=14#

Serrano Pérez, M. L., Camacho González, A., Vicente Pedrós, E., & Peña Martínez, R. (1997). Estudio por teledetección de la evolución del estado trófico de tres embalses del ámbito de la Confederación Hidrográfica del Júcar en el periodo estival de los años 1994 y 1995. *Limnetica, 13*(1), 5-14. doi:10.23818/limn.13.02

Topp, S. N., Pavelsky, T. M., Jensen, D., Simard, M., & Ross, M. R. (2020). Research Trends in the Use of Remote Sensing for Inland Water Quality Science: Moving Towards Multidisciplinary Applications. *Water, 12*(1), 169. doi:10.3390/w12010169

Union Europea. (2015). Copernicus. La mirada de Europa sobre la tierra. 28. Bruselas, Bélgica. doi:10.2873/2338

Xunta de Galicia. (2021). *Meteogalicia*. Recuperado el 9 de Abril de 2022, de Observación. Historico de redes meteorológicas: https://www.meteogalicia.gal/observacion/estacionshistorico/historico.action#

Xunta de Galicia. (s.f.). *Axencia Galega de Desenvolvemento Rural [Agader]*. Obtenido de Desarrollo rural: https://agader.xunta.gal/es/desarrollo-rural/conoce-las-comarcas-de-galicia/baixa-limia

Xunta de Galicia. (s.f.). *Servizo Galego de Saúde*. Obtenido de GIS: Cartografía de Galicia en formato vectorial shp: https://www.sergas.es/Saude-publica/GIS-Cartografia-Galicia-formato-vectorial-SHP?idioma=es

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ
Y
UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

MASTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

PROYECTO DE FIN DE MASTER

ESTUDIO DE LA INFILTRACIÓN DE FÁRMACOS Y PRODUCTOS DE TRANSFORMACIÓN A TRAVÉS DE SUELOS AGRÍCOLAS

AUTOR:
Juan Pablo García Montealegre

DIRECTOR:
Dra. Raffaella Meffe y Dra. Virtudes Martínez Hernández (IMDEA Agua)

Alcalá de Henares, 05 de junio de 2021

ÍNDICE

RESUMEN 286

1 INTRODUCCIÓN 286

1.1 Objetivos 288

2 METODOLOGÍA 289

2.1 Compuestos estudiados 289

2.2 Ensayo en columna 289

2.2.1 Configuración experimental 290

2.2.2 Solución sintética y concentración de fármacos y PTs 290

2.3 Modelos numéricos y formulación matemática 291

2.3.1 Modelo de flujo 292

2.3.2 Modelos de transporte conservativo 292

2.3.3 Modelos de transporte reactivo (Fármacos y PTs) 294

2.4 Desarrollo de los modelos 295

2.4.1 Flujo de entrada en la columna 295

2.4.2 Parámetros de entrada y calibración 297

2.4.3 Análisis de sensibilidad 298

3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN .. 298

3.1 Flujo y transporte conservativo 300

3.2 Transporte reactivo 302

3.2.1 Transporte de los fármacos 302

3.2.2 Transporte de los productos de transformación 304

3.3 Atenuación y remoción 307

4 CONCLUSIONES 311

5 BIBLIOGRAFÍA 41

6 ANEXOS 41

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Propiedades físico-químicas de los fármacos y PTs. 289

Tabla 2. Composición de referencia de la solución sintética. 291

Tabla 3. Parámetros de entrada del modelo. 297

Tabla 4. Parámetros calibrados mediante los modelos de flujo y transporte conservativos en equilibrio físico y MIM. 301

Tabla 5. Parámetros de transporte reactivo calibrados y calculados con respecto a los primeros 5 días para el ATN AC, 4FAA, VAL y SUL. 302

Tabla 6. Parámetros de transporte reactivo calibrados y calculados del ácido atenoloico, extendiendo el intervalo de calibración. ... 306

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema general de la secuencia de modelación de los fármacos y PTs. 292
Figura 2. Esquema de modelos de transporte conservativo. 293
Figura 3 Flujo a la salida de la columna medido cada 44 minutos comparado con la media móvil de un día para cada instante de medición. 296
Figura 4. Esquema de los parámetros a calibrar en cada etapa de la modelización. 298
Figura 5. Media móvil del flujo y curvas de paso experimentales de los fármacos y PTs detectados en el efluente de la columna (ver el Anexo 1). 299
Figura 6. Simulación de la curva de paso del trazador mediante el modelo en equilibrio físico, comparada con los datos medidos a la salida de la columna (Ks=11,19 cm/día). . 300
Figura 7. Simulación de la curva de paso del trazador mediante el modelo MIM, comparada con los datos medidos a la salida de la columna (*Ks*=11,19 cm/día). 300
Figura 8. Simulación de la curva de paso del VAL asumiendo una sorción reversible en equilibrio y ajuste con base al R^2 calculado para los primeros 5 días. 302
Figura 9. Simulación de la curva de paso del VAL asumiendo una sorción reversible cinética y ajuste con base al R^2 calculado para los primeros 5 días. 303
Figura 10. Simulación de la curva de paso del SUL asumiendo una sorción reversible en equilibrio y ajuste con base al R^2 calculado para los primeros 5 días. 303
Figura 11. Simulación de la curva de paso del SUL asumiendo una sorción reversible cinética y ajuste con base al R^2 calculado para los primeros 5 días. 303
Figura 12. Simulación de la curva de paso del ATN AC asumiendo una sorción reversible en equilibrio y ajuste con base al R^2 calculado para los primeros 5 días. 304
Figura 13. Simulación de la curva de paso del ATN AC asumiendo una sorción reversible cinética y ajuste con base al R^2 calculado para los primeros 5 días. 304
Figura 14. Simulación de la curva de paso del ATN AC asumiendo una sorción reversible cinética y ajuste con base al R^2 calculado para todos los días. 305
Figura 15. Simulación de la curva de paso del 4FAA asumiendo una sorción reversible en equilibrio y ajuste con base al R^2 calculado para los primeros 5 días. 306
Figura 16. Simulación de la curva de paso del 4FAA asumiendo una sorción reversible cinética y ajuste con base al R^2 calculado para los primeros 5 días. 307
Figura 17. Perfiles de profundidad de los fármacos y PTs. 309
Figura 18. Datos de concentración en la fase líquida medidos a distintas profundidades mediante el muestreo de rizones (días 11 y 13 del ensayo). 309

TABLA DE ABREVIATURAS

4FAA: 4-formilaminoantipirina.

A_T: Área transversal de la columna.

ATN AC: Ácido atenoloico.

C: Concentración del soluto en la fase líquida.

C_{im}: Concentración en la fase líquida de la zona inmóvil.

Cl^-: Cloruro.

C_m: Concentración en la fase líquida de la zona móvil.

C_0: Concentración media de entrada.

COT: Carbono orgánico total.

CPEs: Contaminantes de preocupación emergente.

EPA: Environmental Protection Agency.

D_{OW}: Coeficiente de distribución octanol-agua.

D_L: Dispersividad longitudinal.

D^w: Coeficiente de dispersión hidrodinámica.

F: Modelo de sorción de Freundlich.

f_{eq}: Fracción de los sitios de sorción en equilibrio.

FLE: Flecainida.

f_m: Fracción de los sitios de sorción en contacto con la zona móvil.

HDPE: Polietileno de alta densidad.

i: Gradiente hidráulico.

J_w: Flujo del agua.

K+F: Modelo de sorción cinética y no lineal (Freundlich).

K+L: Modelo de sorción cinética y lineal.

K_d: Coeficiente de distribución.

K_{OW}: Coeficiente de reparto octanol-agua.

K_s: Conductividad hidráulica saturada.

L: Modelo de sorción lineal.

METFOR: Metformina.

MIM: Móvil-inmóvil.

n.a.: No aplica.

NCA: Norma de Calidad ambiental.

n.d.: No detectado.

p.: Página.

p. ej.: Por ejemplo.

PTs: Productos de transformación.

Q: Caudal.

R^2: Coeficiente de determinación.

R_m: Retardo en la zona móvil.

RECM: Raíz del error cuadrático medio.

S: Concentración total retenida por procesos reversibles.

S_m^e: Concentración retenida en equilibrio con la concentración en la fase líquida de la zona móvil.

S_{im}: Concentración retenida en los sitios de sorción en contacto con la zona inmóvil.

S_m^k: Concentración retenida en los sitios de sorción cinética en contacto con la zona móvil.

$S_{m,e}^k$: Concentración retenida en los sitios de sorción cinética en contacto con la zona móvil cuando se equilibra.

S_m: Concentración retenida en los sitios de sorción en contacto con la zona móvil.

SUL: Sulfametoxazol.

t: Tiempo.

UE: Unión Europea.

v: Velocidad media del agua a través del medio poroso.

VAL: Valsartán.

z: Profundidad.

α: Coeficiente de transferencia de masa de soluto entre la zona móvil e inmóvil.

β: Exponente de Freundlich.

Γ_1: Término correspondiente a la transferencia de masa debido al intercambio de soluto entre la zona móvil e inmóvil.

Γ_2: Término correspondiente a la transferencia de masa a los sitios de sorción cinética en la zona móvil.

μ_w: Tasa de degradación de primer orden para la fase líquida.

θ: Contenido volumétrico de agua.

θ_{im}: Contenido volumétrico de agua de la zona inmóvil.

θ_m: Contenido volumétrico de agua de la zona móvil.

ω: Coeficiente de transferencia de masa a los sitios de sorción cinética en la zona móvil.

RESUMEN

La reutilización indirecta de agua superficial fuertemente impactada por efluentes de depuradora para el riego de cultivos supone un riesgo para la propagación de contaminantes, tales como fármacos y sus productos de transformación (PTs), a otros compartimientos ambientales como las aguas subterráneas o el suelo. Este estudio, por tanto, pretende investigar los procesos de atenuación natural involucrados en la infiltración de este tipo de compuestos a través de un suelo agrícola.

Para ello, se han analizados los datos experimentales procedentes de un ensayo en columna para seis compuestos. Para aquellos compuestos detectados en el efluente de la columna (sulfametoxazol, valsartán, ácido atenoloico y la 4-formilaminoantipirina) se han desarrollado diferentes modelos de flujo y transporte mediante el programa HYDRUS-1D.

Se encontró que la atenuación natural de los compuestos alcanza niveles moderados-altos; siendo especialmente eficaz para la metformina y flecainida. Asimismo. se registran niveles de degradación medios en la mayoría de los compuestos modelizados (10-1 día-1), con excepción del valsartán (10-2 día-1) que es el fármaco más persistente.

Por otro lado, se determinó que el proceso de atenuación más eficaz en este suelo, es la sorción en la fase sólida, específicamente por las interacciones de los compuestos con las fases minerales presentes en el suelo, lo que favorece la atenuación de los compuestos de carácter catiónico. Sin embargo, estos al ser retenidos y no degradados totalmente, permanecen en la fase sólida por lo cual se recomienda estudiar los efectos de la presencia de estos contaminantes en la salud del suelo.

1. INTRODUCCIÓN

El estudio de los contaminantes de preocupación emergente (CPEs) es un factor clave en la gestión integrada de recursos hídricos (Tiehm et al., 2011), puesto que la presencia de estos en el agua y el suelo genera una preocupación sobre el riesgo potencial que representan para el ambiente y la salud humana (Shi et al., 2022). Esta creciente preocupación se ha visto reflejada en el número de estudios realizados al respecto en el mundo y en Europa; particularmente en España e Italia (Ramírez-Malule et al., 2020). Así pues, la presencia de los CPEs en el agua superficial y subterránea ha sido ampliamente descrita en estos dos países, por ejemplo, en Meffe y de Bustamante (2014) y en Jurado et al. (2012).

No obstante, muchos CPEs no son considerados contaminantes prioritarios debido a la amplia variedad de los mismos o a que su toxicidad no ha sido aun bien establecida y, por tanto, no están incluidos en los análisis rutinarios de agua (Murray et al., 2010). Sin embargo, esto está cambiando y cada vez más CPEs pasan las listas de

observación con el objetivo de hacerles seguimiento para determinar si se deben incluir en las listas de sustancias prioritarias, a su vez, que establecer normas de calidad ambiental (NCA) que limiten su ingreso al medio acuático y el riesgo que esto supondría. Por ejemplo, la Unión Europea (UE) en la Decisión 2020/1161 (2020, p. 32-35) de la Comisión Europea, considerando que se debe prestar especial atención a los CPEs, ha incluido recientemente al sulfametoxazol; uno de los fármacos seleccionados en el presente estudio, en una lista de observación.

Los CPEs son, sin limitarse a estos, fármacos, estimulantes (p. ej. cafeína y nicotina), productos de cuidado personal, nanomateriales, componentes industriales, retardantes de llama, componentes de tratamiento de agua, fragancias y surfactantes (Stuart et al., 2012). Ahora bien, los fármacos; y sus respectivos PTs, son un grupo particularmente variado entre los CPEs (Daughton, 2004). Asimismo, la Organización Mundial de la Salud (2012), ha mostrado su preocupación por la presencia de estos a niveles de traza; es decir, en el rango de ng/L a unos pocos mg/L, en el medio ambiente y el medio acuático como resultado principalmente de la descarga de los efluentes de depuradoras, de vertidos accidentales de agua residual municipal no tratada y de actividades relacionadas con el sector ganadero y agrícola (aplicación de lodos de depuradora y de estiércol al suelo).

Consecuentemente, los fármacos y PTs entran en contacto con cultivos y suelos agrícolas por actividades como la reutilización directa (Kinney et al., 2009), la reutilización indirecta (Drewes et al., 2017) y la aplicación al suelo de lodos o biosólidos provenientes del tratamiento de aguas residuales (Mejías et al., 2015). En concreto, el presente trabajo se enmarca en el estudio de la propagación de fármacos y PTs como resultado de la reutilización indirecta de aguas superficiales para riego fuertemente impactadas por los efluentes de depuradoras, ya que su ingreso a los agroecosistemas supone un riesgo potencial a la salud humana y la seguridad alimentaria.

Por su parte, los fármacos investigados son el antibiótico sulfametoxazol (SUL), la antidiabética metformina (METFOR), el antiarrítmico flecainida (FLE) y el antihipertensivo valsartán (VAL). Los otros compuestos investigados son los PTs del atenolol y el metamizol; ácido atenoloico (ATN AC) y 4-formilaminoantipirina (4FAA), respectivamente. Estos compuestos han sido seleccionados porque son o provienen de fármacos de uso frecuente y, según estudios previos en España, han sido detectados en agua de irrigación a una elevada concentración (>100 ng/L). Estas concentraciones son consistentes con las detectadas en aguas superficiales en toda Europa (Meffe et al., 2021; de Santiago et al., 2020). Es decir, estos compuestos son un ejemplo de CPEs que entran a los

agroecosistemas como consecuencia de la reutilización indirecta.

Así pues, cuando estos compuestos entran en contacto con los agroecosistemas pueden infiltrarse al agua subterránea, ser absorbidos por parte de los cultivos, adherirse al suelo y biodegradarse. Sin embargo, los procesos cómo la sorción al suelo y la biodegradación limitan la contaminación del agua subterránea, (Gottshall et al., 2012), pero en el caso de la sorción al suelo significan el ingreso y posible acumulación en dicho compartimiento ambiental. Por lo tanto, el estudio de estos procesos durante la infiltración es fundamental para conocer la posibilidad de propagación de estos contaminantes a los distintos compartimientos ambientales.

Por consiguiente, este trabajo investiga dichos procesos de atenuación natural en la zona vadosa con base a los datos experimentales obtenidos a través de un ensayo en columna, que utiliza suelo proveniente de una parcela agrícola ubicada en la Vega baja del río Jarama, en el municipio de Ciempozuelos (Comunidad de Madrid, España). Allí, el agua de riego proviene del río Jarama, un río receptor de efluentes de depuradoras. Esto es una situación común en las zonas agrícolas ubicadas aguas abajo de centros urbanos. Además, en esta parcela ha sido evaluada por diferentes estudios, la propagación de fármacos y PTs como resultado de la reutilización indirecta, en el marco del proyecto FatePharM "Riego de cultivos con aguas superficiales contaminadas con fármacos y metales traza: ¿atenuación natural o riesgo para la salud?" (Meffe et al., 2021; de Santiago et al., 2020).

Precisamente, en el marco de este proyecto se realizó el ensayo de columna en el que se obtuvieron los datos experimentales que han sido analizados y modelados en el presente estudio. Finalmente, el conocimiento generado respecto a los procesos de atenuación natural contribuirá en la determinación de la posibilidad de propagación al suelo y las aguas subterráneas a causa de la reutilización indirecta de aguas contaminadas con estos compuestos, y, por consiguiente, el riesgo potencial que esto supone a la salud humana y la seguridad alimentaria.

2. OBJETIVOS

El objetivo general de este proyecto es investigar los procesos de atenuación natural de cuatro fármacos y dos PTs durante su infiltración a través de un suelo agrícola a partir de los datos obtenidos en un ensayo de columna. Para esto se plantean los siguientes objetivos:

- Desarrollar el modelo de flujo y transporte no reactivo determinando los parámetros hidráulicos de la columna.
- Desarrollar el modelo de transporte reactivo con el fin de identificar los procesos que describen este transporte y cuantificar los parámetros característicos para cada uno de los fármacos y PTs.

- Integrar los datos simulados con los datos experimentales que no se han utilizado para la modelización y con las propiedades físico-químicas de los compuestos y el suelo profundizando en los procesos de atenuación natural.

3. METODOLOGÍA

3.1. Compuestos estudiados

Para entender las interacciones entre el suelo y el compuesto en los procesos de infiltración-lixiviación se debe tener en cuenta tanto propiedades claves del suelo, p. ej. el contenido de materia orgánica o el pH, como propiedades del compuesto; su masa molecular, el coeficiente de reparto octanol-agua (K_{OW}), el coeficiente de distribución octanol-agua (D_{OW}) y polaridad (Katayama et al., 2006; Environmental Protection Agency [EPA], 1982). A continuación, se muestran las propiedades físico-químicas de cada compuesto (Tabla 1):

Tabla 42. Propiedades físico-químicas de los fármacos y PTs, adaptado de Meffe et al. (2021).

Compuesto	4FAA	ATE AC	FLE	METFOR	SUL	VAL
Número CAS	1672-58-8	56392-14-4	54143-55-4	657-24-9	723-46-6	137862-53-4
Clase	PTs	PTs	Fármacos	Fármacos	Fármacos	Fármacos
Masa molecular (Da)	231,10	267,15	414,14	129,10	253,05	435,23
Carga a pH 7,7	Neutral	Aniónica/Catiónica	Catiónica	Catiónica	Aniónica	Aniónica
Log KOW	0,11	-1,24	3,19	-0,92	0,79	5,27
Log DOW: pH=7,4/pH=8	0,11	-1,24/-1,25	1,01/1,57	-5,62/-5,37	9x10-4/-0,11	1,08/0,5
Fracción neutral	100	0	1,2	0	2,81	0
Fracción iónica	0	98,92 (+-) 1,07 (-) 0,01 (+)	98,8	100	97,19	100

3.2. Ensayo en columna

En lo que respecta a los ensayos de columna, estos han sido utilizados exitosamente para analizar los procesos de atenuación en diferentes medios (Leal et al., 2017), así como, propiamente en suelos agrícolas (Durán-Alvaréz et al., 2014). No obstante, se reconoce que los ensayos de columna poseen ciertas limitaciones; como las impuestas por la escala, en lo respectivo a la transferencia y extrapolación de sus resultados al campo. Sin embargo, se debe entender que el propósito de

este tipo de ensayos es mejorar el entendimiento del comportamiento de los compuestos investigados. (Banzhaf & Hebig, 2016).

Para obtener los parámetros hidráulicos del suelo, se procedió a la realización de un ensayo de trazador inyectando durante 4 horas una solución de NaCl con concentración de 7 g/L. La inyección de los fármacos y PTs objeto de estudio empezó conjuntamente con el ensayo de trazador y duro 19 días (Ver anexo 1). El flujo de trabajo del experimento fue de 0,5 ml/min.

3.2.1. Configuración experimental

El ensayo se realizó con una columna de polietileno de alta densidad (HDPE) de 9 cm de diámetro y 30 cm de largo. El material de la columna, HDPE, no reacciona con los compuestos estudiados. La columna contiene con un suelo agrícola en toda su longitud excepto los primeros y últimos 2 cm, pues aquí se rellena con fragmentos de vidrio de 0,6 a 1,2 mm de diámetro. El suelo se extrajo de una parcela que al momento del muestreo se preparaba para la plantación de maíz.

Este suelo fue tamizado con un tamiz de luz de malla 2 mm, y posteriormente fue empaquetado en la columna en capas de 2 cm de espesor (espesor total de 26,3 cm) hasta alcanzar la densidad aparente (ρ) deseada; aproximadamente 1,5 g/cm³. Este es un suelo de textura mediana (franco limoso), moderadamente alcalino (pH 8,1 ± 0,1) y no salino (0,14 ± 0,02 dS/cm). El contenido de materia orgánico no es muy elevado (1,2 ± 0,3%), el carbono orgánico total (COT) es de 1,2 g/kg mientras que el carbonato cálcico equivalente es de 5,3 g/kg. Además, se destaca la presencia de nutrientes como el nitrógeno (0,13 ± 0,1 g/kg), el potasio (1,6 ± 0.7 g/kg) y el hierro (21,2 ± 11,2 g/kg).

Posteriormente, se satura la columna con una solución sintética mediante flujo ascendente con una bomba peristáltica, para evitar la presencia de burbujas de aire (Banzhaf & Hebig, 2016). Una vez saturada, se pesa la columna para conocer el contenido volumétrico de agua de saturación. Luego, se realizó la recolección del efluente cada 44 minutos mediante un automuestreador mientras que el análisis se realizó exclusivamente en muestras seleccionadas. En los días 11 y 13 de ensayo, se muestreó el agua de infiltración a distintas profundidades en la columna (perfiles de profundidad). Al finalizar el experimento, se recolectó el suelo de la columna a distinta profundidad para el análisis del contenido de fármacos y PTs.

3.2.2. Solución sintética y concentración de fármacos y PTs

El ensayo se realizó utilizando una solución sintética que imitaba la composición química del agua superficial utilizada para el riego de cultivos de la Vega baja del río Jarama. Para ello, se disolvió en agua de grifo los sales y metales indicados en la Tabla 2 ajustando el pH a 7,5±1,9 mediante ácido clorhídrico. La estabilidad de la solución permitía el cambio del influente cada 2 días. La solución se distribuía en una garrafa de HDPE donde un

agitador de hélices procedía a la mezcla evitando la estratificación del agua y permitiendo la oxigenación.

Tabla 43. Composición de referencia de la solución sintética.

Reactivos / Metal	Concentración (mg/L)
NaCl	50
$MgSO_4$	100
K_2HPO_4	1,5
$(NH_4)_2CO_3$	2
$CaCl_2$	80
$KHCO_3$	2
NH_4Cl	25
$NaHCO_3$	200
$MgCl_2$	10,68
$CaSO_4$	189,7
KNO_3	40
Peptona	2
Carne	11
Níquel	0,005
Cobre	0,001
Zinc	0,013
Arsénico	0,004

La concentración de los fármacos elegida para la entrada fue de 100 μg/L (ver Anexo 1). Sin embargo, para tener en cuenta cualquier desviación de la concentración de estudio debida a la manipulación en la inyección se procedió a analizar los niveles de los fármacos en el agua de entrada cada 2 días.

3.3. Modelos numéricos y formulación matemática

Para la modelación de los datos se utilizó el programa HYDRUS-1D en su versión 4.17 desarrollado para simular unidimensionalmente el movimiento del agua, los solutos y el calor a través de un medio con contenido de agua variable (Šimůnek et al., 2013). En este paquete se puede modelizar el flujo y transporte de solutos con una serie de enfoques distintos que van desde aquellos que suponen un equilibrio químico y físico, a los que no consideran equilibrio ni físico, ni químico (Šimůnek & van Genuchten, 2008).

En el presente estudio, se realizó la modelización de los diferentes solutos en dos etapas (Figura 1). En la etapa 1, se calibra y seleccionan los parámetros y el modelo más apropiados para representar el paso de un soluto conocido cómo trazador, que en este caso es cloruro (Cl-). El modelo seleccionado y los parámetros calibrados en esta etapa se utilizan en la siguiente etapa. Sucesivamente, en la etapa 2, se calibran y analizan los distintos modelos para representar el transporte de los fármacos y metabolitos. Esta secuencia de modelación y calibración de parámetros y modelos con HYDRUS-1D ha sido usada ya por otros autores (Celestino Ladu & Zhang, 2011).

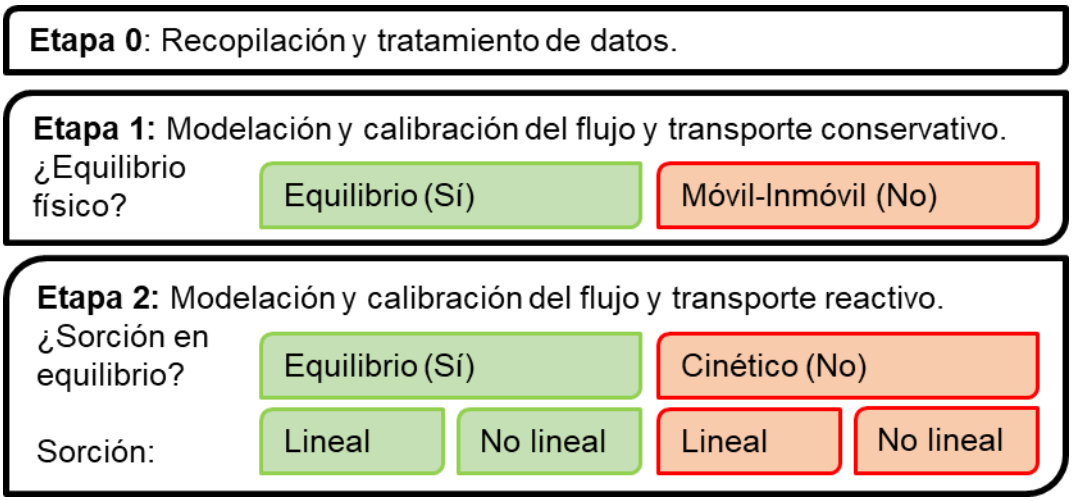


Figura 67. Esquema general de la secuencia de modelación de los fármacos y PTs.

3.3.1. Modelo de flujo

El flujo de agua a través de un medio poroso saturado se simula a partir de la ley empírica de Darcy, por lo cual en este caso el caudal circulante (Q) es proporcional al área de la sección transversal de la columna (A_T) y al gradiente hidráulico (i), y la constante de proporcionalidad es la conductividad hidráulica (K_s) (Ecuación 2.1) (Hiscock, 2005):

$$Q = -Ks\, A_T\, i \qquad (2.1)$$

3.3.2. Modelos de transporte conservativo

El transporte unidimensional de un soluto en el agua a través del suelo se modeliza usualmente por medio de la ecuación de transporte advectivo-dispersivo (van Genuchten, 1981), esta ecuación se describe según las condiciones del experimento así:

$$\theta \frac{\partial C}{\partial t} = \theta D^w \left(\frac{\partial^2 C}{\partial z^2}\right) - J_w \frac{\partial C}{\partial z} \qquad (2.2)$$

Donde:

- θ = Contenido volumétrico de agua [L^3L^3];
- C = Concentración del soluto en la fase líquida [ML^{-3}];
- t = Tiempo [T];
- D^w = Coeficiente de dispersión hidrodinámica [L^2T^{-1}];
- z = Profundidad [L];
- J_w = Flujo del agua [LT^{-1}].

A su vez, para el cálculo de el D^w se asume que esta es aproximadamente igual a la dispersión mecánica (D_m), ya que la Ks es mucho mayor que 0,001 cm/día y, por lo tanto, el efecto de la difusión molecular es despreciable (Rassam *et al.*, 2018). Por consiguiente, el D^wse calcula de acuerdo a la siguiente expresión:

$$D^w = D_L v \qquad (2.3)$$

Donde:

- D_L = Dispersividad longitudinal [L];
- v = Velocidad media del agua a través del medio poroso [LT^{-1}].

Por otra parte, en este estudio se consideran dos zonas para la fase líquida; una zona corresponde al agua inmóvil (estancada) y la otra al agua móvil. De esta manera, se tiene en cuenta la presencia de agua estancada en los microporos de la matriz del suelo. La transferencia de masa entre las zonas de agua móvil e inmóvil se asume como un transporte difusivo proporcional a la diferencia de concentraciones entre las dos zonas (Van Genuchten & Wierenga, 1976), por lo cual se introducen las siguientes ecuaciones:

$$\theta = \theta_m + \theta_{im} \quad (2.4)$$

$$\theta_m \frac{\partial C_m}{\partial t} + \theta_{im} \frac{\partial C_{im}}{\partial t} = \theta_m D^w \left(\frac{\partial^2 C_m}{\partial z^2}\right) - J_w \frac{\partial C_m}{\partial z} \quad (2.5)$$

$$\theta_{im} \frac{\partial C_m}{\partial t} = \Gamma_1 \quad (2.6)$$

$$\Gamma_1 = \alpha(C_m - C_{im}) \quad (2.7)$$

Donde:

- θ_m = Contenido volumétrico de agua de la zona móvil [L^3L^3];
- θ_{im} = Contenido volumétrico de agua de la zona inmóvil [L^3L^3];
- C_m = Concentración en la fase líquida de la zona móvil [ML^{-3}];
- C_{im} = Concentración en la fase líquida de la zona inmóvil [ML^{-3}];
- Γ_1 = Término correspondiente a la transferencia de masa debido al intercambio de soluto entre la zona móvil e inmóvil [$ML^{-3}T^{-1}$];
- α = Coeficiente de transferencia de masa de soluto entre la zona móvil e inmóvil. [T^{-1}].

En adelante, al modelo que no considera zonas de agua estanca se le llamará modelo en equilibrio (físico). Por el contrario, el otro modelo es denominado modelo móvil-inmóvil (MIM). Se aclara que el modelo de doble porosidad total (Figura 2); es decir, asumiendo transporte advectivo con transferencia de masa de agua y soluto entre las dos zonas de la fase líquida no se tiene en consideración, ya que el flujo y contenido de agua son constantes.

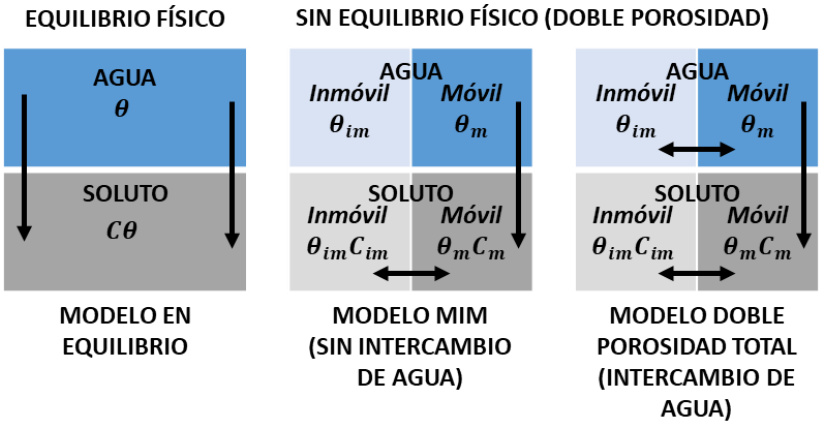


Figura 68. Esquema de modelos de transporte conservativo, adaptado de Šimůnek et al. (2013).

3.3.3. Modelos de transporte reactivo (Fármacos y PTs)

A diferencia de los modelos de transporte conservativo, en los modelos de transporte reactivo se consideran distintos procesos de interacción entre el soluto (en este caso el compuesto investigado) y el medio poroso a través del cual es transportado y que modifican su concentración. Estos procesos que ocurren de forma instantánea o siguiendo una evolución cinética pueden ser, por ejemplo, la (bio)degradación y la sorción reversible e irreversible. Estos son modelizados utilizando el siguiente sistema general de ecuaciones diferenciales adaptadas de Šimůnek et al. (2013):

$$\theta_m \frac{\partial C_m}{\partial t} + f_m \rho \frac{\partial S_m^e}{\partial t} = \theta_m D^w \left(\frac{\partial^2 C_m}{\partial z^2}\right) - J_w \frac{\partial C_m}{\partial z} - \mu_w C_m - \Gamma_1 - \Gamma_2 \quad (2.8)$$

$$\theta_{im} \frac{\partial C_{im}}{\partial t} + (1 - f_m)\rho \frac{\partial S_{im}}{\partial t} = \Gamma_1 - \mu_w C_{im} \quad (2.9)$$

$$\Gamma_2 = \rho\omega(S_{m,e}^k - S_m^k) \quad (2.10)$$

Donde:

- f_m = Fracción de los sitios de sorción en contacto con la zona móvil [-];
- S_m^e = Concentración retenida en equilibrio con la concentración en la fase líquida de la zona móvil [MM^{-1}];
- μ_w = Tasa de degradación de primer orden para la fase líquida [ML^{-3}];
- S_{im}= Concentración retenida en los sitios de sorción en contacto con la zona inmóvil [MM^{-1}];
- Γ_2 = Término correspondiente a la transferencia de masa a los sitios de sorción cinética en la zona móvil [$ML^{-3}T^{-1}$];
- ω = Coeficiente de transferencia de masa a los sitios de sorción cinética en la zona móvil [T^{-1}];
- $S_{m,e}^k$ = Concentración retenida en los sitios de sorción cinética en contacto con la zona móvil cuando se equilibra [MM^{-1}];
- S_m^k = Concentración retenida en los sitios de sorción cinética en contacto con la zona móvil [MM^{-1}].

La sorción reversible; en equilibrio y cinética, se describe de acuerdo a las siguientes expresiones matemáticas:

$$S = f_m S_m + (1 - f_m) S_{im} \quad (2.11)$$

$$S_{im} = K_d C_m^\beta \quad (2.12)$$

$$S_m = S_m^e + S_{m,e}^k \quad (2.13)$$

$$S_m^e = f_{eq} K_d C_m^\beta \quad (2.14)$$

$$S_{m,e}^k = (1 - f_{eq}) K_d C_m^\beta \quad (2.15)$$

Donde:

- S = Concentración total retenida por procesos reversibles [MM^{-1}];
- S_m = Concentración retenida en los sitios de sorción en contacto con la zona móvil [MM^{-1}];
- K_d = Coeficiente de distribución [$L^{3\beta}M^{-\beta}$];
- β = Exponente de Freundlich [-];
- f_{eq} = Fracción de los sitios de sorción en equilibrio [-].

Los sistemas de ecuaciones anteriormente descritos permiten representar la sorción reversible en equilibrio; si se asume Γ_2 nulo y f_{eq} igual a uno, y cinética; en el caso contrario. En todos los casos se asume que f_m es igual a 1 y por lo tanto los sitios de sorción se encuentran totalmente en contacto con la zona móvil. Así pues, se calibraron cuatro modelos distintos, clasificados en dos grupos: los que consideran la sorción instantánea (en equilibrio) y simulan la sorción mediante un el modelo lineal (L) cuando β es igual a uno, y el de Freundlich (F) cuando β es diferente de uno, y, los que simulan ambos tipos de sorción, pero como proceso cinético (no instantáneo), (K+L) y (K+F), respectivamente.

El modelo seleccionado ha sido limitado a las variables descritas ya que por una parte el K_d permite cuantificar la sorción reversible, que es uno de los principales procesos modificadores de la concentración y causantes de la demora entre el frente del soluto reactivo frente a uno no reactivo (Anderson *et al.*, 2015; Delleur, 2016).

Por su parte, la biodegradación; cuyo impacto es visible principalmente en las concentraciones máximas de los compuestos en el efluente, se simula a través del parámetro μ_w. La elección de simular este proceso solamente en la fase líquida se debe a que la biodegradación de una sustancia disuelta es energéticamente más favorable que la biodegradación de una sustancia retenida al suelo.

Por otro lado, las ecuaciones que rigen los modelos aquí desarrollados no consideran explícitamente el proceso de la sorción irreversible y por tanto el parámetro μ_w debe entenderse como representativo de ambos procesos (biodegradación + sorción irreversible). Esto bajo el supuesto que la degradación es predominante frente a la sorción irreversible y que a su vez la biodegradación es el mayor contribuyente entre los procesos de degradación de compuestos orgánicos (Estrella *et al.*, 1993).

3.4. Desarrollo de los modelos

3.4.1. Flujo de entrada en la columna

Durante el ensayo se registró que a partir del quinto día hay una disminución progresiva del flujo a la salida de la columna hasta llegar a un valor mínimo aproximado de 4 cm/día al final del ensayo (Figura 4). Adicionalmente, se registran valores extremadamente atípicos a lo largo de todo el experimento

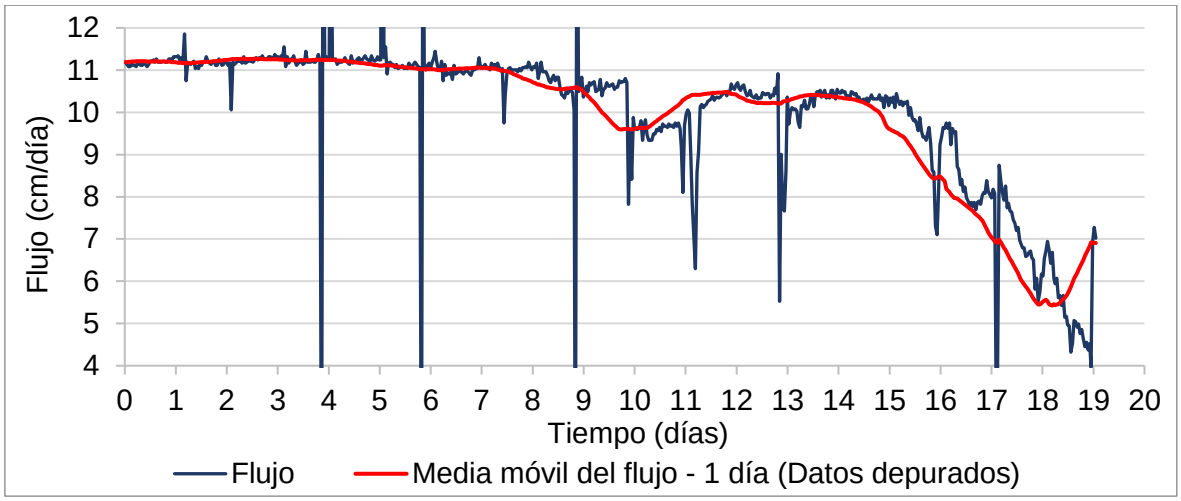


Figura 69 Flujo a la salida de la columna medido cada 44 minutos comparado con la media móvil de un día para cada instante de medición.

La variación en el flujo es indicio de cambios en las condiciones hidráulicas del suelo en la columna como respuesta a la migración de finos que parecen ocasionar una disminución de la conductividad hidráulica y por tanto una resistencia al flujo impuesto por la bomba peristáltica. La variación de las condiciones hidráulica en la columna implica que los parámetros calibrados a través del ensayo de trazador, realizado cuando el flujo era constante, no pueden ser extrapolados a lo largo de todo el tiempo experimental sin perderse precisión en la simulación. Por esto, se decidió realizar un análisis y tratamiento de las mediciones de flujo.

Primero, se determinó el tiempo de residencia de aproximadamente un día cómo el rango de tiempo base para el análisis del flujo, puesto que es el tiempo teórico aproximado que tarda el agua en recorrer toda la columna. Por lo cual, se espera este sea el periodo durante el cual una molécula que entra a la columna pueda ser afectada por cambios en las condiciones del experimento antes se salir completamente de la columna.

Segundo, se depuraron los valores extremadamente atípicos para cada instante de medición; es decir, aquellos menores al Cuartil 2 menos tres veces el rango intercuartílico (IQR) o aquellos mayores al Cuartil 3 más tres veces el IQR. Tercero, se calculó la media móvil de cada instante de medición con los datos depurados. Los cuartiles, el IQR y la media móvil se establecieron para cada instante de medición con respecto a las mediciones posteriores en el rango de un día.

Finalmente, se observó que la media móvil se mantiene por debajo de la media del primer día (11,19±0,07 cm/día) después del quinto día. Por este motivo, se asume en adelante que la premisa de flujo constante con la que se realizó el modelo es válida dentro del intervalo de los primeros cinco días. Asimismo, el coeficiente de determinación (R^2) y la raíz del error cuadrático medio

(RECM), parámetros usados en la evaluación de los modelos, se calcularán en los modelos de transporte reactivo con referencia a los datos experimentales del intervalo mencionado.

3.4.2. Parámetros de entrada y calibración

Los parámetros de entrada se encuentran descritos en la Tabla 3:

Tabla 44. Parámetros de entrada del modelo.

	Parámetro	Valor	Unidad
Columna	Altura (L)	26,3	cm
	Diámetro	9,0	cm
Suelo	Contenido de limo	61,9	%
	Contenido de arena	27,8	%
	Contenido de arcilla	10,3	%
	Densidad aparente	1,457	g/cm³
	Contenido volumétrico de agua saturado (θ)	0,4506	cm³/cm³
Flujo (teórico)	Caudal (Q)	712,9	cm³/día
	Conductividad hidráulica (Ks)	11,19	cm/día
	Flujo (J_w)	11,19	cm/día
	Velocidad real	24,86	cm/día
	Tiempo de residencia aproximado	1,06	días

El flujo y el K_s tienen la misma magnitud absoluta en términos escalares, debido a que al asumirse las condiciones necesarias para simular un flujo saturado en estado estacionario la conductividad hidráulica saturada debe ser equivalente al flujo (Rassam *et al.*, 2018).

El flujo de entrada se determinó como el promedio de las mediciones de flujo durante el primer día del ensayo. Por su parte, este valor de K_s es un valor esperable; del orden de 10^{-1} a 10 cm/día, para este tipo de suelo con granulometría franco limosa (Fetter, 2001). El tiempo de residencia se estimó de acuerdo a la velocidad real de flujo estimada a partir del caudal ingresado, la longitud de la columna y la porosidad eficaz; asumida esta última igual al contenido volumétrico de agua en estado saturado (Martínez Alfaro *et al.*, 2006).

Por su parte la demora del soluto, entendida como la relación entre la velocidad real de flujo del agua y la velocidad del soluto, se puede estimar aproximadamente a través del factor de retardo en la zona móvil (R_m), el cual se calcula así:

$$R_m = 1 + \frac{f_m \rho K_d \beta C^{\beta-1}}{\theta} \quad (2.16)$$

Finalmente, los parámetros a calibrar con el uso del paquete HYDRUS-1D para determinar los procesos de transporte en la

columna en cada modelo se describen a continuación (Figura 4):

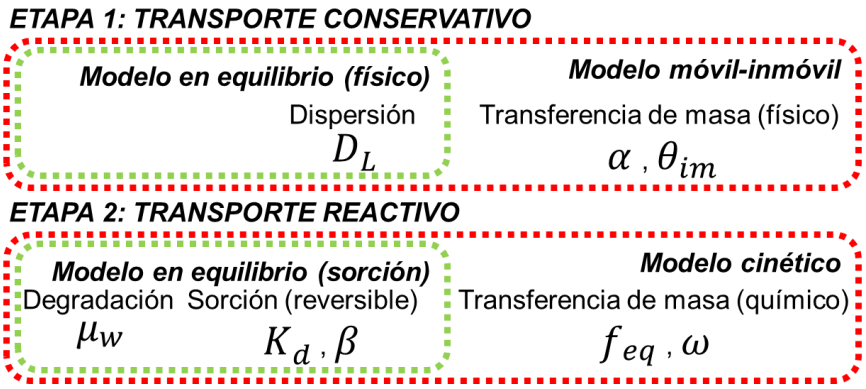


Figura 70. Esquema de los parámetros a calibrar en cada etapa de la modelización.

3.4.3. Análisis de sensibilidad

Durante la ejecución de cada uno de los modelos, se utilizó la discretización espacial y temporal automática, de modo tal que el producto de los números de Courant y Peclet se mantuvo debajo de uno. Asimismo, se verificó la sensibilidad del modelo ante la discretización espacial (101 nodos), por lo que los resultados son independientes de la malla (Martínez-Hernández *et al.*, 2017).

Adicionalmente, se revisó si al variarse la condición inicial de flujo y por ende tener un K_s distinto, se obtiene un mejor ajuste de la curva de paso generada por el modelo con respecto a los datos experimentales. Así pues, se obtuvo que el modelo inverso continuó convergiendo a un K_s y flujo de 11,19 cm/día o en su defecto los ajustes con K_s y flujo distinto se ajustaban menos a los resultados que el modelo MIM (ver Anexo 2). De esta manera, se descartó que el modelo haya sido sesgado dado el valor del flujo asumido; el promedio del primer día, a pesar de la variabilidad de este parámetro durante el experimento (Figura 3).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como cabe esperar, los compuestos investigados presentan unos tiempos de llegada mayores comparados con el cloruro, pues este alcanza su concentración máxima detectada aproximadamente en un día, mientras que los primeros fármacos en ser detectados son detectados en el efluente apenas por primera vez alrededor de dicho momento. Este retraso es un indicativo de que los compuestos se desplazan a una velocidad media inferior a la del trazador debido a que están sujetos a un transporte reactivo y no conservativo (simplemente advectivo-dispersivo).

De los seis compuestos investigados, la flecainida no ha sido detectada en el efluente y las concentraciones de metformina se encontraban en niveles muy cercanos a su límite de cuantificación (0,05 µg/L). Estos datos indican que, bajo las condiciones experimentales, estos fármacos presentan un comportamiento poco persistente. Debido a la ausencia de curvas de llegada para estos dos

fármacos, la modelización del transporte reactivo se limitó al ácido atenoloico, la 4-formilaminoantipirina, el valsartán y el sulfametoxazol.

Cuando se compara las curvas de paso con la media móvil del flujo, se puede apreciar que la variación del flujo impacta los niveles de concentración de los fármacos y PTs en el efluente (ver Figura 5). Dicho impacto se hace más visible a partir del quinto día cuando la tendencia de las curvas de paso cambia con respecto a la que se observa en los primeros días de ensayo. Esto se debe a que la variación del K_s y el flujo tiene un impacto sobre el tiempo de residencia de las moléculas de los fármacos y PTs, y, por consiguiente, sobre el alcance de la de los procesos de atenuación natural durante la infiltración como la sorción y la biodegradación (Gilbert *et al.*, 2014).

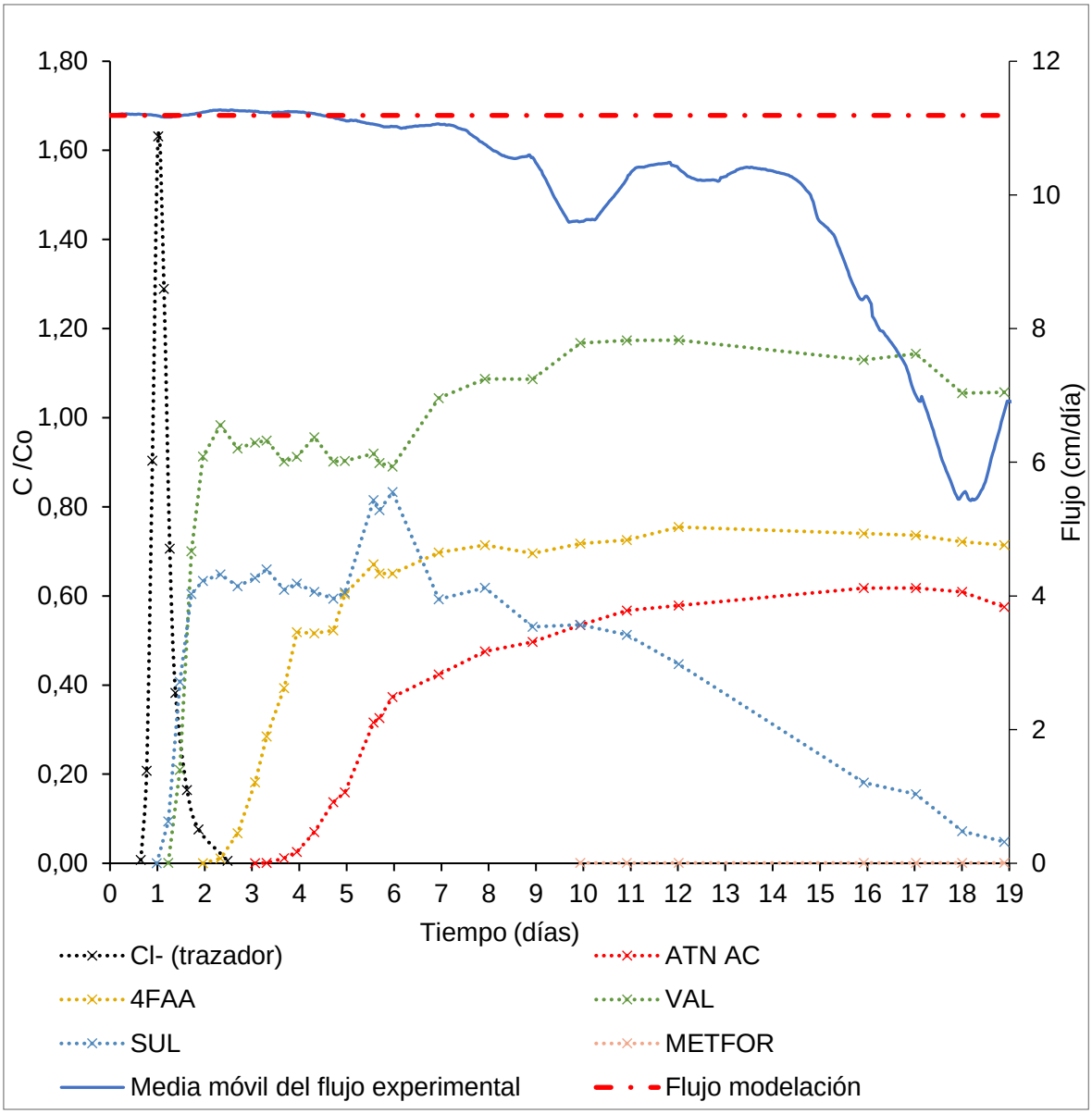


Figura 71. Media móvil del flujo y curvas de paso experimentales de los fármacos y PTs detectados en el efluente de la columna (ver el Anexo 1).

En concreto, se destacan los casos del valsartán y el sulfametoxazol, pues estos fármacos presentan las variaciones más notables en la tendencia de su curva de paso a lo largo de todo el ensayo. Asimismo, en otros estudios ya se ha reportado la peculiaridad del comportamiento del sulfametoxazol y otras aminas aromáticas debido a cambios en las condiciones de infiltración; como las condiciones reductoras de nitrito (Barbieri *et al.*, 2012; Silver *et al.*, 2018). Por ende, es posible que los mayores tiempos de residencia debidos a la disminución del flujo hayan propiciado o favorecido los procesos que alteran las tendencias previas de los niveles de concentración relativo. Una discusión más profunda se encuentra en el apartado 3.3.

3.5. Flujo y transporte conservativo

Los resultados de la modelación del trazador en Hydrus-1D muestran que el flujo y transporte del cloruro se ajusta mejor a un modelo MIM (figuras 6 y 7), pues para este modelo se obtiene un R^2 más cercano a 1.00 y una RECM menor que para el modelo en equilibrio físico que no considera la presencia de zonas de agua inmóvil (Tabla 4).

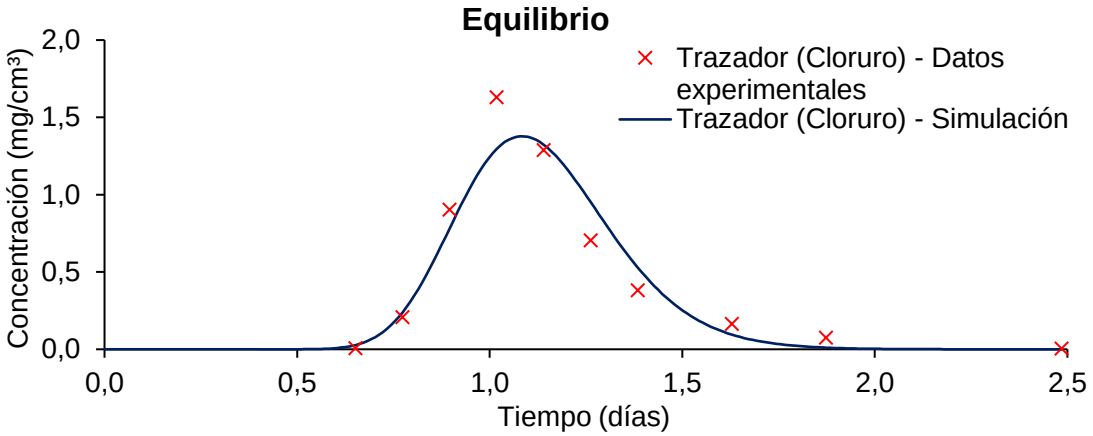


Figura 72. Simulación de la curva de paso del trazador mediante el modelo en equilibrio físico, comparada con los datos medidos a la salida de la columna (K_s=11,19 cm/día).

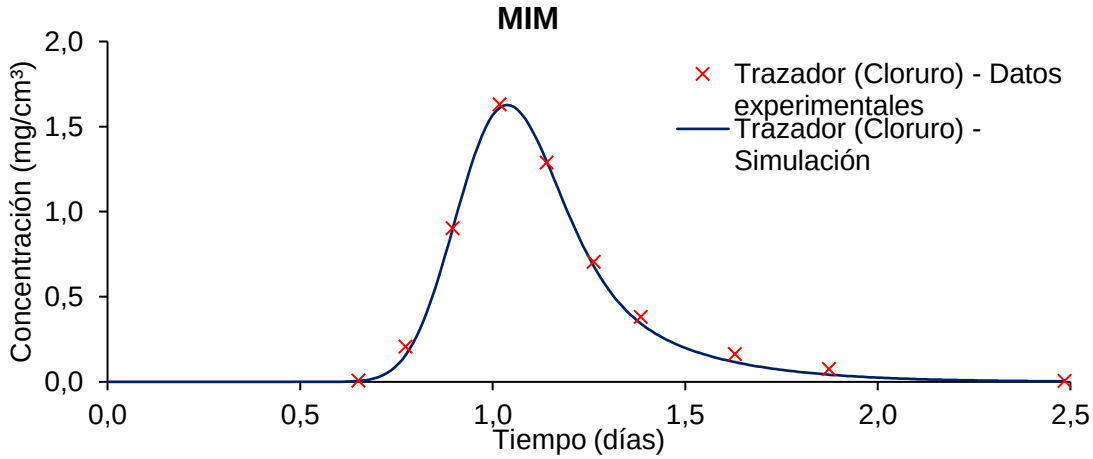


Figura 73. Simulación de la curva de paso del trazador mediante el modelo MIM, comparada con los datos medidos a la salida de la columna (K_s=11,19 cm/día).

Tabla 45. Parámetros calibrados mediante los modelos de flujo y transporte conservativos en equilibrio físico y MIM, (*No aplica: n.a.).

Parámetro	Equilibrio físico	MIM
Dispersividad longitudinal [cm]	0,47	0,21
Contenido de agua de la zona móvil [cm^3/cm^3]	0,4506	0,4106
Contenido de agua de la zona inmóvil [cm^3/cm^3]	0,0000	0,0400
Coeficiente de transferencia de masa de soluto entre las zonas móvil e inmóvil [$día^{-1}$]	*n.a.	0,21
Coeficiente de determinación [-]	0,93	1,00
Raíz del error cuadrático medio [-]	0,090	0,018

El modelo MIM permite representar más adecuadamente la asimetría presentada por la curva de paso del trazador. Esta apariencia asimétrica conocida como cola; del inglés *tailing*; (Giddings, 1963; Pedretti & Bianchi, 2018), se presenta porque los suelos se componen de secuencias de poros de conducción rápida y lenta, debido a la presencia de microporos en los que el transporte ocurre principalmente por difusión ya que el transporte convectivo es despreciable (Van Genuchten & Wierenga, 1976).

Esta asimetría puede no ser lo suficientemente significativa para ser considerada, como en Teijón *et al.* (2014) donde se prescindió de la utilización del modelo de doble porosidad, a pesar de la existencia de una asimetría debido a que al realizarse la modelación inversa se obtuvo que el volumen de agua estancada tendía a cero. No obstante, en el presente estudio se obtuvo que el contenido de agua inmóvil es del 4%, valor suficiente para no despreciar la presencia de zonas de agua estancada que impactan el transporte de los contaminantes.

En lo correspondiente a la dispersividad longitudinal, se determinó un valor de 0.21 cm, el cual se encuentra dentro del rango esperado para un ensayo de columna; es decir, en el orden de los 10^{-2} cm a 1 cm (Domenico & Schwartz, 1998). Bromly *et al.* (2007), realizaron una recopilación de la información obtenida para 291 ensayos de columna en condiciones saturadas para encontrar alguna relación entre las propiedades de la columna de suelo y la dispersividad obtenida para cada ensayo.

En este orden de ideas, se encontró que para un ensayo de similares características a este; contenido de arcilla inferior a 39%, diámetro y longitud de la columna mayor a 7,59 cm y 10,7 cm respectivamente, la dispersividad longitudinal esperada es de 0,46 cm según una base muestral de 25 ensayos.

Esto permite evidenciar la correspondencia de los resultados obtenidos en el presente estudio

con respecto a la literatura en lo que respecta al modelo de transporte conservativo. Finalmente, como resultado de la Etapa 1, se determinaron el modelo MIM y sus respectivos parámetros calibrados; ver Tabla 4, como base para la modelización del ácido atenoloico, la 4-formilaminoantipirina, el valsartán y el sulfametoxazol.

3.6. Transporte reactivo

Todos los ajustes obtuvieron un valor de RECM del orden de 10^{-3} y un R^2 mayor a 0,98, con excepción de los ajustes producidos por el modelo de sorción lineal en equilibrio para el ácido atenoloico (0,94) y por el modelo de sorción de Freundlich para la 4-formilaminoantipirina (0,97) (ver Tabla 5). Esto se debe a que incluso el modelo de sorción lineal en equilibrio; que es el modelo más simple propuesto para el transporte reactivo, es un acercamiento suficiente, ya que la sorción y degradación son los principales procesos de atenuación (Schaffer *et al.*, 2012), y estos procesos pueden ser representados a su mínima expresión en el modelo mediante los parámetros K_d y μ_w (ver apartado 2.3.3).

Tabla 46. Parámetros de transporte reactivo calibrados y calculados con respecto a los primeros 5 días para el ATN AC, 4FAA, VAL y SUL.

Soluto	Modelo	K_d ($cm^{3\beta}\,\mu g^{1-\beta}\,g^{-1}$)	β	μ_w ($día^{-1}$)	f_m	f_{eq}	ω ($día^{-1}$)	R_m	R^2	RECM
VAL	L	0,169	1,000	0,0356	1,0	1,00	n.a.	1,6	0,98	0,0040
	F	0,113	0,825	0,0395	1,0	1,00	n.a.	1,5	0,99	0,0029
	K+L	0,179	1,000	0,0364	1,0	0,95	0,0001	1,6	0,98	0,0040
	K+F	0,106	0,791	0,0402	1,0	0,96	0,0001	1,5	0,99	0,0027
SUL	L	0,119	1,000	0,4723	1,0	1,00	n.a.	1,4	0,99	0,0026
	F	0,093	0,895	0,4749	1,0	1,00	n.a.	1,4	0,99	0,0023
	K+L	0,123	1,000	0,4714	1,0	0,96	0,0110	1,4	0,99	0,0026
	K+F	0,094	0,884	0,4742	1,0	0,96	0,0001	1,4	0,99	0,0023
ATN AC	L	1,256	1,000	0,7874	1,0	1,00	n.a.	5,5	0,94	0,0026
	F	1,506	1,071	0,7497	1,0	1,00	n.a.	5,9	0,99	0,0009
	K+L	1,320	1,000	0,6877	1,0	0,87	1,341	5,7	0,98	0,0014
	K+F	1,572	1,048	0,6406	1,0	0,87	0,5242	6,3	0,99	0,0012
4FAA	L	0,727	1,000	0,4166	1,0	1,00	n.a.	3,6	0,98	0,0063
	F	1,202	1,202	0,3774	1,0	1,00	n.a.	4,3	0,97	0,0050
	K+L	0,902	1,000	0,2543	1,0	0,70	0,7970	4,2	0,99	0,0028
	K+F	0,954	1,022	0,2498	1,0	0,71	0,7524	4,3	0,99	0,0027

De esta manera, el modelo de sorción lineal en equilibrio permite simular en todos los casos con relativa precisión el retardo al que está sujeto el contaminante durante la infiltración. Por tanto, el parámetro K_d calibrado en este modelo es útil para comparar el proceso de sorción entre los fármacos y PTs estudiados.

Por lo general, los datos calibrados indican que el valsartán y el sulfametoxazol presentan un comportamiento diferente de los PTs analizados, pues el ácido atenoloico y el 4-formilaminoantipirina son detectados más tarde y no alcanzan una meseta de concentración con la misma rapidez (ver Figura 5). Consecuentemente, estos PTs presentan factores de retardo de la zona móvil del dos a cuatro veces los de los fármacos. Al mismo tiempo, los fármacos presentan una menor incidencia de sorción cinética, ya que la fracción de los sitios de sorción que están sujetos al equilibrio es mayor al 95%.

3.6.1. Transporte de los fármacos

Los resultados del ensayo y la modelación del valsartán muestran que, a partir del dato experimental medido el séptimo día de ensayo las concentraciones en el efluente se mantienen por encima de los valores medios de la meseta alcanzada durante los primeros 5 días (figuras 8 y 9). De hecho, los modelos proyectan que el equilibrio es alcanzado a una concentración relativa de 0,96, mientras que los datos experimentales alcanzan una concentración relativa máxima de 1,21.

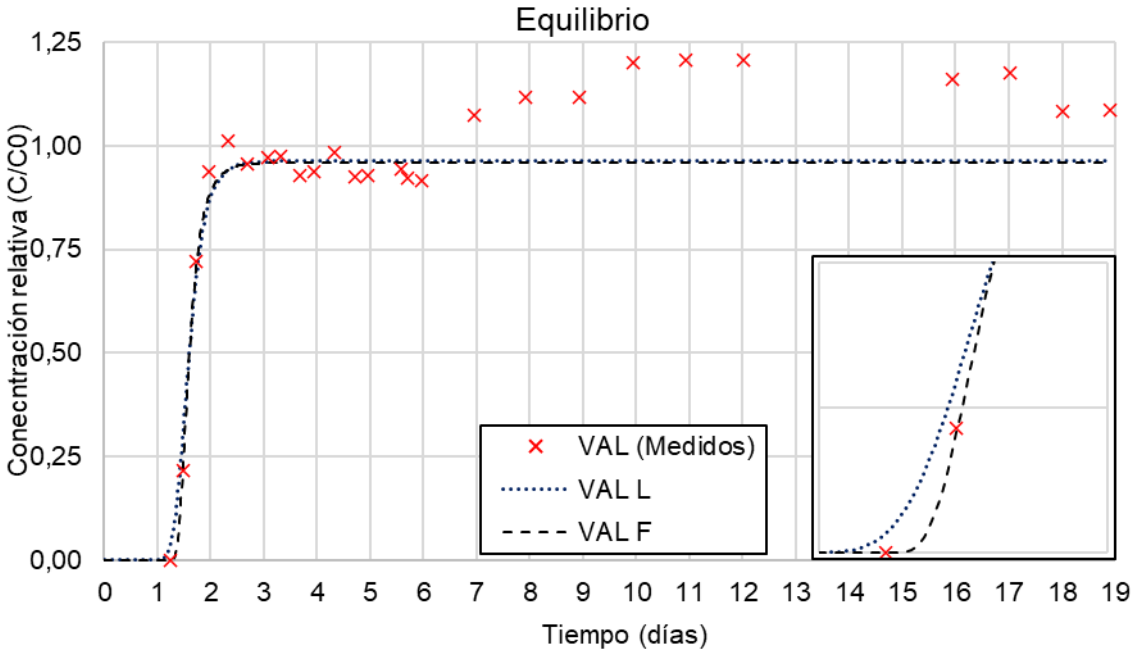


Figura 74. Simulación de la curva de paso del VAL asumiendo una sorción reversible en equilibrio y ajuste con base al R^2 calculado para los primeros 5 días.

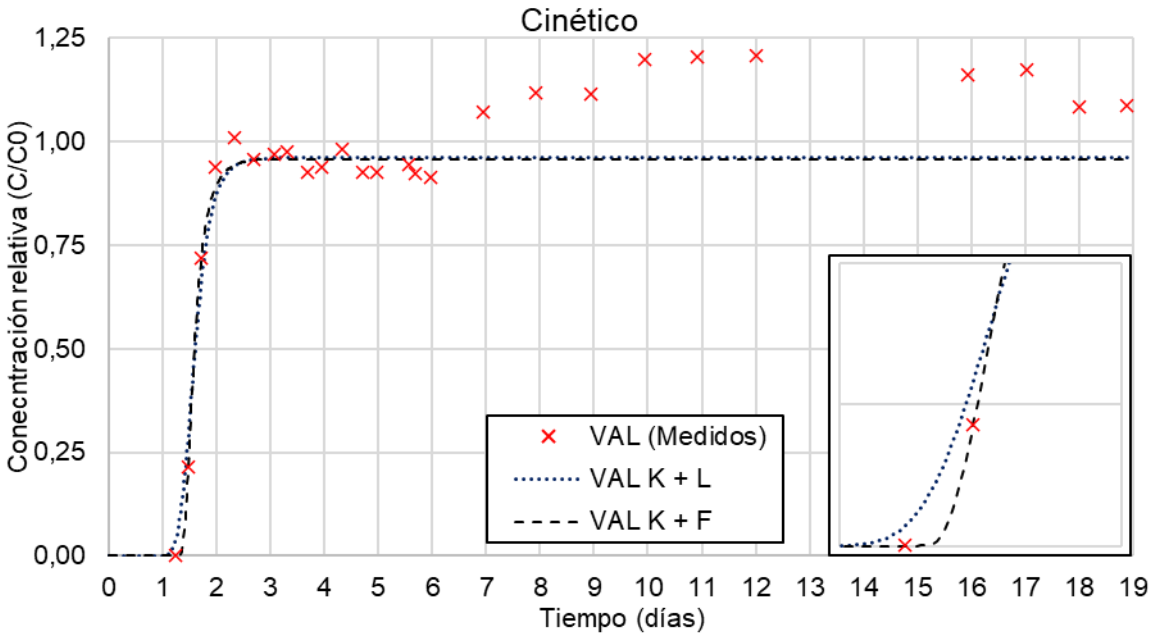


Figura 75. Simulación de la curva de paso del VAL asumiendo una sorción reversible cinética y ajuste con base al R^2 calculado para los primeros 5 días.

Este comportamiento parece indicar que a la disminución del flujo propicia un aumento de las concentraciones relativas en el efluente, que posiblemente se deba principalmente a una disminución en la sorción reversible instantánea; influida por los tiempos de residencia, en combinación con una disminución en la dispersión, dependiente directamente de la velocidad media del agua (ver Ecuación 2.3) y las propiedades hidráulicas.

El efecto de la disminución de la sorción en las concentraciones relativas, se debe a que las moléculas adsorbidas previamente y que se encontraban en equilibrio para una determinada capacidad de sorción del suelo ahora regresan a la fase líquida sumándose a las que ingresan en la solución sintética influente, de modo tal que, se genera un efecto de reconcentración del compuesto en el efluente.

Cuando se considera la sorción cinética, el valsartán al igual que el sulfametoxazol tienden a presentar valores muy bajos del coeficiente de transferencia de masa de soluto entre la fase liquida y los sitios de sorción de la zona móvil de 0,0001 días^{-1} y una fracción de los sitios de sorción instantánea reversible sujetos al equilibrio de más del 95%, por lo tanto, las curvas obtenidas por ambos grupos de modelos (equilibrio y cinético) son similares (figuras 8, 9, 10 y 11) sugiriendo que los procesos sujetos a sorción no instantánea reversible son despreciables.

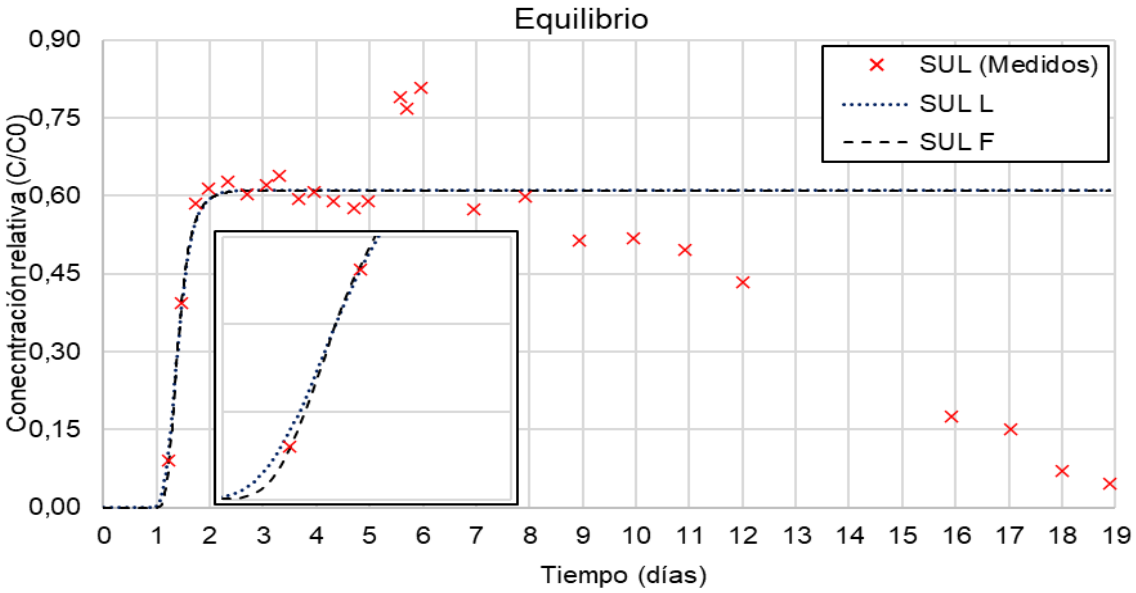


Figura 76. Simulación de la curva de paso del SUL asumiendo una sorción reversible en equilibrio y ajuste con base al R^2 calculado para los primeros 5 días.

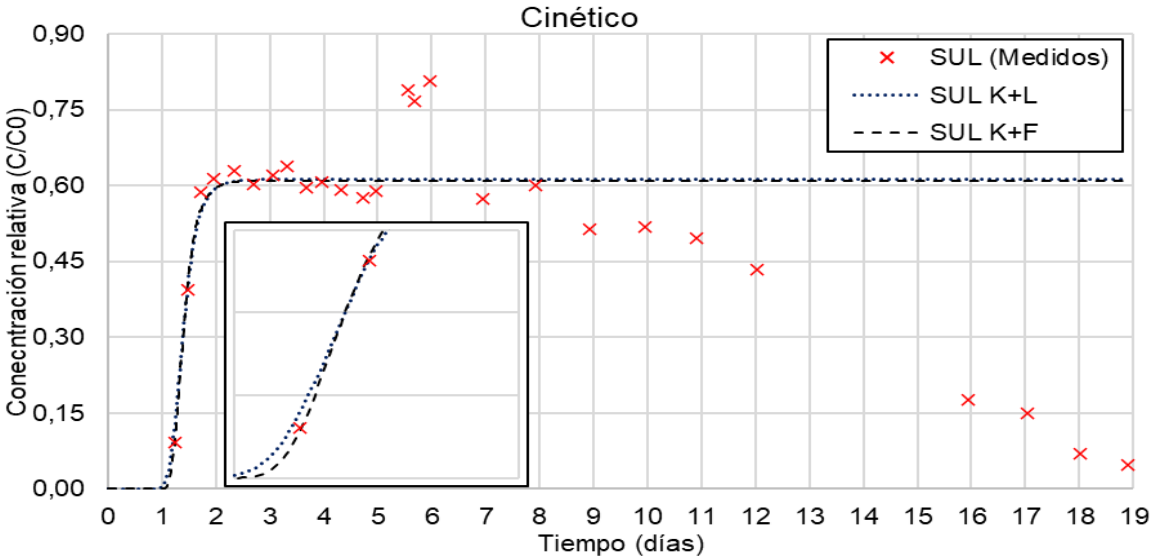


Figura 77. Simulación de la curva de paso del SUL asumiendo una sorción reversible cinética y ajuste con base al R^2 calculado para los primeros 5 días.

Por otro lado, la sorción reversible e instantánea; en combinación con la cuantificación de los procesos de transformación de materia por medio de la μ_w, es suficiente para simular el comportamiento del sulfametoxazol; tanto si se asume sorción lineal como no lineal, dentro del intervalo de los primeros cinco días donde el flujo se ha mantenido constante. Algunos autores sugieren que es preferible usar el modelo lineal (Strauss *et al.*, 2011).

Sin embargo, otros autores; cómo Martínez-Hernández *et al.* (2017) basados en (Martínez-Hernández *et al.*, 2014), y Drillia *et al.* (2005), han mostrado que, si bien el modelo lineal es

aceptable, el modelo no lineal es más preciso y preferible al momento de modelizar el comportamiento del sulfametoxazol. Para este caso, esto es especialmente cierto en lo que respecta a la simulación de la sección sigmoidal de la curva de paso.

3.6.2. Transporte de los productos de transformación

La sorción del ácido atenoloico a este tipo de suelo agrícola (ver apartado 2.2.1.), es mejor descrita, sobre todo en la parte sigmoidal de la curva de paso, utilizando el modelo de sorción no lineal en equilibrio, aunque la variación del exponente de Freundlich es inferior al 10%. Por otro lado, la aplicación de modelos cinéticos de sorción lineal y no lineal no mejoran la simulación de los datos experimentales (figuras 12 y 13).

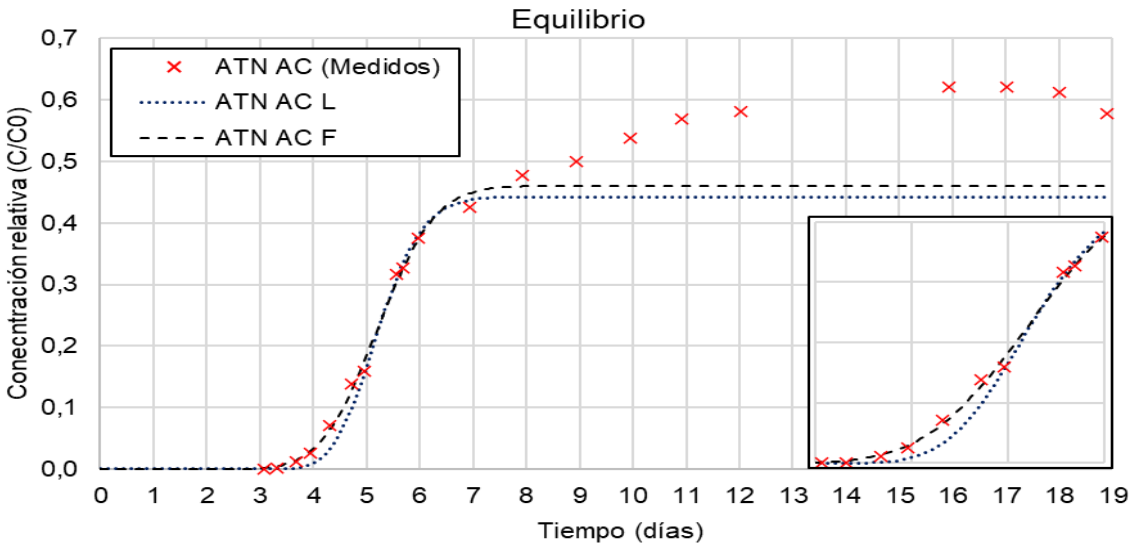


Figura 78. Simulación de la curva de paso del ATN AC asumiendo una sorción reversible en equilibrio y ajuste con base al R^2 calculado para los primeros 5 días.

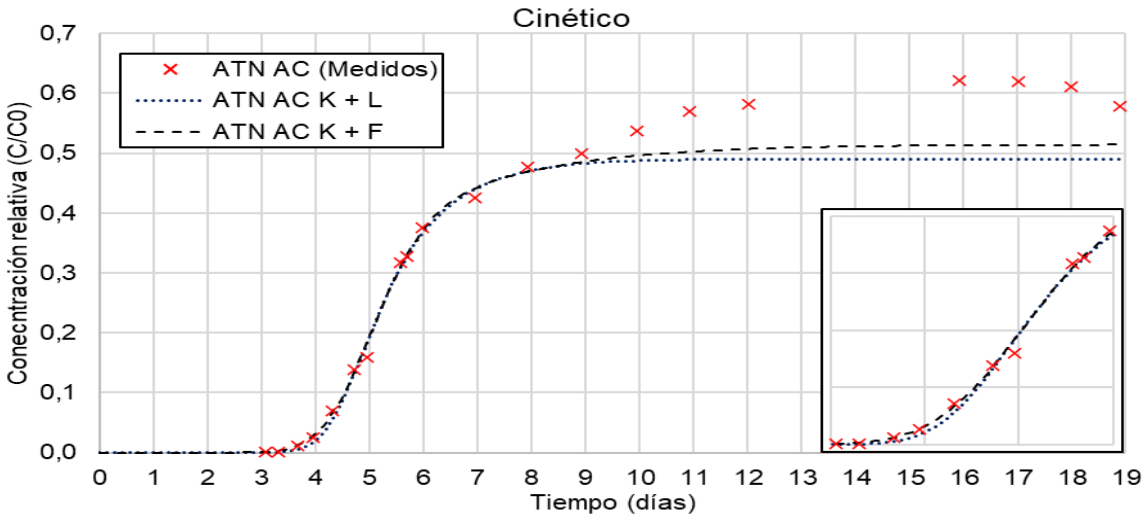


Figura 79. Simulación de la curva de paso del ATN AC asumiendo una sorción reversible cinética y ajuste con base al R^2 calculado para los primeros 5 días.

Lo anterior, se expresa en el marco que el principal criterio de calibración y selección del modelo sea el ajuste únicamente con respecto a la información aportada por las mediciones de concentración en los primeros cinco días, puesto que fuera de este intervalo la precisión de los parámetros calibrados previamente en el modelo de transporte conservativo disminuye.

Sin embargo, en la Figura 13 se observa como los modelos cinéticos; lineal y no lineal, simulan mejor la información experimental dentro y fuera del intervalo de los primeros cinco días. Por otro lado, el flujo hasta el día 8 ha variado menos del 2%, y hasta el día 15 alrededor del 10% (Figura 4), por lo cual se hace la salvedad que el criterio con el que se definió lo que considera un flujo constante es estricto y riguroso, puede ser demasiado restrictivo a efectos prácticos (ver apartado 2.4.1.). Ahora bien, se debe tener en cuenta también que los efectos de esta variación del flujo, que puedan reflejarse en la velocidad de transporte del soluto por parte del transporte advectivo, serán del orden de cinco veces menos que la variación de la velocidad del agua, consultar factores de retardo en Tabla 5.

En este sentido, se procedió a simular y calibrar el modelo, pero esta vez incluyendo el ajuste respecto a la información experimental fuera del intervalo de los primeros cinco días como un criterio de calibración secundario; es decir, dando más importancia el R^2 calculado con respecto a las concentraciones experimentales en el efluente medidas durante todo el ensayo. Los resultados obtenidos de esta nueva simulación se muestran en la Figura 14.

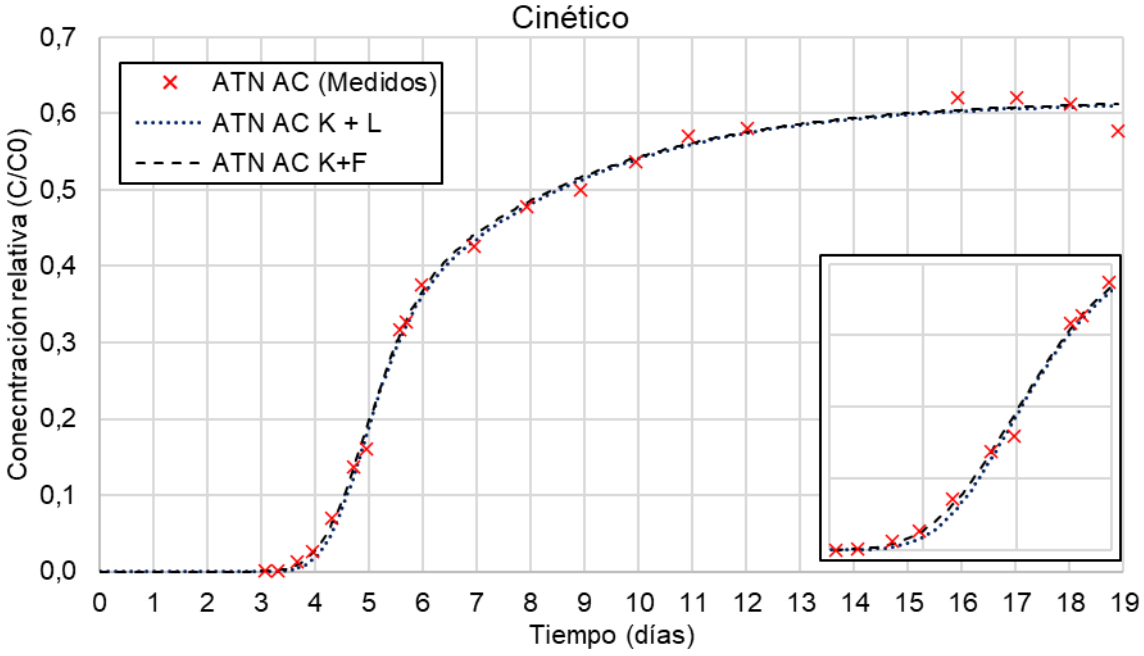


Figura 80. Simulación de la curva de paso del ATN AC asumiendo una sorción reversible cinética y ajuste con base al R^2 calculado para todos los días.

Como se puede observar, en este caso el modelo más apropiado sería un modelo de sorción cinética en el cual el exponente de Freundlich se aproxima más al valor unitario, y la fracción de los sitios de sorción sujetos a sorción en equilibrio disminuye y el coeficiente de transferencia de masa de soluto entre la fase liquida y los sitios de sorción de la zona móvil aumenta (Tabla 6).

Tabla 47. Parámetros de transporte reactivo calibrados y calculados del ácido atenoloico, extendiendo el intervalo de calibración.

Modelo	**K_d ($cm^{3\beta}\mu g^{1-\beta}g^{-1}$)**	**β**	**μ_w ($día^{-1}$)**	**f_m**	**f_{eq}**	**ω ($día^{-1}$)**	**R_m**	**R^2 (5 días)**	**RECM (5 días)**
Lineal	1,679	1,00	0,4660	1,00	0,70	0,4073	7,0	0,97	0,0014
No lineal	1,780	1,03	0,4620	1,00	0,71	0,3856	7,3	0,98	0,0012

En lo que respecta a la 4-formilaminoantipirina, los modelos de sorción lineal y no lineal que no consideran la sorción cinética se ajustan menos a los datos medidos que los modelos que si la consideran (figuras 15 y 16). Cuando se considera la sorción cinética el exponente de Freundlich tiende a acercarse a uno y las curvas resultantes tienden a superponerse. Asimismo, se obtuvo que la fracción de los sitios de sorción sujetos al equilibrio es de aproximadamente un 70% (Tabla 6). Cabe subrayare que para el ácido atenoloico se obtuvieron resultados similares.

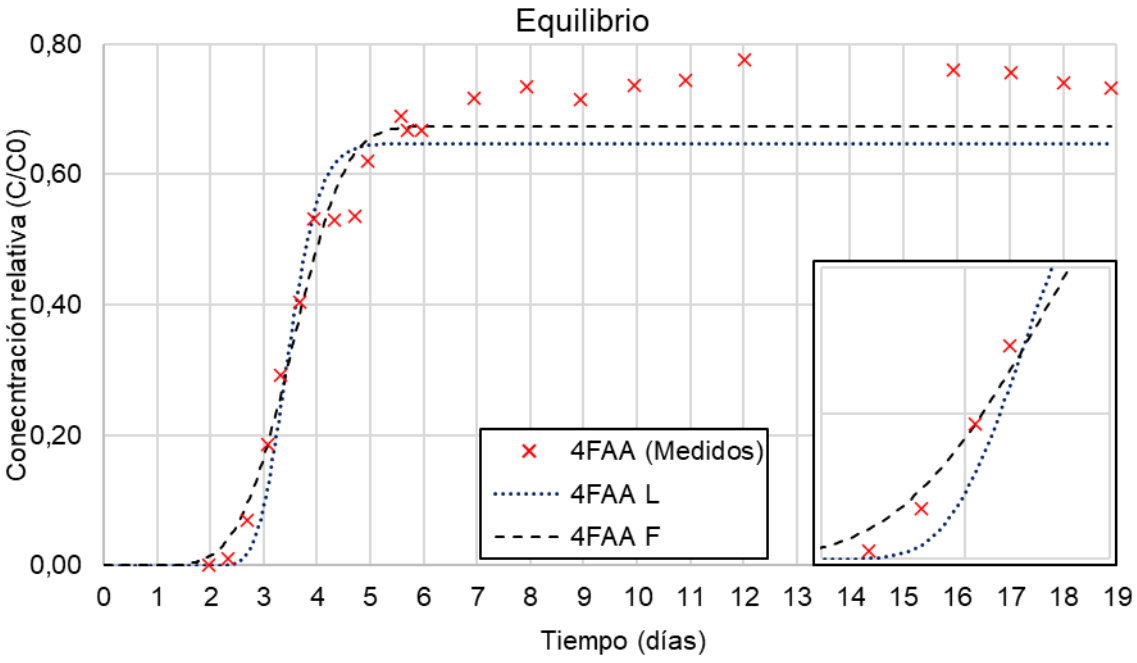


Figura 81. Simulación de la curva de paso del 4FAA asumiendo una sorción reversible en equilibrio y ajuste con base al R^2 calculado para los primeros 5 días.

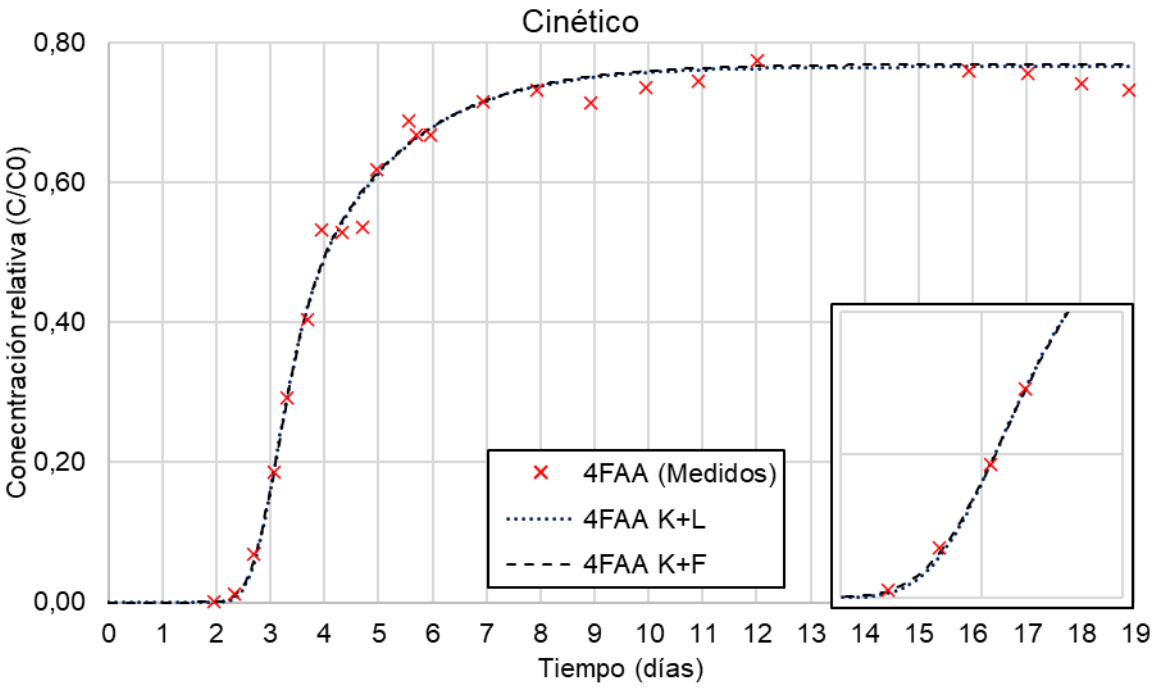


Figura 82. Simulación de la curva de paso del 4FAA asumiendo una sorción reversible cinética y ajuste con base al R^2 calculado para los primeros 5 días.

Por su parte, el modelo de sorción lineal tiene un ajuste similar al no lineal en ambos enfoques respectivamente (Tabla 5). Este comportamiento relativamente lineal ya había sido descrito en otros estudios para otros sorbentes. Por ejemplo, Leal *et al.* (2017), describieron que este producto de transformación presenta un comportamiento que tiende a la sorción lineal, pero en este caso con la clinoptilolita como material sorbente.

Asimismo, en ambos PTs la curva obtenida con los modelos cinéticos se ajusta incluso a los valores posteriores a los cinco días, por ejemplo, el ácido atenoloico presenta un R^2 de 1,00 cuando se contrastan los valores estimados por los modelos de sorción cinética lineal y no lineal con todos los datos medidos en el ensayo (Anexo 3). Por consiguiente, los procesos principales que determinan el transporte de estos PTs no han sido tan sensibles al impacto de la variación en flujo.

En ambos casos un 30% de la zona móvil se encuentra en contacto con sitios sujetos a sorción cinética y además solo los PTs se ven afectados por los procesos de sorción reversible no instantánea aquí involucrados. Esto parece indicar que ambos PTs son retenidos de forma reversible y no instantánea en los mismos sitios, p. ej. granos de determinado tamaño o mineral. Ahora bien, los procesos de sorción son independientes para cada compuesto y por ello se obtienen valores de ω diferentes.

3.7. Atenuación y remoción

Como ya se ha mencionado, la flecainida no ha sido detectada a la salida de la columna mientras que la metformina se ha detectado

con concentraciones muy próximas a su límite de cuantificación en el efluente (0.05 µg/L). Estos resultados indican que, para estas dos sustancias; con carga catiónica dominante al pH de la solución sintética (Tabla 1), los procesos de atenuación son eficaces a la hora de hacer frente a su propagación a través del suelo agrícola. Esto se debe posiblemente a intercambio de cationes o la presencia de interacciones electrostáticas con las superficies del suelo de la columna; p. ej. partículas de arcilla (27,8%) y/o materia orgánica (1,2 ± 0,3%) negativamente cargadas (Meffe *et al.*, 2021; Scheurer *et al.*, 2012; Ramil *et al.*, 2010).

La ausencia de estos dos fármacos en el efluente no necesariamente supone la eliminación del compuesto. De hecho, como se muestra en las figuras 17 y 18, la flecainida y la metformina son retenidos en las capas superiores de la columna. Asimismo, estos compuestos presentan los mayores porcentajes de retención en el suelo con respecto la cantidad inyectada (100% y 76%, respectivamente), lo que significa que han sido retenidos en la fase sólida pero no se han descompuesto o transformado en otra sustancia.

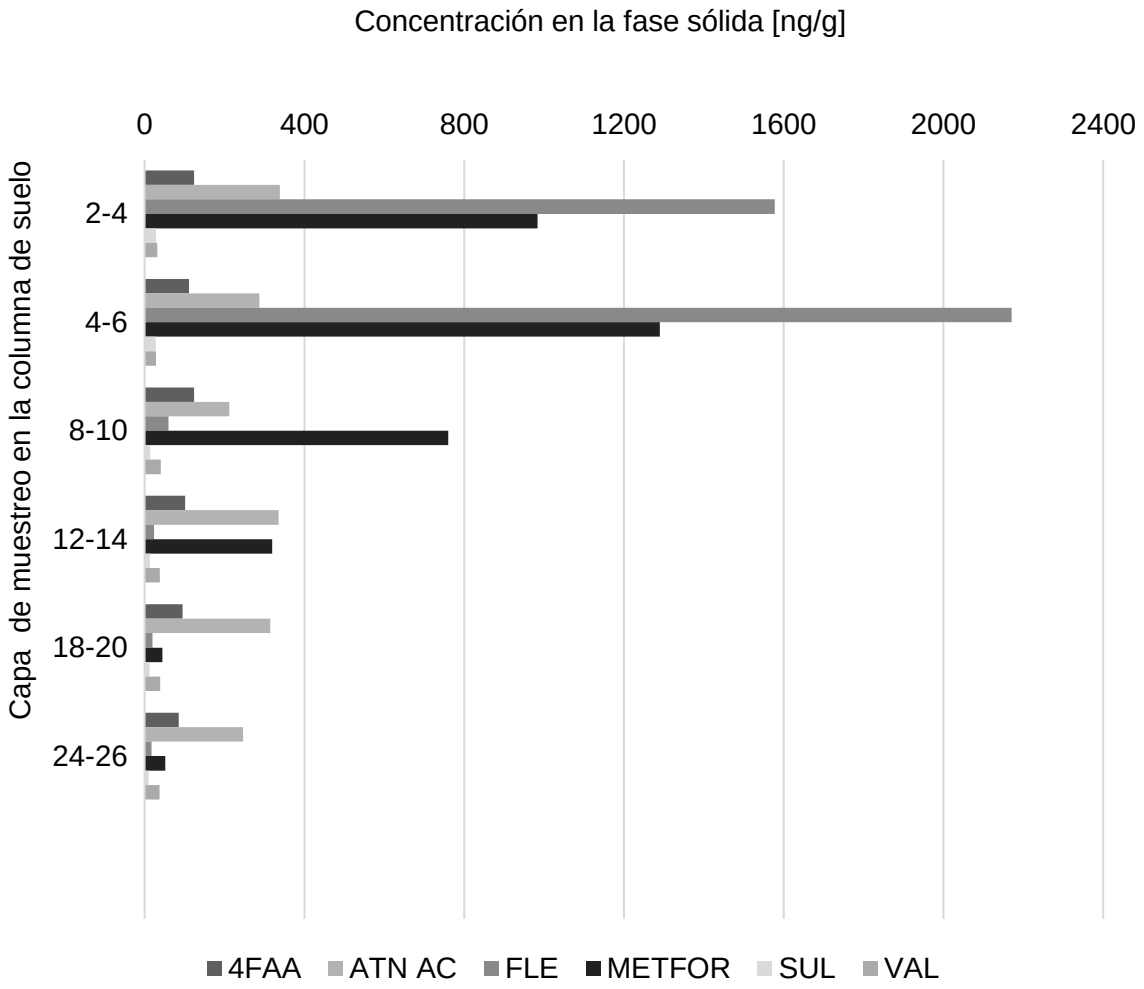


Figura 83. Perfiles de profundidad de los fármacos y PTs.

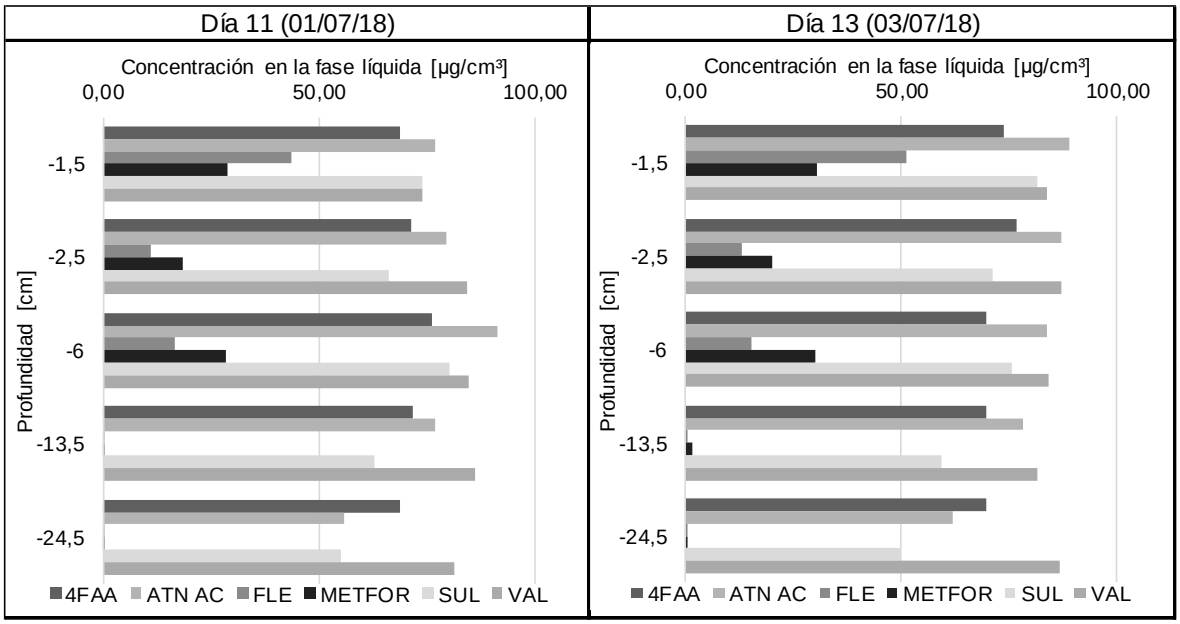


Figura 84. Datos de concentración en la fase líquida medidos a distintas profundidades mediante el muestreo de rizones (días 11 y 13 del ensayo).

Por el contrario, el valsartán es el fármaco más persistente pues alcanzó una concentración relativa en el efluente más alta (mayor a 1,0) que todas las demás sustancias que se mantuvieron siempre por debajo de 0,80. Asimismo, la μ_w para el valsartán presenta valores más bajos, del orden de 10^{-2} días^{-1} en comparación con los valores del orden de 10^{-1} días^{-1} obtenidos para los otros compuestos. Así como, presenta también un K_d para el modelo de sorción lineal en equilibrio relativamente bajo y una retención en el suelo del 7%.

Esto contrasta con lo esperado para este fármaco, ya que, en estudios anteriores realizados en campo para este tipo de suelo agrícola, el valsartán presentó una atenuación del 70% al 80% (Meffe *et al.*, 2021). Además, este compuesto presenta el carácter más claramente hidrofóbico ($Log\ K_{OW}$> 4 y $Log\ D_{OW}$> 1), y según diversos autores esto implica un alto potencial de sorción (Silva *et al.*, 2012; Wells, 2006).

Sin embargo, de Ridder *et al.* (2010) según se cita en Jurado *et al.* (2012), agrega que el K_{OW} no puede siempre relacionarse con la capacidad de adsorción en los sedimentos minerales. Esto se debe a que un valor alto de K_{OW} sugiere principalmente la preferencia del compuesto a no permanecer en la fase acuosa, pero frente a una fase orgánica. Esto se puede entender en la medida que varios de los trabajos en los que se ha determinado esta relación de K_{OW} (con la sorción/atenuación) han sido realizados en medios con un alto contenido de materia orgánica; p. ej. (Jones-Lepp & Stevens, 2007). O en el caso de Meffe *et al.* (2021), en campo la presencia de una rizosfera propicia la actividad microbiana a la que este compuesto puede ser afin y por ende ser atenuado debido a la biodegradación.

Su elevada masa molecular (435,23 Da) podría ser una causa del comportamiento de este fármaco. Sin embargo, la flecainida tiene los valores de masa molecular y $log\ K_{OW}$ más similares de entre los compuestos investigados, pero presenta resultados de atenuación opuestos. Y mientras la flecainida presenta los niveles de sorción más altos, el valsartán niveles de sorción muy bajos, llegando incluso a no ser detectado en el suelo en otros casos (Meffe *et al.*, 2021). Esto puede explicarse en el hecho que estos fármacos están opuestamente ionizados, por lo tanto, el comportamiento móvil del valsartán podría deberse a su ionización negativa que ejerce una repulsión con las partículas del suelo cargadas también negativamente. Esto finalmente, parece indicar que la sorción de este suelo se debe a las interacciones electrostáticas de los compuestos con las arcillas, y no con la materia orgánica.

Por último, se destaca el caso del sulfametoxazol, pues este fármaco cambia su tendencia drásticamente hasta el punto de pasar de ser un compuesto con atenuación moderada a presentar concentraciones en el efluente y la fase sólida mínimas. Esto se debe a que; cómo han recopilado y descrito diversos autores (p. ej. Silver *et al*., 2018), el

sulfametoxazol presenta niveles de atenuación distintos ante diferentes condiciones; como distintas condiciones de reducción de nitrato, presencia de otros compuestos o condiciones anaerobias frente a aerobias.

Ahora bien, ya que el sulfametoxazol presenta una carga aniónica poco afín con los procesos de sorción presentes en este tipo de suelo; presenta bajas concentraciones en la fase sólida y el K_d más bajo para el modelo lineal, por lo que se puede inferir que el cambio en la atenuación es debido a un aumento en los procesos de degradación; favorecido quizás por los mayores tiempos de residencia.

En este caso, es posible que la degradación no se deba a la actividad microbiana sino a un cambio en las condiciones reductoras de nitrito, ya que como explica Barbieri *et al.* (2012), el comportamiento peculiar del sulfametoxazol puede deberse a interacciones con el nitrito y la formación del producto de transformación de naturaleza reversible 4-nitrosulfametoxazol. No obstante, el nitrito no fue medido en el influente y tampoco detectado en el efluente, sin embargo, no se descarta esta posibilidad dada la presencia de nitrato, el cual puede ser transformado en nitrito en determinadas condiciones.

CONCLUSIONES

Incorporar la de zonas de agua estancada mejoró la precisión del modelo de transporte. Esto, en combinación con la descripción de los procesos de atenuación asumiendo sorción lineal reversible y la sorción no reversible en conjunto con la degradación permite simular de forma aproximada el comportamiento de los compuestos al infiltrarse en suelo. No obstante, los modelos más complejos que introducen procesos de tipo cinéticos pueden afinar aún más la simulación proporcionando datos más precisos. Aun así, es importante resaltar que la complejidad de un modelo se refleja en el número de parámetros a calibrar y, por tanto, en el riesgo de obtener unos buenos resultados con diferentes configuraciones de parámetros.

Según los resultados obtenidos, los procesos de sorción en este tipo de suelo agrícola se ven dominados por fenómenos de sorción electrostática con las fases minerales, por lo tanto, los compuestos positivamente ionizados tienen mayor afinidad a la sorción en este suelo. Por este motivo, la flecainida y la metformina, presentan la mayor atenuación, sin embargo, debe evaluarse los riegos que supone su acumulación en el suelo. Por otro lado, la ausencia de una rizosfera y/o un mayor contenido de materia orgánica; sumado a su poca afinidad a la sorción del suelo, disminuyó la atenuación natural esperada del valsartán convirtiéndolo en el compuesto más persistente.

El sulfametoxazol y el valsartán se ajustan mejor a un modelo de sorción no lineal sin considerar un comportamiento cinético en la sorción. Por otro lado, los PTs fueron mejor simulados durante toda la duración del ensayo considerando que la sorción instantánea y

reversible se limita a un 70% de los sitios de sorción en contacto con la zona móvil de la fase liquida. La sorción reversible en estos dos compuestos tiende a un comportamiento lineal. En el caso del ácido atenoloico se decidió incorporar como criterio secundario de calibración el ajuste del modelo en un intervalo de tiempo extendido.

En lo que respecta a la degradación, los compuestos modelados con el paquete HYDRUS-1D se organizan con base a su μ_w en el siguiente orden descendente; Sulfametoxazol, ácido atenoloico, 4-formilaminoantipirina y valsartán. Por otro lado, el sulfametoxazol empezó a aumentar gradualmente su degradación después de los 8 días, aunque este proceso podría ser reversible según indican otros autores.

Los fármacos modelizados mostraron ser más sensibles ante los efectos de variación del flujo y/o condiciones de infiltración que los PTs. En consecuencia, se recomienda estudiar la sensibilidad y el comportamiento de los fármacos ante variaciones en las distintas condiciones a las que se encuentran sujetos durante los procesos de infiltración-lixiviación.

BIBLIOGRAFÍA

Anderson, M. P., Woessner, W. W., & Hunt, R. J. (2015). *Applied Groundwater Modeling: Simulation of Flow and Advective Transport.* Londres, Reino Unido: Academic Press.

Barbieri, M., Carrera, J., Ayora, C., Sanchez-Vila, X., Licha, T., Nödler, K., . . . Barceló, D. (2012). Formation of diclofenac and sulfamethoxazole reversible transformation products in aquifer material under denitrifying conditions: Batch experiments. *Science of The Total Environment, 426*, 256-263. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.058

Banzhaf, S., & Hebig, K. H. (2016). Use of column experiments to investigate the fate of organic micropollutants - a review. *Hydrology and Earth System Sciences, 20*, 3719-3737. doi:https://doi.org/10.5194/hess-20-3719-2016

Bromly, M., Hinz, C., & Aylmore, L. A. (2007). Relation of dispersivity to properties of homogeneous saturated repacked soil columns. *European Journal of soil Science, 58*, 293-301. doi:https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00839.x

Celestino Ladu, J. L., & Zhang, D.-r. (2011). Modeling atrazine transport in soil columns with HYDRUS-1D. *Water Sciences and Engineering, 4*(3), 258-269.

Daughton, C. G. (2004). Non-regulated water contaminants: emerging research. *Environmental Impact Assessment Review, 24*, 711-732.

de Santiago-Martín, A., Meffe, R., Teijón, G., Martínez Hernández, V., López-Heras, I., Alonso Alonso, C., . . . de Bustamante, I. (2020).

Pharmaceuticals and trace metals in the surface water used for crop irrigation: Risk to health or natural attenuation? *Science of The Total Environment, 705*, 135825. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135825

Delleur, J. W. (2016). *The Handbook of Groundwater Engineering.* (J. H. Cushman, & D. M. Tartakovsky, Edits.) Boca Raton: CRRC Press.

Domenico, P. A., & Schwartz, F. W. (1998). *Physical and Chemical Hydrogeology* (Segunda ed.). Nueva York: John Wibley & Sons, Inc.

Drewes, J. E., Hübner, U., Zhiteneva, V., & Karakurt, S. (2017). *Characterization of unplanned water reuse in the EU.* Garching: Technical University of Munich.

Drillia, P., Stamatelatou, K., & Lyberatos, G. (2005). Fate and mobility of pharmaceuticals in solid matrices. *Chemosphere, 60*, 1034-1044.

Durán-Alvaréz, J. C., Sánchez, Y., Prado, B., & Jiménez, B. (2014). The transport of three emerging pollutants through anagricultural soil irrigated with untreated wastewater. *4 Journal of Water Reuse and Desalination, 4*, 9-17.

EPA. (1982). *Chemical fate testing guidelines and support documents.* U.S. ENVIROMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA), Office of Toxic Substances, Washington D.C.

Estrella, M. R., Brusseau, M. L., Maier, R. S., Pepper, I. L., Wierenga, P. J., & Miller, R. M. (1993). Biodegradation, Sorption and Transport of 2,4-Dichlorophenoxyacetic Acid in Saturated and Unsaturated Soils. *Applied and Environmental Microbiology, 59*, 4266-4273.

Fetter, C. W. (2001). *Applied Hidrogeology.* Upper Saddle River: Pretince-Hall, Inc.

Giddings, J. C. (1963). Kinetic Origin of Tailing in Chromatography. *Analytical Chemistry, 35*(13), 1999-2002. doi:https://doi.org/10.1021/ac60206a008

Gilbert, O., Hernández, M., Vilanova, E., & Cornellà, O. (2014). *Guidelining protocol for soil-column experiments assessing fate and transport of trace organics.* CETaqua, Berlín.

Gottshall, N., Topp, E., Metcalfe, C., Edwards, M., Payne, M., Scleywegt, S., . . . Lapen, D. R. (2012). Pharmaceutical and personal care products in groundwater, subsurface drainage, soil, and wheat grain, following a high single application of municipal biosolids to a field. *Chemosphere, 87*, 194-203.

Hiscock, K. M. (2005). *Hydrogeology: Principles and Practive.* Oxford: Blackwell Publishing Company.

Jones-Lepp, T. L., & Stevens , R. (2007). Pharmaceuticals and personal care products in biosolids/sewage sludge: the interface between analytical

chemistry and regulation. *Analytical and Bioanalytical Chemistry, 387*, 1173-1183.

Jurado, A., Vásquez-Suñé, E., Carrera, J., López de Alda, M., Pujades, E., & Barceló, D. (2012). Emerging organic contaminants in groundwater in Spain: A review of sources, recent occurrence and fate in a European context. *Science of the Total Environment, 440*, 82-94. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.029

Katayama, A., Bhuta, R., Burns, R., Carazo, E., Felsot, A., Hamilton, D., . . . Wauchope, D. R. (2006). Bioavailability of Xenobiotics in the Soil Environment. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*(203), 1-86.

Kinney, C. A., Furlong, E. T., Werner, S. L., & Cahill, J. D. (2009). Presence and distribution of wastewater-derived pharmaceuticals in soil irrigated with reclaimed water. *Environmental Chemistry, 25*, 317-326. doi:https://doi.org/10.1897/05-187R.1

Leal, M., Martínez-Hernández, V., Meffe, R., Lillo, J., & de Bustamante, I. (2017). Clinoptilolite and palygorskite as sorbents of neutral emerging organic contaminants in treated wastewater: Sorption-desorption studies. *Chemosphere, 175*, 534-532.

Martínez Alfaro, P. E., Martínez Santos, P., & Castaño Castaño, S. (2006). *Fundamentos de Hidrogeología.* Madrid, España: Ediciones Mundi-Prensa.

Martínez-Hernández, V., Meffe, R., Kohfahl, C., & de Bustamante, I. (2017). Investigating natural attenuation of pharmaceuticals through unsaturated column tests. *Chemosfere, 177*, 292-302.

Meffe, R., & de Bustamante, I. (2014). Emerging organic contaminants in surface water and groundwater: A first overview of the situation in Italy. *Science of the Total Environment, 481*, 280-295. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.053

Meffe, R., de Santiago-Martín, A., Teijón, G., Martínez Hernández, V., López-Heras, I., Nozal, L., & de Bustamante, I. (2021). Pharmaceutical and transformation products during unplanned water reuse: Insights into natural attenuation, plant uptake and human health impact under field conditions. *Environment International, 157*, 106803.

Mejías, C., Martín, J., Santos, J. L., Aparacio, I., & Alonso, E. (2015). Occurrence of pharmaceuticals and their metabolites in sewage sludge and soil: A review on their distribution and environmental risk assessment. *Trends in Environmental Analytical Chemistry, 30*, 00-25.

Murray, K. E., Thomas, S. M., & Boudour, A. A. (2010). Prioritizing research for

trace pollutants and emerging contaminants in the freshwater environment. *Environmental Pollution, 158*, 3462-3471.

Pedretti, D., & Bianchi, M. (2018). Reproducing tailing in breakthrough curves: Are statistical models equally representative and predictive? *Advances in Water Resources, 113*, 236-248.

Ramil, M., El Aref, T., Fink, G., Scheurer, M., & Ternes, T. A. (2010). Fate of Beta Blockers in Aquatic-Sediment Systems: Sorption and Biotransformation. *Environmental Science Technology, 44*(3), 962-970.

Ramírez-Malule, H., Quiñones-Murillo, D. H., & Manotas-Duques, D. (2020). Emerging contaminants as global environmental hazards. A bibliometric analysis. *Emerging Contaminants, 6*, 179-193. doi:https://doi.org/10.1016/j.emcon.2020.05.001

Rassam, D., Šimůnek, J., Mallants, D., & van Genuchten, M. T. (2018). *The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media: Tutorial* (Versión 1.00 ed.). Australia: CSIRO Land and Water.

Schaffer, M., Boxberger, N., Börnick, H., Licha, T., & Worch, E. (2012). Sorption influenced transport of ionizable pharmaceuticals onto a natural sandy aquifer sediment at different pH. *Chemosphere, 87*, 513-520.

Scheurer, M., Michel, A., Brauch, H.-J., Wolfgang, R., & Sacher, F. (2012). Occurrence and fate of the antidiabetic drug metformin and its metabolite guanylurea in the environment and during drinking water treatment. *Water Research*, 4790-4802.

Shi, Q., Xiong, Y., Kaur, P., Sy, N. P., & Gan, J. (2022). Contaminants of emerging concerns in recycled water: Fate and risks in agroecosystems. *Science of the Total Environment, 814*, 152527. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152527

Silva, C. P., Otero, M., & Esteves, V. (2012). Processes for the elimination of estrogenic steroid hormones from water: A review. *Environmental Pollution, 165*, 38-58.

Silver, M., Selke, S., Balsaa, P., Wefer-Roehl, A., Kübeck, C., & Schüth, C. (2018). Fate of five pharmaceuticals under different infiltration conditions for managed aquifer recharge. *Science of The Total Environment, 642*, 914-924.

Šimůnek, J., & van Genuchten, M. T. (2008). Modeling Nonequilibrium Flow and Transport Processes Using HYDRUS. *Vadose Zone Journal, 7*, 782-797.

Šimůnek, J., Šejna, M., Saito, H., Sakai, M., & van Genuchten, M. T. (2013). *The*

HYDRUS-1D Software Package for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media. Riverside, California, Estados Unidos: Department of Enviromental Sciences-University of California Riverside.

Strauss, C., Harter, T., & Radke, M. (2011). Effects of pH and Manure on Transport of Sulfonamide Antibiotics in Soil. *Journal of Enviromental Quality, 40*, 1652-1660.

Stuart, M., Lapworth, D., Crane, E., & Hart, A. (2012). Review of risk from potential emerging contaminants in UK groundwater. *Science of The Total Environment, 416*, 1-21. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.11.072

Teijón, G., Candela, L., Šimůnek, J., Tamoh, K., & Valdes-Abellán, J. (2014). Fate and Transport of Naproxen in a Sandy Aquifer Material: Satured Column Studies and Model Evaluation. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 736-750. doi:10.1080/15320383.2014.869194

Tiehm, A., Schmidt, N., Stieber, M., Sacher, F., Wolf, L., & Hoetzl, H. (2011). Biodegradation of Pharmaceutical Compounds and their Occurrence in the Jordan Valley. *Water Resources Management, 25*, 1195-1203. doi:10.1007/s11269-010-9678-9

Unión Europea (2020). Decisión (UE) 2020/1161 de la Comisión Europea, de 4 de agosto de 2020, por la que se establece una lista de observación de sustancias a efectos de seguimiento a nivel de la Unión en el ámbito de la política de aguas, de conformidad con la Directiva 2008/105/CE del Parlamento Europeo y del Consejo. Diario Oficial de la Unión Europea L 67, 6 de agosto de 2020, p. 32-35

van Genuchten, M. T. (1981). *Non-Equilibrium Transport Parameters from Miscible Displacement Experiments. Research Report No. 119.* United States Department of Agriculture, U.S. Salinity Laboratory, Riverside.

Van Genuchten, M. T., & Wierenga, P. J. (1976). Mass Transfer Studies in Sorbing Porous Media I. Analytical Solutions. *Soil Science Society of America Journal, 40*(4), 473-480.

Wells, M. J. (2006). Log DOW : Key to Understanding and Regulating Wastewater-Derived Contaminants. *Environmental Chemistry, 3*, 439-449.

World Health Organization. (2012). *Pharmaceuticals in drinking-water.* Francia: World Health Organization (WHO).

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ

Y

UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

MASTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA

Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

PROYECTO DE FIN DE MASTER

EFECTO DE LOS MICROPLÁSTICOS Y NANOPLÁSTICOS SOBRE EL FUNCIONAMIENTO DE REACTORES BIOLOGICOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

AUTOR:

Marina Bastante Rabadán

DIRECTOR:

Ana Karina Boltes Espínola, Universidad de Alcalá

Alcalá de Henares, 6 de junio de 2022

ÍNDICE

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ 317

Y 317

UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS 317

MASTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA 317

Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS 317

PROYECTO DE FIN DE MASTER 317

AUTOR: 317

DIRECTOR: 317

RESUMEN 320

2. OBJETIVOS 323

3. MÉTODOS 323

4. PLÁSTICOS: CLASIFICACIÓN Y MECANISMOS DE DEGRADACIÓN 324

4.1. Clasificación de plásticos 324

4.1.1. Termoplásticos 324

4.1.2. Termoestables 324

4.1.3. Elastómeros 324

4.1.4. Bioplásticos 324

4.2. Degradación de los plásticos: formación de microplásticos 326

4.2.1. Fuentes de emisión de microplásticos 327

4.2.2. Métodos de muestreo, identificación y cuantificación en las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales 328

5. EFECTOS DE LOS MICRO Y NANOPLÁSTICOS 329

5.1. Efectos en los ecosistemas y organismos 329

5.2. *Estaciones depuradoras de aguas residuales* 332

5.2.1. Tratamiento primario 333

5.2.2. Tratamiento secundario ... 334

5.2.2.1. Reactores aerobios 334

5.2.2.2. Reactores anaerobios 334

6. TECNOLOGÍAS DE ELIMINACIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN LAS ESTACIONES DEPURADORAS DE AGUAS RESIDUALES 336

6.1. Físicos 336

6.2. Químicos 337

6.3. Biológicos 338

6.4. Eliminación de microplásticos en pequeñas aglomeraciones urbanas: humedales. 340

7. PERSPECTIVAS DE FUTUROS ESTUDIOS 341

8. CONCLUSIONES 342

BIBLIOGRAFÍA 343

ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS

Figuras

Figura 1. Tipos de tratamientos biológicos y las diferentes configuraciones de reactor..…… 3

Figura 2. Configuración de una estación depuradora de aguas residuales.....4

Figura 3. Tamaños de plásticos……6

Tablas

Tabla 1. Tipos de plásticos, propiedades principales y usos……...6

Tabla 2. Formas de microplásticos más abundantes en diferentes medios……..8

Tabla 3. Métodos de muestreo en aguas residuales……10

Tabla 4. Técnicas de identificación y cuantificación, ventajas y desventajas……..10

Tabla 5. Efectos causados por diferentes tipos de plásticos sobre diversos organismos……..12

Tabla 6. Resumen de los efectos de los plásticos en las diferentes tecnologías de tratamiento de agua residual……...17

Tabla 7. Tipos de microplásticos y microorganismos capaces de degradarlos…….21

RESUMEN

Los micro y nanoplásticos son considerados contaminantes de preocupación emergente, los cuales se han convertido en un problema mundial por su ubicuidad en ecosistemas acuáticos, terrestres y aéreos. Sus características tales como hidrofobicidad les posibilita para adsorber en su superficie microorganismos y contaminantes, actuando como vectores de contaminación. Los principales emisores de micro y nanoplásticos a los ecosistemas son las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR), las cuales mediante diferentes procesos y operaciones logran eliminar parte de estos contaminantes, pero cierta fracción escapa al ecosistema fluvial y terrestre causando efectos en dicho ecosistema y a las especies que allí habitan, incluidos los seres humanos. Estos materiales también causan daños en las instalaciones de las estaciones depuradoras, produciendo diferentes alteraciones en los reactores biológicos, por ello, conviene retirarlos del agua mediante diferentes mecanismos. También se contemplan los humedales tanto como tratamiento terciario de las estaciones depuradoras y como tratamiento de las aguas residuales de pequeñas aglomeraciones urbanas y zonas rurales.

1. INTRODUCCIÓN

El plástico se ha convertido en un material esencial en la vida de las personas, utilizándose ampliamente en diferentes áreas como la medicina, la agricultura, la industria agroalimentaria, y sectores como el del embalaje (Godoy *et al.*, 2019). Este material se ha utilizado a escala global debido a su facilidad de uso, rentabilidad, durabilidad, plasticidad, entre otras características (Wijesekara *et al.*, 2018). En los años 50 se produjeron un millón y medio de toneladas de plástico y, hasta 2016, la producción ha alcanzado los 335 millones de toneladas. Ese aumento de la producción ha generado un incremento en la cantidad de residuos que los plásticos originan y, junto a su mala gestión, provocan la contaminación de los ecosistemas (Godoy *et al.*, 2019).

Los residuos plásticos, una vez que llegan al medio ambiente, están sujetos a procesos fisicoquímicos de degradación, que conllevan su disgregación en fragmentos de menor tamaño. Cuando éste es inferior a 5 mm se denominan microplásticos (MPs). Estos, junto con las partículas incluso de tamaño inferior derivadas a partir de ellos, los denominados nanoplásticos (NPs) (0,001 - 0,1 µm), generan gran preocupación por su potencial ecotoxicidad, capacidad de bioacumulación en los seres vivos y magnificación en la cadena trófica (Wang *et al*., 2020).

Los micro y nanoplásticos son considerados contaminantes de preocupación emergentes (Azizi *et al.*, 2022), es decir, compuestos desconocidos o no reconocidos cuya presencia en el medio ambiente, alimentos o agua, en cualquier producto natural o artificial, o en cualquier ser vivo, no es necesariamente nueva, pero sí es el conocimiento de las posibles consecuencias perjudiciales de su

existencia. La superficie de los microplásticos proporciona un nicho adecuado para la formación de biopelículas, denominado "plastisfera" (Zettler *et al.,* 2013), pudiendo así actuar como vectores para transportar diversos contaminantes a través del agua al suelo. La hidrofobicidad y la alta relación superficie-volumen de los microplásticos facilitan la adhesión de diversos compuestos, especialmente los contaminantes orgánicos e hidrófobos (HOC), incluidos los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH), los bifenilos policlorados (PCB), las sustancias perfluoroalquiladas (PFAS), las diéteres polibromados (PBD), los productos farmacéuticos y de cuidado personal (PPPC) (Atugoda *et al.,* 2020), además de metales pesados de origen natural (contenido en la corteza terrestre) o antrópico (producido por actividades como la minería, industrias químicas).

El efecto perjudicial de la presencia de estas micro y nanoesferas ha sido ampliamente estudiado en ecosistemas acuáticos, pero también hay presencia de estas en ecosistemas de agua dulce, en los sedimentos, en el suelo y en la atmósfera (Liu *et al*., 2021). Los microplásticos se introducen en los suelos a través de diferentes fuentes, entre las que se incluyen las aguas residuales domésticas y utilizadas para riego, lodos de depuradora, fertilizantes, vertederos de centros urbanos e industriales, riego con aguas residuales depuradas, vertido ilegal de residuos, entre otras (Chae & An, 2018).

Las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) tienen por objetivo el saneamiento de las aguas y asegurar que su calidad esté en condiciones óptimas antes de devolverla a los cauces, mediante la eliminación de los sólidos en suspensión y la materia orgánica presente en el agua. Este proceso se lleva a cabo a través de un complejo sistema que consta de redes de drenaje urbano, colectores y emisarios, que captan el agua hasta las depuradoras. Una vez allí, el agua se somete a diferentes tratamientos, que se describen a continuación:

El pretratamiento de las aguas residuales se define como el proceso de eliminación de los constituyentes de las aguas residuales cuya presencia pueda provocar problemas de mantenimiento y funcionamiento de los diferentes procesos, operaciones y sistemas auxiliares. Consta de desbaste (mediante el uso de rejas de diferentes tamaños y configuraciones; y tamices), homogeneización y regulación del caudal (mediante grandes depósitos), desarenado (sedimentación) y desengrasado (flotación aplicando aire para eliminar las grasas y aceites).

Tras el pretratamiento, el agua se somete a tratamientos primarios, los cuales son los procesos o conjunto de procesos que tienen la misión de separar por medios físicos y/o químicos las sustancias en suspensión no retenidas por el pretratamiento. También se incluyen los tratamientos que requieren la adición de productos químicos o coagulantes

que rompen el estado coloidal de las partículas y forman flóculos de gran tamaño, de manera que decantan más rápidamente. Según la legislación, debe suponer la separación de al menos el 20% de la DBO y el 50% de los sólidos en suspensión. Los procesos que pueden incluirse en el tratamiento primario son: coagulación-floculación, sedimentación y flotación.

El tratamiento secundario se refiere a los procesos de tratamiento biológico de aguas residuales, tanto aerobios como anaerobios. Constituye una etapa clave en la eliminación de sustancias coloidales no sedimentables y materia orgánica disuelta y ha de incluir una sedimentación secundaria. En la figura 1 se puede observar los diferentes tipos de tratamientos biológicos y las diferentes configuraciones de reactor.

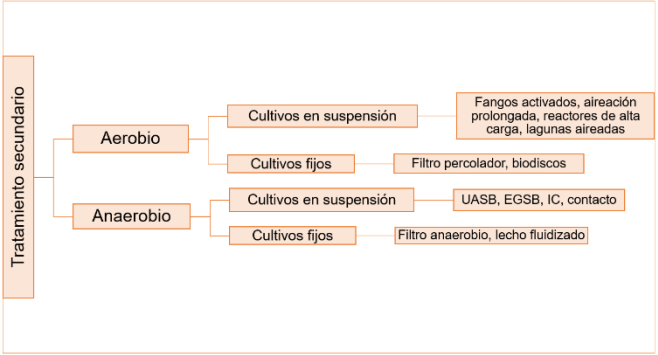


Figura 1. *Tipos de tratamientos biológicos y las diferentes configuraciones de reactor.*

Las estaciones de aguas residuales cuentan con una línea de fangos, donde se llevan a cabo una serie de operaciones para reducir el volumen de los lodos procedentes de las sedimentaciones primaria y secundaria, previos a su evacuación. Normalmente incluye algunas de las siguientes operaciones: digestión anaerobia, espesado (floculación, sedimentación, flotación) y secado (filtración, centrifugación, eras de secado).

Algunas estaciones depuradoras cuentan también con un tratamiento terciario de las aguas cuando se exige que el vertido de las aguas residuales tenga unas determinadas concentraciones para ciertas sustancias, casi siempre debido al uso posterior del agua, es necesario emplear métodos de tratamiento especiales, tales como filtración, oxidación y adsorción.

En la siguiente figura (figura 2) se puede observar una configuración de estación depuradora de aguas residuales.

Dichas estaciones depuradoras son consideradas como la principal fuente de emisión de microplásticos al ecosistema acuático al actuar como punto de encuentro de los provenientes de la deposición atmosférica y de las aguas domésticas e industriales (Liu *et al*., 2021; Bakaraki Turan *et al*., 2021). Como se han definido anteriormente, cuentan con una serie de tratamientos donde mediante determinados procesos se logra la eliminación parcial de los microplásticos del efluente, pero transmitiéndose a los fangos de depuradora (Long *et al.*, 2022). Con la tendencia a la economía circular, los lodos de depuradora se utilizan muy frecuentemente en la agricultura como fertilizante, transportando así estos compuestos al sistema terrestre (Edo *et al.*, 2020).

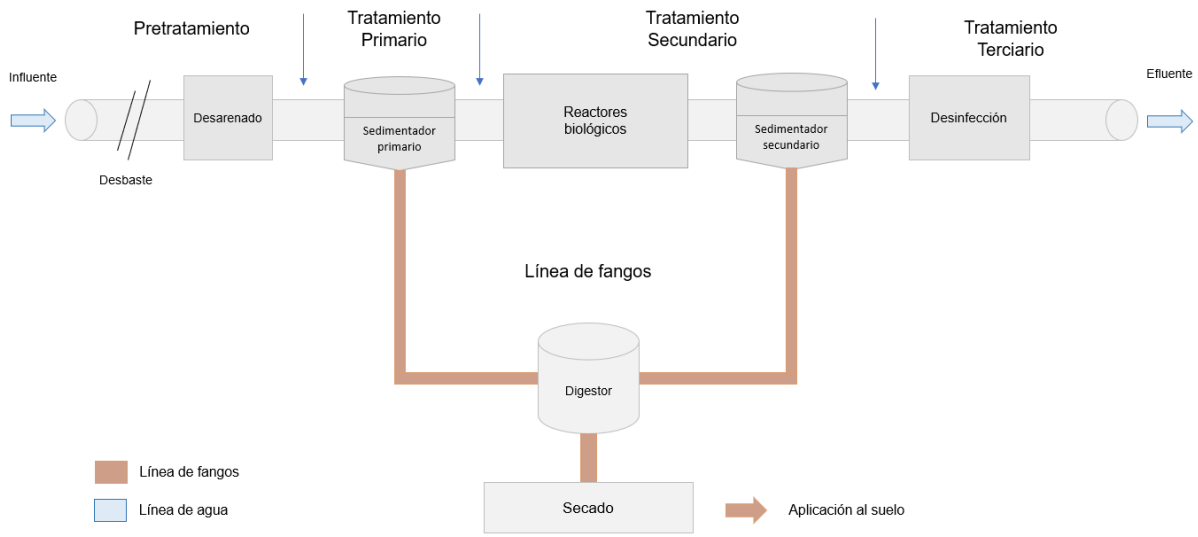


***Figura 2**. Configuración de una estación depuradora de aguas residuales*

.

2. OBJETIVOS

Este trabajo tiene como objetivo general analizar la problemática relacionada con la presencia de micro y nanoplásticos en las estaciones depuradoras de aguas residuales en los reactores biológicos.

Para ello, se establecen los siguientes objetivos específicos:

1. Identificar los materiales plásticos que ingresan en dichas estaciones y clasificarlos por abundancia y composición química.
2. Analizar las transformaciones que sufren estos materiales en las EDAR, incidiendo en los biorreactores tanto aerobios como anaerobios.
3. Describir las tecnologías disponibles para la eliminación de los micro y nanoplásticos en las EDAR.

3. MÉTODOS

Este trabajo es meramente bibliográfico, con lo cual la metodología llevada a cabo ha sido una revisión de diferentes artículos y revistas científicas enfocadas a la problemática de los micro y nanoplásticos en las estaciones depuradoras de aguas residuales y los efectos causados en estas y en los ecosistemas, además de los efectos causados en los organismos de estos medios.

Las principales fuentes de información utilizadas en esta revisión bibliográfica fueron Scopus, Elservier, Google Scholar, y Google para buscar diferentes tesis con dicha temática. La mayoría de los artículos científicos encontrados fueron en revistas de idioma anglosajón y se seleccionaron aquellos en el rango entre 2018 y 2022, a excepción de tres de ellos que son de 2013 y 2014, los cuales aún siguen actualizados. La búsqueda se realizó mediante las palabras clave “microplastics”, “nanoplastics”, “waste water

treatment plants", "waste water", "efectts", "anaerobic process", "aerobic process", "microplastic removal", "nanoplastic removal".

4. PLÁSTICOS: CLASIFICACIÓN Y MECANISMOS DE DEGRADACIÓN

4.1. Clasificación de plásticos

Los plásticos son definidos como polímeros, es decir, materiales sólidos, que se vuelven moldeables una vez aplicado calor, adquiriendo cualquier forma y conservándola durante un gran periodo de tiempo, ya que son materiales duraderos y son degradados a una velocidad muy lenta. Son polímeros de cadena larga de hidrocarburos con un alto peso molecular y son derivados de productos petroquímicos. En la vida cotidiana de las personas aparecen en diferentes formas como las bolsas, botellas, pajitas, detergentes, productos de higiene personal, tarjetas, juguetes, biberones, entre otros muchos artículos (Naimatul *et al.,* 2015).

Existen diversas clases de plásticos, diferenciadas en composición, forma y usos. En cuanto a su estructura interna encontramos los siguientes:

4.1.1. Termoplásticos

Estos materiales tienen la posibilidad de volver a fundirse y de ser reciclados (Meza Vargas, 2013). La clasificación que se muestra a continuación se realizó en 1998 por la Sociedad Industrial del Plástico, con la intención de que tanto consumidores como recicladores supieran identificar qué tipo de plástico utilizaban. Se distinguen con un código numérico que va del uno al siete y que permite diferenciar entre los tipos de plásticos existentes (Naimatul *et al.*, 2015), los cuales se representan en la siguiente tabla (tabla 1).

4.1.2. Termoestables

Estos plásticos se degradan con el calor, solo se pueden fundir una vez, tienen una baja capacidad de ser reciclados, son duros y frágiles. Entre ellos se encuentran el poliuretano (PUR), las resinas fenólicas y la melamina (Meza Vargas, 2013).

4.1.3. Elastómeros

Tienen un alto grado de plasticidad, son materiales blandos y solo pueden ser fundidos una vez. Es un estado intermedio entre las dos clases anteriores. Dentro de este grupo se encuentran el caucho, tanto natural como sintético y el neopreno (Meza Vargas, 2013).

4.1.4. Bioplásticos

Pero estos plásticos pueden clasificarse en diversas categorías más, las mencionadas anteriormente son los plásticos sintéticos, los derivados de compuestos fósiles. Existen otra clase que son los plásticos naturales, como los bioplásticos derivados de productos vegetales o producidos por determinadas cepas bacterianas.

Tabla 1. *Tipos de plásticos, propiedades principales y usos (Editada de Naimatul et al., 2015).*

TIPOS DE PLÁSTICO		PROPIEDADES	USOS
Polietileno tereftalato (PET/PETE) 01		• Resistente contra la humedad y los gases • Resistente a varios disolventes • Deja penetrar las ondas de un microondas • Resistencia al calor • Duro	• Botellas de agua mineral • Botellas de refrescos • Bolsas • Bandejas de comida preparada • Fibra para ropas
Polietileno de alta densidad (HDPE) 02		• Excelente barrera contra la humedad ambiental • Gran resistencia química • Pigmentación • Semiflexibles	• Botellas de detergentes y lejías • Botellas de leche • Juguetes • Muebles de jardín • Contenedores para abono
Cloruro de polivinilo (PVC) 03		• Duro y rígido • Alta resistencia química • Gran estabilidad a largo plazo • Propiedades eléctricas estables • Baja permeabilidad a los gases	• Tarjetas de crédito • Ventanas y canalones • Tuberías • Revestimiento para cables
Polietileno de baja densidad (LDPE) 04		• Resistentes y flexibles • Superficie lisa y suave • Punto de fusión bajo • Buena barrera contra la humedad • Propiedades eléctricas estables	• Bolsas de basura • Plástico para embalajes • Tapas de botellas • Botellas más flexibles • Tubos para riego
Polipropileno (PP) 05		• Excelente resistencia química • Alto punto de fusión • Duro pero flexible • Translúcido y fuerte	• Tapas de botellas • Envases de yogurt y algunos envases de margarina • Bolsas de patatas fritas • Pajitas • Tuppers
Poliestireno (PS) 06		• Superficie vidriosa • Frágil • Duro • Afectado por gases y disolventes • Opaco	• Juguetes de bajo coste • Vasos desechables • Cubiertos desechables • Hueveras • Bandejas de comida rápida • Discos • Perchas
Otros (Other) 07		• Tienen una amplia gama de propiedades con diferentes usos a nivel industrial, los cuales se diferencian del número 7 al 19	• Nilón • Policarbonato • Mezclas de múltiples materiales con polímeros

De dichos plásticos hay tres tipos; *polímeros directamente provenientes de plantas y animales*: se incluyen polisacáridos (celulosa, almidón) y proteínas (gluten); *polímeros sintetizados químicamente*: se incluyen los monómeros como el ácido poliláctico (PLA: biopoliester polimerizado a partir de monómeros de ácido láctico); *polímeros sintetizados por microorganismos*: se incluyen los polihidroxialcanoatos (PHA) (Coletto, N., 2014).

4.2. Degradación de los plásticos: formación de microplásticos

Como se ha mencionado anteriormente, la principal característica es su durabilidad, con lo cual, son persistentes en el medio, llegando a tener una vida media de 1 a 50 antes de que se desechen o que se reciclen (9%), que se abandonen (8%), que se utilicen para la recuperación de energía (12%) o disipados en el medio ambiente, que es la mayoría (71%) (Joseph *et al*., 2022).

Una vez llegados al medio ambiente, estos plásticos sufren una alteración debido a las condiciones de humedad, fotolisis, abrasión y descomposición mecánica y microbiana, transformando estos plásticos en fragmentos de menor tamaño. En la figura 3 se puede observar los diferentes tamaños de plásticos.

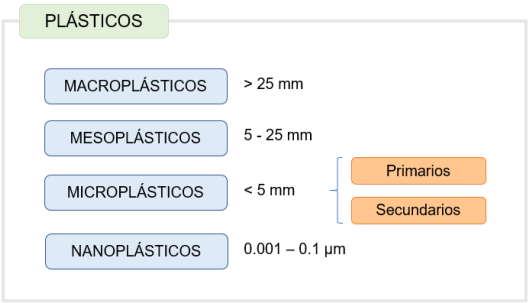


***Figura 3**. Tamaños de plásticos.*

Los macroplásticos son aquellos plásticos que superan los 25 mm de tamaño y se degradan gradualmente en meso plásticos de un tamaño de entre 5 y 25 mm. Estos plásticos se encuentran en las redes pesqueras y en las bolsas de plásticos.

Los microplásticos son aquellos plásticos que se encuentran en un rango de tamaño desde los 5 mm hasta 1 mm. En cuanto a los nanoplásticos, son aquellas que tienen un rango de tamaño desde 0.001 – 0.1 µm. (Alprol *et al.,* 2021).

Estas microesferas se pueden dividir en primarios y secundarios. Los primarios son aquellos que son manufacturados con ese tamaño. Son adicionados a productos del día a día de la población como exfoliantes en cosméticos, detergentes, pastas de dientes, limpiadores faciales o portadores de medicamentos. Los microplásticos secundarios provienen de la degradación de plásticos de más tamaño debido a las condiciones ambientales como exposición a la luz solar, al viento y agua (Ahmed *et al*., 2022).

Los microplásticos primarios, como se ha mencionado anteriormente, también se disgregan en partículas de menor tamaño debido a la foto, termo o biodegradación, formando otros microplásticos con tamaños y formas diferentes, como son los gránulos, pellets, fragmentos, microperlas, fibras, espumas (Ahmed *et al*., 2022), películas, elipses, líneas y copos (Liu *et al*., 2021). En la tabla 2 se puede observar las formas más abundantes en los diferentes compartimentos ambientales y en los efluentes de agua de las estaciones depuradoras de aguas residuales. Los microplásticos de poliestireno (PS), polietileno (PE) y polipropileno (PP) se utilizan ampliamente en botellas de agua, ropa y envases en la industria agroalimentaria. El poliéster (PER), la poliamida (PA) y Tereftalato de polietileno (PET) se utilizan en la industria textil (Alprol *et al*., 2021).

Tabla 2. *Formas de microplásticos más abundante en diferentes medios (modificada de Mammo et al., 2020).*

Localización	MP (formas)
Suelo	Fibra, fragmento, film, pellet, fibra sintética, caucho
Atmosfera	Firma, fibra sintética y natural, fragmento, granulo
Agua dulce	Fibra, pellet, film, fragmento, perla, escamas, espumas, granulo
Marino	Fragmento, film, granulo, fibra, línea, espuma, resina, pellet
Sedimentos fluviales	Fibra, pellet, fragmento, granulo, espera
Sedimentos marinos	Fragmento, fibra, film, esfera
Efluentes de EDAR	Pellet, fragmento, espuma, lamina, granulo, fibra, film, esferas

La composición de estos microplásticos determinará en gran medida sus características fisicoquímicas como la cristalinidad, densidad, superficie química, los aditivos que posean (Alprol *et al.,* 2021) y la posibilidad de poder adsorber contaminantes en su superficie, actuando como vectores de contaminación de los sistemas terrestres. Con respecto a esto último, la capacidad de sorción depende del tipo de polímero, del tamaño, del pH, de la salinidad, la edad del plástico y de la cristalinidad (Mammo *et al*., 2020). Otro factor a tener en cuenta son los grupos funcionales que se encuentran en la superficie de estas microesferas, dependiendo de la carga que tengan podrán adsorber contaminantes de diferentes naturalezas y variará el efecto tóxico que cause (Kim *et al*., 2017).

4.2.1. Fuentes de emisión de microplásticos

La identificación de las vías de entrada de este contaminante a los ecosistemas de agua dulce es de vital importancia para poder entender el estado actual de las masas de agua y pudiendo ejercer políticas de gestión de residuos más exigentes y así menguar la presencia de los microplásticos en los ecosistemas acuáticos. Sin embargo, identificarlas no es tarea fácil, ya que pueden diversas, pero las principales fuentes incluyen los efluentes de aguas residuales (domésticas, industriales, desbordamiento del alcantarillado), precipitaciones y aguas de escorrentía urbana y agrícola, deposición atmosférica y provenientes de los vertederos, lodos y desechos de alimentos, la pesca deportiva y el turismo. La presencia de estas microesferas en el agua potable es un tema de preocupación por la comunidad científica y se han detectado dos fuentes, una de ellas los efluentes de las estaciones depuradoras de aguas residuales y otra las aguas de escorrentía pluviales y urbanas, pero además se han encontrado microplásticos en productos de consumo humano (Zhao *et al.,* 2022).

En cuanto a las fuentes de emisión de nanoplásticos se debe principalmente a las actividades industriales y a la degradación de sus productos durante su ciclo de vida, como, por ejemplo, la industria farmacéutica, pinturas, productos biomédicos, electrónica,

entre otras muchas fuentes (Alprol *et al.,* 2021).

4.2.2. Métodos de muestreo, identificación y cuantificación en las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales

Como se ha mencionado anteriormente, las EDAR actúan como dispersor de contaminación de microplásticos a los sistemas fluviales y terrestres, por tanto, en este apartado se mostrarán diferentes técnicas de muestreo, identificación y cuantificación de microplásticos.

4.2.2.1. Muestreo

La abundancia de microplásticos y la distribución en las EDAR depende de varios factores ambientales como lluvia, velocidad y dirección del viento, además depende de factores antropogénicos como las actividades que se realicen en la zona de estudio y de la densidad de población (a mayor población, más probabilidad de encontrar microplásticos en el agua). Elkhatib *et al*. (2020) recoge los métodos de recolección de muestra de microplásticos utilizadas en 22 estudios de estaciones depuradoras de aguas residuales, se exponen en la tabla 3.

Tras este proceso de recogida de muestras, se procesan para separarlos de otras partículas tanto orgánicas como inorgánicas ya que pueden causar interferencias en los métodos de identificación y cuantificación. Se utilizan diferentes métodos como la degradación enzimática oxidativa, que se refiere al uso de enzimas como proteasas, lipasas y celulasas y un tratamiento oxidativo convencional. La digestión química se utiliza para separar las partículas orgánicas de los microplásticos y se utiliza H2O2, HCL, HNO3 y KOH, pero la mejor opción es el agua oxigenada ya que no afecta a los microplásticos (Turan *et al.,* 2021).

4.2.2.2. Identificación y cuantificación

Se puede realizar mediante diferentes técnicas entre ellas técnicas visuales como la microscopía, espectrometría y técnicas térmicas como la cromatografía de gases y espectroscopía de masas o la termogravimetría. En la tabla 4 se puede observar las técnicas con sus ventajas e inconvenientes.

Tabla 3. *Métodos de muestreo de aguas residuales (modificada de Elkhatib et al., 2020).*

Muestreo	% de publicaciones	Características
Aleatorio	40%	Muestra tomadas una sola vez y recogidas en contenedores de acero, plástico, vidrio.
Completo	20%	Volúmenes discretos e iguales tomados en intervalos regulares de tiempo.
Bomba de extracción	20%	Se impulsa el agua a través de una bomba y le hace atravesar un tamiz con una luz de poro desde los 20 a 5000 µm. Los volúmenes pueden variar.
Red Neuston/ Red de Plancton	12%	Redes enmarcadas tiradas por una cuerda que recoge los solidos en los primeros 10 cm de la columna de agua. Tamaño de poro de 150 – 330 µm. Parte de los microplásticos no son recogidos. Contaminación por la propia red.
Personalizado	8%	-

Tabla 4*. Técnicas de identificación y cuantificación, ventajas y desventajas (modificada de Turan et al., 2021).*

Método de identificación		Ventajas	Inconvenientes
Técnicas visuales	**Microscopía**	Técnica sencilla, económica y rápida para la identificación de MP con un tamaño de partícula entre 1 y 5 mm	No se puede utilizar de forma independiente para la identificación de microplásticos.
			Falta de datos sobre la composición química de los microplásticos.
			El rango de error es mayor cuando decrece el tamaño de partícula.
Espectroscopía	**FTIR**	No destructivo	Muy caro
		Cantidad mínima de muestra	Laborioso y exigente
		No se requiere preparación previa de la muestra.	Dificultades en el análisis de señales en presencia de contaminantes
		Detecta tamaño de partícula > 10–20 mm	
		Proporciona información sobre la distribución del tamaño de las partículas	
	Raman	Capaz de detectar MP con un tamaño de partícula superior a 1 mm	Caro
			Trabajo lento y laborioso
			Posible interferencia con otras bandas y fluorescencias de tintes y pigmentos
Cromatografía de gases-espectrometría de masas (GC-MS)	**Pirólisis, termogravimetrías, y técnicas térmicas.**	Sistemas completamente automatizado	Dificultades en la interpretación de datos en muestras complejas
		Capaz de detectar MP independientemente de su tamaño y forma	Destructivo

5. EFECTOS DE LOS MICRO Y NANOPLÁSTICOS

En este apartado se hablará sobre los efectos que causan estos materiales plásticos de reducido tamaño en los ecosistemas y organismos, además de los efectos que causan sobre los procesos llevados a cabo en una estación depuradora de aguas residuales, incidiendo en los reactores biológicos.

5.1. *Efectos en los ecosistemas y organismos*

La presencia de estos contaminantes en todos los ecosistemas de la tierra es un problema de extrema gravedad. La contaminación producida en entornos terrestres se extiende a

los medios fluviales acabando en los mares y océanos, influyendo en funciones y procesos biológicos.

Las fuentes de entrada en el sistema terrestre son, vertederos, aguas residuales, compost, riego, escorrentía de calles y precipitación. Los fangos provenientes de las estaciones depuradoras de aguas residuales son una fuente de gran importancia de microplásticos en el suelo ya que se utilizan como enmienda en los campos agrícolas. Por tradición agrícola, es común utilizar cubiertas plásticas en los invernaderos, evitando que las condiciones ambientales adversas acaben con los cultivos, pero con el paso del tiempo estos materiales se degradan y se descomponen en micro y nanoplásticos. Los efectos que producen estos contaminantes en el sistema terrestre son la alteración de las propiedades del suelo, como la disminución de la retención del agua, alteración de la porosidad y de la estructura de los agregados del suelo. Estos contaminantes se pueden acumular en las plantas, siendo una vía de entrada al organismo de los seres vivos que se alimentan de estos. La microbiota de los suelos juegan un papel muy importante en diferentes procesos ambientales como fijación de nitrógeno atmosférico mediante la colonización de las raíces de algunas plantas, además de influir en diferentes propiedades física-químicas del suelo. Los microplásticos causan cambios en la estructura y diversidad de las comunidades microbianas además de generar nuevos hábitats para los microorganismos, pudiendo cambiar las funciones ecológicas de los ecosistemas (Kaur *et al*., 2021).

Los microplásticos pueden actuar como vector de contaminación aumentando la exposición de los organismos a diferentes sustancias tóxicas como metales pesados y productos orgánicos como pesticidas, productos farmacéuticos y de higiene personal (Atugoda *et al.,* 2020; Fajardo *et al.,* 2019) tanto en suelos como en ambientes acuáticos. Los plásticos llevan aditivos que mejoran las propiedades de estos, pudiendo desprenderse durante su vida útil, normalmente estos productos pueden ser bisfenol A, ftalatos, retardantes de llama, disruptores endocrinos, bioacumulables y extremadamente tóxicos para las bacterias y otros organismos de los suelos y ambientes acuáticos (Hermabessiere *et al.,* 2017).

Los micro y nanoplásticos se introducen en los organismos por vía ingesta, donde sufren una degradación mecánica por los movimientos peristálticos del intestino produciendo daños en estos órganos. Las partículas de menor tamaño son capaces de atravesar el epitelio intestinal y trasportarse por el torrente sanguíneo hacia los órganos. Los efectos más comunes son la disminución de la tasa de crecimiento, fecundidad, respuesta inmune mejorada (Alprol *et al.,* 2021). Los efectos pueden estar provocados por los diferentes aditivos que se les añaden a estos para mejorar sus propiedades, lo cual causaría una toxicidad indirecta a los organismos (Hermabessiere *et al*., 2017). En la tabla 5 se

muestran los efectos en diferentes especies acuáticas antes diferentes tipos de plásticos.

Al ser consumidas por zooplancton y filtradores, entran en la cadena trófica y se biomagnifican a través de estas, siendo cada vez más alta la concentración de estos en los organismos. Según diferentes estudios, los organismos filtradores son más propensos a ingerir estos micro y nanoplásticos, utilizando los moluscos como indicadores para evaluar la calidad de los ecosistemas (Sousa *et al.*, 2021).

***Tabla 5**. Efectos causados por diferentes tipos de plásticos sobre diversos organismos.*

Organismo	Tipo de plástico	Daños	Referencia
Ostras	PS	Disminución del numero de folículos y reducción de la movilidad del esperma.	Hermabessiere *et al.*, 2017
Mejillón azul	Muestra ambiental de MP	Crecimiento anormal y malformaciones.	Jiang *et al.*, 2020
Dafnia magna	PP, PVC, PET, PUR, PE (alta y baja densidad)	En periodos de entre 24 y 48h provocó la mortalidad del organismo. Ingesta de nanoplásticos produce una falsa plenitud, dejando de comer.	Hermabessiere *et al.*, 2017 Jiang *et al.*, 2020
Pez Cebra	PA, PE, PP y PVC	Acumulación de microplásticos en las branquias, en el hígado e intestino, produciendo la inflamación de estor órganos. En los sacos de yema de los embriones se encontraron nanoplásticos, migrando a los órganos y produciendo la muerte de varios individuos y la disminución del ritmo cardiaco en los demás.	Jiang *et al.*, 2020
Medaka japonés	PES, PP (fibras)	Aumento en la producción de huevos y aneurismas	Jiang *et al.*, 2020
Ratones	PS	Permanece en el hígado, riñón e intestinos, generando descompensaciones de energía e inflamación de los órganos. Descenso en la producción de moco del intestino y diferencias de composición en la biota intestinal. Daños neurológicos y locomotores.	Jiang *et al.*, 2020

La introducción de este contaminante desde el eslabón más bajo de la cadena trófica podría ser un problema para la salud humana, ya que se consumen alimentos contaminados, además se han detectado microplásticos y nanoplásticos en productos como la sal de mesa, la miel, azúcar, además de en el agua embotellada (Jiang *et al.*, 2020). Estos materiales entran en el organismo mediante la ingestión o la inhalación, los de tamaño <20 µm pueden atravesar la membrana celular pudiendo provocar daños en los sistemas respiratorio y digestivo, además de causar retardo en el crecimiento, daños neurológicos, cambios hormonales y cáncer debido a la presencia de aditivos y sustancias que llevan adsorbidas en su superficie como metales pesados y productos farmacéuticos y de higiene personal (Yaseen *et al.*, 2022) Un estudio de principios de 2021, de Ragusa *et al.* indica que se han encontrado microplásticos de diferentes tamaños y composición en la placenta humana de varias embarazadas con las que se realizó el estudio, sin saber los efectos que podrían causar en los fetos.

5.2. Estaciones depuradoras de aguas residuales

Como se ha mencionado anteriormente las estaciones de aguas residuales actúan como fuente puntual de contaminación de los ecosistemas fluviales, ya que los efluentes de estas estaciones contienen aún una cantidad importante de micro y nanoplásticos.

En las estaciones depuradoras de aguas residuales la entrada de microplásticos tiene diferentes fuentes, en su mayoría recibe el aporte de agua proveniente de actividades domésticas y urbanas, fuentes industriales, carreteras debido al desgaste de los neumáticos de los coches y de la pintura que se aplica en las mismas carreteras. La cantidad de microplásticos que recibirá dependerá de varios factores como la población que habita en la región, el área de captación, el uso del suelo, las fuentes de aguas residuales y la presencia de redes de alcantarillado (Yaseen *et al*., 2022).

En Van Do *et al.* (2022) realizan una investigación de la abundancia y composición de los plásticos que ingresan en diferentes estaciones en la ciudad de DaNang (Vietnam). Se observó que en la entrada de las estaciones la cantidad de microplásticos encontrados fueron mayor que en el efluente de estas, ya que durante el proceso del saneamiento la mayor parte de este contaminante fue removida, además que en el efluente los tamaños eran menores por la degradación sufrida en los diferentes tratamientos. Las formas encontradas en este estudio fueron fibras, fragmentos, gránulos, esferas y espumas. El polímero más abundante que se detectó en este estudio fue el PE tanto en el influente como en el efluente, seguido del PET y del PVC.

En el estudio de Edo *et al.* (2020) se muestrearon las aguas de una EDAR cercana a Madrid, que vertía sus aguas al río Henares, afluente del río Tajo, en España. Se observó una gran variedad de tamaños y de colores de estos contaminantes, además de identificarse doce polímeros de plástico entre los efluentes primarios y secundarios, los cuales fueron en su mayoría fibras de PET, poliéter sulfona (PES), PE, Celofán, PP, PUR, PS, PVC, metacrilato de polimetilo y policaprolactona.
En las estaciones depuradoras de aguas residuales, los microplásticos más comunes son las fibras y microperlas, provenientes de actividades domésticas. Las composiciones más frecuentes son PE, PP, PVC, PA/Nylon, PET, PS y Policarbonato (Turan *et al.,* 2021).

Como se puede observar, hay una gran variedad de composiciones tanto en los afluentes como efluentes de las estaciones depuradoras. Si bien es cierto que la mayoría de los tratamientos son capaces de eliminar estos contaminantes del agua residual, siempre queda una fracción que resiste estas barreras y se dispersa en el medioambiente mientras que otra gran parte de estos micro y nanoplásticos permanecen en los lodos de depuradora. Sin embargo, estos materiales generan impactos en las instalaciones y equipos de las estaciones depuradoras,

bajando su rendimiento, como se explicará a continuación.

5.2.1. Tratamiento primario

El tratamiento primario comprende a los procesos o conjunto de procesos que tienen la misión de separar por medios físicos y/o químicos las sustancias en suspensión. En esta categoría se incluyen la coagulación-floculación (químico), flotación y filtración.

La coagulación-floculación es un proceso que tiene como objetivo romper la estabilidad de algunas partículas y facilitar la sedimentación de estas, se requiere el uso de reactivos, agentes floculantes, como sulfato de aluminio (III) o sulfato férrico (II) debido a su gran eficiencia de coagulación y su bajo coste. Estos agentes coagulantes se añadirán en una concentración u otra dependiendo de las características del agua residual en cuestión y del pH, donde el sulfato precipitará en hidróxido y atrapará las partículas produciendo flóculos. Los micro y nanoplásticos influyen en este proceso ya que al tener carga superficial negativa interaccionan con los metales de los sulfatos y se necesitará más dosis de agente coagulante para iniciar la reacción en hidróxido (Enfrin *et al*., 2019).

Otro proceso perteneciente al tratamiento primario es la flotación, el cual, se utiliza eliminar sólidos de baja densidad o partículas líquidas (generalmente aceites) del agua que las contiene. La separación se lleva a cabo introduciendo pequeñas burbujas de gas (normalmente aire). Las burbujas se adhieren a las partículas y la fuerza ascensional que experimenta el consorcio burbuja-partícula (flotantes), hacen que suban hasta la superficie, donde son arrastradas por un rascador superficial. Este proceso es capaz de eliminar del agua residual aceites, grasas y partículas con velocidad de sedimentación pequeña. Hay diferentes configuraciones como la flotación por aire disuelto (DAF), donde se mezcla el agua con aire y este último se solubiliza, de manera repentina al estar a tanta presión se puede despresurizar (vuelve a presión atmosférica) y se forman pequeñas burbujas, perdiendo la solubilidad. Es el método más utilizado y el más eficaz. Debido a la presencia de micro y nanoplásticos del agua residual pueden adsorber contaminantes en su superficie y formar agregados con otras partículas de agua, cambiando su tamaño y densidad, por lo tanto, las burbujas generadas con el sistema quedan inservibles, ya que no se ajustan a esa densidad (Enfrin *et al*., 2019).

Los filtros de arena son lechos donde se depositan sólidos en suspensión con un determinado tamaño de partícula y que las partículas al pasar con el agua queden retenidas, son filtros fijos. Se distribuyen en diferentes capas, espesores y partículas de arena, antracita y grava. Hay diferentes tipos, de filtración lenta y de filtración rápida, este último es el más utilizado y eficiente. Elimina partículas sólidas del agua, con el problema de que las primeras capas del lecho se obstruyen y se deben lavar varias veces a la semana. Los micro y nanoplásticos al tener un tamaño

reducido son capaces de atravesar la primera capa y llegar al lecho de sílice, siendo adsorbidos en su superficie y bajando el rendimiento de esta capa. A pesar de lavar los filtros, los micro y nanoplásticos establecen enlaces de hidrógeno con la sílice, quedándose retenidos allí (Enfrin *et al*., 2019).

5.2.2. Tratamiento secundario

Los tratamientos secundarios se refieren a los procesos de tratamiento biológico de aguas residuales, tanto aerobios como anaerobios. Se han reportado estudios donde se observa que la presencia de microplásticos en estos procesos podrían afectar a la eficiencia de eliminación de nitrógeno, de DBO, de oxígeno disuelto, de nitrógeno y fósforo total. Los microplásticos podrían inhibir los procesos de desnitrificación en el tratamiento biológico pudiéndose acumular el amonio (Wu *et al*., 2021).

5.2.2.1. Reactores aerobios

En el proceso de lodos activos granulares aerobios se observa una disminución en la demanda química de oxígeno (DQO) y del nitrógeno amoniacal total con microplásticos de poliamida (PA), además de poder eliminar los microorganismos del lodo y cambiar su estructura. Con microplásticos de PVC se observó que mejoraba la captación del fósforo por las PAO, pero se inhibía la eliminación de nitrógeno total en estos sistemas, se disminuyó el número de bacterias desnitrificantes ya que se estimularon las bacterias eliminadoras de nitritos. Con la adición de microplásticos de poliéter sulfona (PES) también se vieron reducidas la eliminación del nitrógeno amoniacal, disminuyó el rendimiento de la nitrito-oxidasa y la tasa de reducción de nitratos, en parte de las poblaciones microbiana se inhibió el contenido de citocromo C. En cuanto a los microplásticos de poliestireno (PS) mejora la desnitrificación debido a la capacidad de adsorción de componentes nitrogenados en la superficie de estos contaminantes (Ali *et al*., 2021).

En el proceso de lodos activados se observó que la presencia de microplásticos de PP, PVC, PE, PS y PES provocaron la inhibición del proceso de nitrificación y fomentaron la desnitrificación. Los nanoplásticos de poliestireno disminuyen la respiración endógena del lodo y no permitían la correcta sedimentación del lodo. Además, afectan en los procesos de hidrolisis y acidificación, a la vez que mejoraba la metanogénesis en la digestión aerobia de los fangos (Ali *et al*., 2021).

5.2.2.2. Reactores anaerobios

En el proceso de lodos activos granulares anaerobios, se informó que con respecto a los microplásticos de PET no afectaban a los rendimientos de los lodos, pero sí afectaba en la eliminación de la DQO y bajaba el rendimiento de la producción de metano. Con microplásticos de poliéter sulfona (PES) se redujo la eliminación de la DQO. Los nanoplásticos de poliestireno (PS) reducen el rendimiento de metano y de la eliminación de

la DQO, además la adhesión de estos a los microorganismos que forman los lodos provoca efectos tóxicos en ellos por la lixiviación de compuestos como del dodecil sulfato de sodio, que ataca a las enzimas antioxidantes (Ali *et al*., 2021).

En los procesos de digestión anaerobia se observó que los nanoplásticos se adhieren a *Acetobacteroides hydrogenigenes* provocando la inhibición de su crecimiento y metabolismo. La adsorción de metales pesados como el zinc en microplásticos de poliestireno también afectan en estos mecanismos, inhibiendo la actividad enzimática en los procesos de fermentación y producción de biogás (Fu *et al*., 2018). Los microplásticos de PET lixivian ftalato de di-n-butilo que provoca la generación de especies reactivas del oxígeno, produciendo muerte celular (Wu *et al*., 2021). La adición de microplásticos de PVC en esta digestión de los fangos aumentaría la producción de metano en un primer momento, pero la adición de mayor cantidad inhibiría el proceso debido a la lixiviación de bisfenol A de estos plásticos (Wei *et al*., 2019).

En los reactores de manta de lodos anaeróbicos granulares de flujo ascendente, más conocidos como UASB se observó una disminución de la producción de metano en presencia de microplásticos de polipropileno (PP), viéndose a su vez afectada la producción de biogás. Puede ser debido a la presencia de antibióticos, metales pesados, contaminantes orgánicos persistentes que se desorben de los microplásticos (Pittura *et al*., 2021).

De forma adicional, se ha realizado la siguiente tabla resumen (tabla 6) de los efectos que tienen los microplásticos en las diferentes tecnologías de tratamiento del agua descritos anteriormente.

***Tabla 6**. Resumen de los efectos de los microplásticos en las diferentes tecnologías de tratamiento de agua residual.*

Tratamiento		Tecnología	Daños	Referencia
Primario		Coagulación-Floculación	Mayor cantidad a adicionar por la reacción de MP con sulfatos.	Enfrin *et al*., 2019
		Filtros Rápidos de Arena	Ensuciamiento irreversible del filtro, enlaces de hidrógenos con la sílice	
		Flotación (DAF)	Disminuye la flotación de las burbujas y los tamaños quedan inservibles	
Secundario	Aerobio	Lodos activos granulares	MP-PA: disminución de eliminación de DQO, Nitrógeno amoniacal. MP-PVC: disminución de la eliminación de nitrógeno total e inhibición de la nitrificación MP-PES: reduce la eliminación de nitrógeno amoniacal, inhibición del Citocromo C. MP-PP, PS, PE: inhibición de la nitrificación	Ali *et al*., 2021
		Lodos activos	MP-PP, PS, PE, PVC, PES: inhibición de la nitrificación NP-PS: disminución de la respiración endógena y no sedimentación lodo.	
		Digestión aerobia	NP-PS: afecta a procesos de hidrolisis y acidificación en la digestión aerobia de lodos.	
	Anaerobio	Lodos activos granulares anaerobios	MP-PET: reducción de la eliminación de DQO y producción de metano. MP-PES: reducción de la eliminación de DQO NP-PS: reducción de la eliminación de DQO y producción de metano, muerte microorganismos	
		Digestión anaerobia	MP-PS: inhibición del crecimiento celular y metabolismo por la adsorción de metales pesados en *Acetobacteroides hydrogenigenes*. Reducción de producción de biogás y fermentación. MP-PET: lixiviación compuesto toxico que produce ROS y muerte celular. MP-PVC: lixiviación de BPA y muerte celular.	Fu *et al*., 2018 Wu *et al*., 2021 Wei *et al*., 2019
		UASB	MP-PP: afectación a la producción de biogás por presencia de contaminantes que producen la muerte celular.	Pittura *et al*., 2021

6. TECNOLOGÍAS DE ELIMINACIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN LAS ESTACIONES DEPURADORAS DE AGUAS RESIDUALES

Las estaciones depuradoras de aguas residuales no están diseñadas para la eliminación de los micro y nanoplásticos, pero los tratamientos que se aplican durante el saneamiento del agua pueden resultar útiles para el retirado de estos. A continuación, se mencionarán diferentes métodos y mecanismos para la eliminación de los microplásticos del agua.

6.1. Físicos

Los tamices, dependiendo del tamaño de malla que posean pueden eliminar tanto micro como nanoplásticos, el problema es que pueden percolar por las pareces y pasar al efluente (Zhang *et al*., 2020), el mismo problema que tienen la filtración en discos, la cual se componen por diferentes capas o discos con tamaños de poro que permiten retener estos materiales (Xu *et al*., 2021).

Los filtros de arena rápida son filtros que utilizan arena de cuarzo y antracita como materiales de filtro. Es un mecanismo eficaz de eliminación de microplásticos, pudiendo eliminar un 97% de estos materiales, pero depende de las interacciones hidrofílicas entre los microplásticos y la arena. Sobre la superficie del filtro puede haber microorganismos que adsorban los microplásticos con las sustancias poliméricas extracelulares (Xu *et al*., 2021). Para mejorar el rendimiento de eliminación se ha combinado con la coagulación (Joseph *et al*., 2022).

La flotación por aire disuelto (DAF) se puede utilizar como método de eliminación de la fracción más fina de microplásticos por flotación selectiva (Zhang *et al*., 2020).

La adsorción podría ser un método valido para la eliminación de los microplásticos, en Joseph *et al*., 2022, se exponen diferentes medios adsorbentes tales como oxido de grafeno y quitina para la adsorción de los microplásticos mediante enlaces de hidrógeno y atracciones electroestáticas. El alginato segregado por las algas y microalgas también sería un buen adsorbente, captando un 94% de los microplásticos presentes en el agua. El carbón activado granular también es un buen adsorbente capaz de retirar los microplásticos del agua residual. En nanoplásticos, se ha observado que la utilización de fibras de celulosa biodegradables funciona como material adsorbente, eliminando más del 98% de estos, sin embargo, se desorben rápidamente. También se probó la electrodesorción utilizando carbón activado, obteniéndose la eliminación de más del 70% de estos materiales (Ali *et al*., 2021)

6.2. Químicos

La coagulación permite mediante la adición de coagulantes atrapar los microplásticos en los gránulos, pudiendo alcanzar desde el 47 al 82% de rendimiento de eliminación. Esta coagulación combinada con sedimentación mejora el rendimiento de eliminación. El coagulante que mejor funciona es el sulfato de aluminio (Xu *et al*., 2021). En cuanto a la eliminación de microplásticos por coagulación, se muestran eficiencias altas utilizando iones Calcio-Aluminio (Ali *et al.*, 2021)

La electrocoagulación es un método efectivo para la eliminación de microplásticos ya que los coagulantes producidos mediante electrodos metálicos tienen más probabilidades de hallar a estos contaminantes, no produciendo tanta cantidad de lodos. Se han utilizado sales de aluminio obteniendo mejores rendimientos de eliminación (Joseph *et al*., 2022)

En cuanto a los procesos de oxidación avanzada son populares en estaciones depuradoras, estos procesos oxidan los microplásticos, los degradan, pero no los eliminan. La degradación por luz ultravioleta ocurre en la superficie, cambiando su estructura superficial y sus propiedades químicas. Provocan escamas en dichos materiales, generando mayor número de ellos y de reducido tamaño. El cloro es el compuesto más utilizado en la desinfección de las aguas y el que más degrada a los microplásticos, ya que rompe enlaces ya existentes y crea nuevo Cl-C, generando más toxicidad ya que tiene la posibilidad de adsorber nuevos contaminantes (Liu *et al*., 2021). Con respecto a la fotodegradación, se considera una buena opción para degradar las partículas de plástico en un tipo reducido, pero los productos de degradación pueden suponer un riesgo para la salud humana y de los ecosistemas (Ali *et al*., 2021).

Los procesos de electroxidación también serían una buena alternativa para la eliminación de microplásticos del agua residual, se basan en la generación in situ de radicales oxidantes como los hidroxilos por proceso electroquímico. Además, por lo observado en Kiendrebeogo *et a*l. (2021), no se degradaron ni fracturaron durante el proceso, a costa del ensuciamiento del ánodo e interferencias con otros contaminantes asociados a estos.

6.3. Biológicos

El proceso biológico de eliminación de microplásticos del agua residual se centra en procesos relacionados con lodos activados (incluye el propio proceso de lodos activados, procesos anaeróbico-anóxico-óxico (A2O), zanjas de oxidación y reactores secuenciales por lotes) y procesos relacionados con biopelículas (incluyen filtros biológicos, lechos fluidizado biológico, reactor biológico de lecho móvil) (Zhang *et al*., 2020).

El proceso de lodos activados mezcla en un reactor microorganismos y contaminantes que sirven de alimento de estos. Los microorganismos secretan sustancias poliméricas extracelulares que ayudan a captar los microplásticos, adhiriéndose a estos e intentando degradarlos. Esta biodegradación ocurre en cuatro etapas: colonización, biofragmentación, asimilación y mineralización. Pero la degradación que realizan los microorganismos sobre estos materiales es mínima (Joseph *et al*., 2022). Con lo cual, la eliminación se basa en la retención en los agregados de lodo.

Los procesos relacionados con la formación de biopelículas implican la segregación de sustancias poliméricas extracelulares que ayuda a atrapar los microplásticos en primer momento mediante la adsorción (Zhang *et al*., 2020). Tras un periodo de tiempo la biopelícula muere y parte de los microplásticos se retienen en ella y otra fracción se libera al agua residual durante el lavado. La fracción que se retiene en los microorganismos se acumula en los fangos activados residuales, los cuales se llevan a digestores anaerobios para la producción de metano. Al contener microplásticos reducen el rendimiento de la producción de metano por la inhibición de varias rutas metabólicas de las bacterias (Joseph *et al*., 2022).

Además, existen algunas tecnologías como los biorreactores de membrana (MBR) que son eficaces en la eliminación de los microplásticos del agua residual, se habla del 99% de eficiencia (Liu *et al*., 2021). Las membranas de estos sistemas normalmente son de micro y ultrafiltración, donde los tamaños de poro corresponden a 0,1 a 50 μm y de 0,001 a 0,1 μm, respectivamente, pudiendo capturar los microplásticos (Zhang *et al*., 2020).

La gran mayoría de los microplásticos acaban en los fangos de depuradora, donde habitan una gran cantidad de microorganismos y

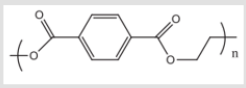
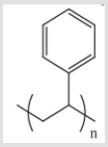
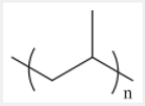
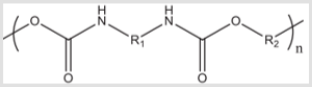
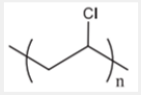
bacterias. Algunos de estos organismos son capaces de degradar de manera parcial polímeros de plástico, en Hou *et al.* (2021) se describen varios microorganismos pertenecientes tanto a los fangos de las estaciones depuradoras como del suelo, ya que en ultimo termino, parte de los fangos se estabilizan y se secan para producir fertilizante agrícola.

El PET al tener un anillo alifático es un compuesto recalcitrante y difícil de degradar, algunas enzimas hidrolasas son capaces de romper los enlaces, como lipasas, carboxilasas, cutinasas, esterasas entre otras. Cabe destacar a *Ideonella sakaiensis* como bacteria degradadora de PET. En cuanto al PE, debido a su alto peso molecular los tiempos de degradación son largos, pero tanto hongos como bacterias pueden degradarlos. Por ejemplo, el género *Pseudomonas* juega un papel importante en la degradación del polietileno de baja densidad. No hay estudiadas muchas especies que degraden el PP. Con respecto al PS, también es un compuesto recalcitrante, pero muchas bacterias utilizan como fuente de carbono el monómero de estireno, como *Pseudomonas*, *Rhodococcus* y *Nocardia*, entre otros (Hou *et al.*, 2021).

Como se han visto en los anteriores apartados, los micro y nanoplásticos se retiran de las aguas residuales mediante procesos de diferente índole, pero una gran cantidad de estos se retienen en los lodos de depuradora, pudiéndose aplicar estos como fertilizante en la agricultura. En Alvim *et al*. (2021) se estudió la recuperación de microplásticos de los lodos de depuradora mediante la técnica de ultrasonidos.

En la siguiente tabla (tabla 7) se muestran diferentes cepas bacterianas capaces de degradar diversos tipos de polímero de plásticos.

Tabla 7. *Tipos de plásticos y microorganismos capaces de degradarlos (modificada de Hou et al., 2021)*

Tipo de plástico		Microorganismo	Referencia
PET		• *Ideonella sakaiensis*	Hou et al., 2021
PE		• *Fusarium oxysporum* • *Pseudomonas sp/ stutzeri* • *Arthrobacter sp.* • *Enterobacter asburiae* • *Bacillus sp.* • *Brevibacillus sp./ agri/ brevis*	
PS		• *Pseudomonas spp.* • *Bacillus spp.* • *Rhodococcus ruber*	
PP		• *Pseudomonas stutzeri/ azotoformans* • *Bacillus sp. /subtilis/ flexus* • *Rhodococcus sp.* • *Brevibacillus sp./ agri/ brevis*	
PUR		• *Pseudomonas fluorescens/ chlororaphis* • *Delftia acidovorans*	
PVC		• *Pseudomonas sp*	

6.4. Eliminación de microplásticos en pequeñas aglomeraciones urbanas: humedales.

En los subapartados anteriores se han explicado diferentes mecanismos de eliminación de micro y nanoplásticos de las aguas residuales en estaciones depuradoras. Pero en zonas rurales de escasa población y de insuficiente caudal, instalar dichas estaciones no se suele ajustar a las necesidades ni a la economía de estas, por ello, se buscan otras soluciones para poder depurar las aguas antes de verter a cauce, tales como los humedales construidos. Estos humedales construidos son soluciones basadas en la naturaleza utilizadas para la depuración de las aguas en zonas rurales, además de ser utilizadas en el tratamiento terciario de las aguas en algunas estaciones depuradoras.

Los humedales construidos tienen diferentes configuraciones: humedales construidos de flujo superficial y humedales construidos de flujo subterráneo. Además, dependiendo de la dirección del flujo, los de flujo subterráneo se pueden dividir en dos tipos más: humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal y humedales construidos de flujo subterráneo vertical. Los humedales construidos de flujo superficial se utilizan para la eliminación de contaminantes sedimentables, mientras que los de flujo subterráneo, los cuales están en contacto con las aguas residuales, llevan a cabo la retención y adsorción de contaminantes, promoviendo la formación de biopelículas en la matriz de las partículas,

aumentando la capacidad de eliminación de contaminantes (Xu *et al*., 2022).

En Wang *et al*. (2020), se muestrea en una EDAR de una región de Bélgica que da servicio a 450 habitantes equivalentes, cuenta con tratamiento primario, secundario y un humedal construido subsuperficial horizontal, plantado con caña común en sustrato de grava. En el estudio se quiso conocer si dichos humedales servían como barrera ante la contaminación de microplásticos. Los resultados del estudio reflejaron que reducen la concentración de microplásticos evitando que lleguen a cauce los que queden del afluente secundario. Los macroinvertebrados contribuyeron al proceso de eliminación de microplásticos del agua por ingestión, sin generar efectos tóxicos en ellos.

En Wang *et al*. (2021) se realizó un diseño experimental a nivel de laboratorio donde se construyeron diez humedales construidos de flujo vertical, rellenándolos con una capa de materia orgánica y una capa inferior de grava o arena. En la capa de materia orgánica se adicionaron diversos macroinvertebrados y diferentes composiciones de microplásticos entre los que se encontraron poliestireno, polietileno de baja densidad y polipropileno. Dichos humedales se llenaron con aguas residuales sintéticas y con agua del grifo, no se plantó ninguna especie vegetal. En este estudio se quiso observar el efecto de la formación de biopelículas, del sustrato de relleno y de los macroinvertebrados en la eliminación de microplásticos. Los resultados demostraron que los humedales rellenados con arena tenían mejor eficiencia de filtrado, quedándose los microplásticos en los primeros centímetros de la capa de arena, los cuales se gestionaron como residuo para que no se disiparan de nuevo por el medio. Los sustratos que poseían biopelícula mejoraban el filtrado, reteniendo los microplásticos. Se observó que, a cierta profundidad de la capa de arena, en los excrementos de los macroinvertebrados, se encontraron estas microesferas. A falta de considerar factores ambientales y la presencia de vegetación, se observó que los humedales podían eliminar los microplásticos.

En el estudio de Long *et al*. (2022) se combina la EDAR con los humedales artificiales en las zonas rurales de Changsha (Hunan, China). Utilizan humedales construidos de flujo subterráneo vertical y humedales artificiales de flujo superficial. Dichos humedales cuentan con vegetación, microorganismos y sustratos de diferente índole como cantos rodados y guijarros. Los resultados de este estudio sugieren que aún hacen falta más avances para la eliminación de los microplásticos del agua residual con estos sistemas.

7. PERSPECTIVAS DE FUTUROS ESTUDIOS

Los micro y nanoplásticos son contaminantes de preocupación emergente que destacan por su ubicuidad en los ecosistemas. A lo largo de la revisión se han reseñado diferentes estudios en los cuales se muestra que dichos materiales, que, a pesar de no saber si los efectos directos

o indirectos que causan son debidos a los propios materiales o a los aditivos que se le añaden para mejorar sus propiedades, se han observado impactos negativos en los organismos, ecosistemas y en las diferentes tecnologías de tratamiento de las aguas residuales.

Ante esta problemática se han desarrollado diversas estrategias para su eliminación del agua residual, sin embargo, parte de estos materiales escapan a los ecosistemas por varias vías puesto que las estaciones depuradoras no están diseñadas para eliminar estos residuos, siendo dichas vías de escape los efluentes y los fangos, utilizándose estos últimos como fertilizante en la agricultura. Se deberían mejorar los tratamientos para su eliminación y gestionar el residuo de manera correcta. En caso contrario, se seguirán produciendo efectos adversos.

Como recomendación, se deberían de establecer políticas más restrictivas en cuanto a la producción y eliminación de estos materiales, que se grave a las industrias que los fabrican y utilizan, bien de forma directa o indirecta, siguiendo el principio de “Quién contamina paga".

Como alternativa a los plásticos convencionales se debería de realizar los estudios necesarios para determinar la durabilidad, rentabilidad como material y vías de degradación de los bioplásticos.

8. CONCLUSIONES

La finalidad de esta revisión bibliográfica ha sido identificar la problemática relacionada con la presencia de micro y nanoplásticos en las estaciones depuradoras de aguas residuales, en concreto en los reactores biológicos. A lo largo de este trabajo se han descrito las formas y composición química más relevante de estos materiales que, según las fuentes consultadas, son las fibras y microperlas de PE, PET, PVC, PES, PP, PUR, PS. Estos micro y nanoplásticos llegan a las plantas depuradoras y atraviesan los diferentes tratamientos antes de llegar a los reactores biológicos, causando efectos nocivos tales como la obstrucción, impedimento de sedimentación de sólidos y abrasión de los diferentes filtros.

Se ha observado en diferentes estudios que estos materiales producen efectos nocivos en los reactores biológicos de las estaciones depuradoras; tanto en los aerobios, por inhibición de procesos clave de nitrificación/desnitrificación y eliminación de demanda química de oxígeno; como en procesos de digestión de los lodos en anaerobiosis, lo que produce una disminución en la producción de metano por inhibición de la hidrólisis y acidogénesis, rutas esenciales para dicho proceso. Además, se observó un descenso poblacional de microorganismos metanogénicos como *Acetobacteroides hydrogenigenes*.

Por otra parte, los tratamientos de las estaciones no están preparados para la eliminación de estos materiales,

transfiriéndose a los fangos primario y secundario. Los procesos físicos, químicos y biológicos descritos anteriormente los retiran de las aguas a diferencia de los procesos de oxidación avanzada y tratamientos físicos muy agresivos, que disgregan estos materiales en partículas más pequeñas, permitiendo que escapen de estas tecnologías hacia los ecosistemas acuáticos y terrestres.

En suma, sería importante implementar la tecnología adecuada que permitiera la retirada de estos plásticos de pequeño tamaño antes de los tratamientos realizados en la estación depuradora y en el caso de que alguna porción de estos atravesará dichas barreras intentar recuperarlos tras el tratamiento primario y de los fangos antes de su digestión, llevando a cabo una correcta gestión de los residuos retirados durante todo el proceso.

BIBLIOGRAFÍA

Ahmed, R., Hamid, A.K., Krebsbach, S.A., He, J., Wang, D., 2022. Critical review of microplastics removal from the environment. Chemosphere. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133557

Ali, I., Ding, T., Peng, C., Naz, I., Sun, H., Li, J., Liu, J., 2021. Micro- and nanoplastics in wastewater treatment plants: Occurrence, removal, fate, impacts and remediation technologies – A critical review. Chemical Engineering Journal. https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.130205

Alprol, A.E., Gaballah, M.S., Hassaan, M.A., 2021. Micro and Nanoplastics analysis: Focus on their classification, sources, and impacts in marine environment. Regional Studies in Marine Science 42. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101625

Atugoda, T., Wijesekara, H., Werellagama, D. R. I. B., Jinadasa, KBSN., Bolan, N. S., Vithanage, M., 2020. Adsorptive interaction of antibiotic ciprofloxacin on polyethylene microplastics: Implications for vector transport in water Environmental Technology & Innovation, 19, 100971. https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100971

Azizi, N., Nasseri, S., Nodehi, R.N., Jaafarzadeh, N., Pirsaheb, M., 2022. Evaluation of conventional wastewater treatment plants efficiency to remove microplastics in terms of abundance, size, shape, and type: A systematic review and Meta-analysis. Marine Pollution Bulletin. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113462

Bakaraki Turan, N., Sari Erkan, H., Onkal Engin, G., 2021. Microplastics in wastewater treatment plants: Occurrence, fate and identification. Process Safety and Environmental Protection. https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.08.039

Bretas Alvim, C., Bes-Piá, M.A., Mendoza-Roca, J.A., 2021. An innovative approach to the application of ultrasounds to remove polyethylene microspheres from activated sludge. Separation and Purification Technology 264. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.118429

Chae, Y., An, Y., 2019. Current research trends on plastic pollution and ecological impacts on the soil ecosystem: A review. Environmental Pollution, 240, 387 – 395. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.008

Coletto, N., 2014. Produzione di biopolimeri da residui dell'industria agro-alimentare.

Edo, C., González-Pleiter, M., Leganés, F., Fernández-Piñas, F., Rosal, R., 2020. Fate of microplastics in wastewater treatment plants and their environmental dispersion with effluent and sludge. Environmental Pollution 259. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113837

Elkhatib D., Oyanedel-Craver, V., 2020. A Critical Review of Extraction and Identification Methods of Microplastics in Wastewater and Drinking Water. Environmental Science & Technology, 54, 12, 7037-7049. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06672

Enfrin, M., Dumée, L.F., Lee, J., 2019. Nano/microplastics in water and wastewater treatment processes – Origin, impact and potential solutions. Water Research. https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.06.049

Fajardo, C., Costa, G., Nande, M., Botías, P., García-Cantalejo, J., Martín, M., 2019. Pb, Cd, and Zn soil contamination: Monitoring functional and structural impacts on the microbiome. Applied Soil Ecology, 135, 56 – 64. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.10.022

Fu, S.F., Ding, J.N., Zhang, Y., Li, Y.F., Zhu, R., Yuan, X.Z., Zou, H., 2018. Exposure to polystyrene nanoplastic leads to inhibition of anaerobic digestion system. Science of the Total Environment 625, 64–70. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.158

Godoy, V., Blázquez, G., Calero, M., Quesada, L., Martín-Lara, M.A., 2019. The potential of microplastics as carriers of metals. Environmental Pollution, 255, 113363. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113363

Hartmann, N.B., Hüffer, T., Thompson, R.C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Daugaard, A.E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M.P., Hess, M.C., Ivleva, N.P., Lusher, A.L., Wagner, M., 2019. Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. Environmental Science and Technology 53, 1039–1047. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297

Hermabessiere, L., Dehaut, A., Paul-Pont, I., Lacroix, C., Jezequel, R., Soudant, P., Duflos, G., 2017. Occurrence and effects of plastic additives on marine environments and organisms: A review. Chemosphere. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.096

Hou, L., Kumar, D., Yoo, C.G., Gitsov, I., Majumder, E.L.W., 2021. Conversion and removal strategies for microplastics in wastewater treatment plants and landfills. Chemical Engineering Journal 406. https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126715

Jiang, B., Kauffman, A.E., Li, L., McFee, W., Cai, B., Weinstein, J., Lead, J.R., Chatterjee, S., Scott, G.I., Xiao, S., 2020. Health impacts of environmental contamination of micro- And nanoplastics: A review. Environmental Health and Preventive Medicine. https://doi.org/10.1186/s12199-020-00870-9

Joseph, A., Naseem, A., Vijayanandan, A., 2022. Microplastics in Wastewater Treatment Plants: Occurrence, Fate and Mitigation Strategies, in: Energy, Environment, and Sustainability. Springer Nature, 81–100. https://doi.org/10.1007/978-981-16-8367-1_5

KAUR, P., SINGH, K., SINGH, B., 2022. Microplastics in soil: Impacts and microbial diversity and degradation. Pedosphere 32, 49–60. https://doi.org/10.1016/S1002-0160(21)60060-7

Kiendrebeogo, M., Karimi Estahbanati, M.R., Khosravanipour Mostafazadeh, A., Drogui, P., Tyagi, R.D., 2021. Treatment of microplastics in water by anodic oxidation: A case study for polystyrene. Environmental Pollution 269. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116168

Liu, W., Zhang, J., Liu, H., Guo, X., Zhang, X., Yao, X., Cao, Z., Zhang, T., 2021. A review of the removal of microplastics in global wastewater treatment plants: Characteristics and mechanisms. Environment International. https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106277

Long, Y., Zhou, Z., Yin, L., Wen, X., Xiao, R., Du, L., Zhu, L., Liu, R., Xu, Q., Li, H., Nan, R., Yan, S., 2022. Microplastics removal and characteristics of constructed wetlands WWTPs in rural area of Changsha, China: A different situation from urban WWTPs. Science of the Total Environment 811. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152352

Meza Vargas, MF., 2013. Biodegradabilidad de polietileno tereftalato de oxopolietileno, a nivel de laboratorio, por la acción de bacterias nativas presentes en el humus de lombriz, caballo y gallina. Escuela Politécnica del Ejército, Sangolquí.

Naimatul, W., Muhamad, A.W., Othman, R., Shaharuddin, R.I., Shah, M., Hasni, I., 2015. Ruhul Izzati Shaharuddin, Microorganism as Plastic Biodegradation Agent towards Sustainable Environment, Advances in Environmental Biology.

Ragusa, A., Svelato, A., Santacroce, C., Catalano, P., Notarstefano, V., Carnevali, O., Papa, F., Rongioletti, M.C.A., Baiocco, F., Draghi, S., D'Amore, E., Rinaldo, D., Matta, M., Giorgini, E., 2021. Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. Environment International. https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106274

Sousa, M.C., deCastro, M., Gago, J., Ribeiro, A.S., Des, M., Gómez-Gesteira, J.L., Dias, J.M., Gomez-Gesteira, M., 2021. Modelling the distribution of microplastics released by wastewater treatment plants in Ria de Vigo (NW Iberian Peninsula). Marine Pollution Bulletin 166. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112227

van Do, M., Le, T.X.T., Vu, N.D., Dang, T.T., 2022. Distribution and occurrence of microplastics in wastewater treatment plants. Environmental Technology and Innovation 26. https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102286

Wang, Q., Zhang, Y., Wangjin, X., Wang, Y., Meng, G., Chen, Y., 2020. The adsorption behavior of metals in aqueous solution by microplastics effected by UV radiation. Journal of Environmental Sciences, 87, 272 – 280. https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.07.006

Wang, Q., Hernández-Crespo, C., Santoni, M., van Hulle, S., Rousseau, D.P.L., 2020. Horizontal subsurface flow constructed wetlands as tertiary treatment: Can they be an efficient barrier for microplastics pollution? Science of the Total Environment 721. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137785

Wang, Q., Hernández-Crespo, C., Du, B., van Hulle, S.W.H., Rousseau, D.P.L., 2021. Fate and removal of microplastics in unplanted lab-scale vertical flow constructed wetlands. Science of the Total Environment 778. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146152

Wei, W., Huang, Q.S., Sun, J., Wang, J.Y., Wu, S.L., Ni, B.J., 2019. Polyvinyl Chloride Microplastics Affect Methane Production from the Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge through Leaching Toxic Bisphenol-A. Environmental Science and Technology 53, 2509–2517. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b07069

Wijesekara, H., Bolan, N. S., Brandney, L., Obadamudalige, N., Seshadri, B., Kunhikrishnan, A., Dharmarajan, R., Ok, YS., Rinklebe, J., Kirkham, M.B., Vithanage, M., 2018. Trace element dynamics of biosolids-derived microbeads Chemosphere, 199, 331 – 339. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.166

Wu, M., Tang, W., Wu, S., Liu, H., Yang, C., 2021. Fate and effects of microplastics in wastewater treatment processes. Science of the Total Environment. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143902

Xu, J., Wang, X., Zhang, Z., Yan, Z., Zhang, Y., 2021. Effects of chronic exposure to different sizes and polymers of microplastics on the characteristics of activated sludge. Science of the Total Environment 783. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146954

Xu, D., Yin, X., Zhou, S., Jiang, Y., Xi, X., Sun, H., Wang, J., 2022. A review on the remediation of microplastics using constructed wetlands: Bibliometric, co-occurrence, current trends, and future directions. Chemosphere 303, 134990. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134990

Yaseen, A., Assad, I., Sofi, M.S., Hashmi, M.Z., Bhat, S.U., 2022. A global review of microplastics in wastewater treatment plants: Understanding their occurrence, fate and impact. Environmental Research 212, 113258. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113258

Zhang, X., Chen, J., Li, J., 2020. The removal of microplastics in the wastewater treatment process and their potential impact on anaerobic digestion due to pollutants association. Chemosphere. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126360

Zhao, M., Cao, Y., Chen, T., Li, H., Tong, Y., Fan, W., Xie, Y., Tao, Y., Zhou, J., 2022. Characteristics and source-pathway of microplastics in freshwater system of China: A review. Chemosphere. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134192

Zettler, ER., Mincer, TJ., Amaral-Zettler, LA., 2013. "Life in the "Plastisphere": Microbial Communities on Plastic Marine Debris" Environmental Science & Technology, 47 (13), 7137 – 7146.

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ

Y

UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

MASTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

ESTUDIO DEL TRATAMIENTO DIFERENCIAL DE LA PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA ENTRE CUENCAS INTRACOMUNITARIAS E INTERCOMUNITARIAS

AUTOR:
Sandra Pujol Carrillo

DIRECTOR:
Alberto Jiménez Madrid (PROAMB)

Alcalá de Henares, 06 de junio de 2022

ÍNDICE

RESUMEN.....353
1.___ INTRODUCCIÓN.....353
1.1. _ La planificación hidrológica 353
1.2. _ Directiva Marco del Agua.....354
1.3. _ Marco institucional 356
1.4. _ Marco Normativo.....357
1.5. _ El proceso de elaboración de los Programas de Medidas.....359
2.___ OBJETIVOS 360
3.___ METODOLOGÍA 360
3.1. _ Esquema de la metodología llevada a cabo.....361
3.2. _ Estudio Comparativo 361
4.___ RESULTADOS.....362
4.1. _ Análisis de la Planificación Hidrológica en España 362
4.2. _ Comparación de los Planes Hidrológicos intercomunitarios e intracomunitarios.....365
4.3. _ Análisis de los programas de medidas 372
4.4. _ Las diferencias de gestión entre cuencas intracomunitarias e intercomunitarias.....373
5.___ CONCLUSIONES 376
BIBLIOGRAFÍA.....378

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Comparativa de datos de Planificación Hidrológica entre demarcaciones intercomunitarias. 366
Tabla 2. Comparativa de datos de Planificación Hidrológica entre demarcaciones intracomunitarias 367
Tabla 3. Estado de las masas de agua subterráneas.....371

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Representación de las demarcaciones hidrográficas españolas 4
Figura 2. Organigrama del Marco Institucional de la Gestión del Agua en España. 6
Figura 3. Jerarquía del ordenamiento jurídico español en torno a la PH. 7
Figura 4. Procedimiento de elaboración del Plan de Medidas..... 9
Figura 5. Etapas de la metodología del presente TFM. 11
Figura 6. Contenido obligatorio de los planes hidrológicos, a partir de la DMA y el RPH..... 13
Figura 7. Número de masas de agua en cada tipología de cuenca..... 19
Figura 8. Uso principal del agua en las cuencas intercomunitarias. 19
Figura 9. Uso principal del agua en cuencas intracomunitarias. 20
Figura 10. Demandas Hídricas totales de las cuencas intercomunitarias 21
Figura 11. Demandas hídricas totales de las cuencas intracomunitarias 21
Figura 12. Inversión de las CCAA según el objetivo de las medidas (MITECO, 2022)..... 23
Figura 13. Límites de demarcaciones sobre límites autonómicos..... 26

TABLA DE ABREVIATURAS

CCAA Comunidades Autónomas

DGA Dirección General del Agua

DMA Directiva 2000/60/CE, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Directiva Marco del Agua

ETI Esquema de Temas Importantes

IPH Instrucción de Planificación Hidrológica

MIMAM Ministerio de Medio Ambiente

MITECO Ministerio de Transición Ecológica y Reto Demográfico

PH Plan Hidrológico

RAPAPH Reglamento de de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica

TRLA Texto Refundido de la Ley de Aguas

UDA Unidades de Demanda Agraria

UDU Unidades de Demanda Urbana

RESUMEN

En el presente trabajo se procederá a realizar una revisión bibliográfica acerca de las diferencias en la gestión de los recursos hídricos por parte de la planificación hidrológica intracomunitaria e intercomunitaria, para posteriormente destacar las ventajas y desventajas de este tratamiento diferencial desde un punto de vista técnico. Se analizará también el modelo de presentación de los programas de medidas de las diferentes demarcaciones, y por último, se ofrecerá una síntesis sobre la estructura institucional de gestión entre cuencas y actual paradigma de la política de aguas a nivel nacional.

Palabras Clave: gobernanza del agua, planificación hidrológica, gestión, Confederación Hidrográfica.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. La planificación hidrológica

La planificación hidrológica se comprende como el instrumento técnico-jurídico de gestión de los recursos hídricos, para la protección ambiental de las masas de agua y sus ecosistemas asociados, garantizando el bienestar socioeconómico y la cobertura de la demanda hídrica poblacional.

Se efectúa un análisis de la problemática pasada, actual y futura dado el carácter cambiante de la demanda de agua. Para ello, se distinguen la planificación hidrológica operativa y la integrada, la primera se encarga del corto y medio plazo, mientras que la segunda lo hace del largo plazo.

Se distinguen dos tipos de planes hidrológicos:

- El Plan Hidrológico Nacional (PHN), que se aprueba mediante ley y dispone de las bases para una correcta coordinación de los planes de cuenca, junto con aclaraciones sobre las masas de agua subterráneas compartidas entre demarcaciones y la declaración de infraestructuras necesarias para las transferencias de recursos.
- Los Planes Hidrológicos de cuenca, cuya aprobación corresponde al Gobierno y se redactan siguiendo las bases del Plan Hidrológico Nacional. Contienen la descripción de la demarcación hidrográfica y todo lo relacionado con sus masas de agua, incluyendo objetivos ambientales y medidas adoptadas para alcanzarlos (MITECO, 2022).

Cada plan está adaptado a la problemática existente y previsible de cada cuenca específica (Libro Blanco del Agua, MIMAM 2000). La distribución de competencias en estos planes corresponde o bien a la estatal cuando se trate de cuencas intercomunitarias, o bien a la autonómica cuando se trate de cuencas intracomunitarias. Como su propio nombre indica, las cuencas intracomunitarias son las que no exceden el ámbito territorial de una Comunidad Autónoma, y las intercomunitarias las que sí lo hacen, denominadas Confederaciones Hidrográficas (MITECO, 2022).

La planificación hidrológica nacional se gestiona de acuerdo con las bases establecidas en la Directiva Marco del Agua (DMA de aquí en adelante), la cual regula el recurso en armonía con el medio ambiente, incrementando las disponibilidades del mismo, protegiendo su calidad, economizando su empleo y racionalizando sus usos.

1.2. Directiva Marco del Agua

Al tratarse de una ley europea, tiene prioridad sobre la ley nacional de cada país y se aprueba en el parlamento europeo en el año 2000. Esta directiva se implementó para establecer un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política del agua, y con la justificación de abordar los problemas derivados del deterioro de los ecosistemas hídricos en Europa. Establece los mismos objetivos para los países miembros, aunque existan distinciones económicas entre ellos.

Fue transpuesta por la Ley 62/2003, de 30 de diciembre, modificando el Texto Refundido de la Ley de Aguas aprobado por Real Decreto Ley 1/2000, de 20 de julio (en adelante TRLA).

Se instauran periodos o ciclos de 6 años para llevar a cabo el proceso de planificación. El primer ciclo, que comenzaba en el 2009, estableció un límite de tiempo para el que todas las aguas europeas debían estar en buenas condiciones, que finalizaba en el año 2015.

Estos periodos pueden ser ampliados por razones técnicas, por coste desproporcionado o por causas naturales hasta el fin del tercer ciclo (2027), a excepción de los casos en que las condiciones naturales sean tales que no puedan lograrse los objetivos en ese tiempo. Todas estas razones deben ser justificadas en los planes hidrológicos de cuenca con criterios adecuados, evidentes y transparentes.

En cuanto a la manera de llegar al objetivo, la directiva se muestra flexible en este aspecto, puesto que cada estado elige la forma y el medio para el cumplimiento de la misma, por ejemplo, la DMA no obliga a efectuar un cobro por los servicios relativos al agua, pero si no se pueden cumplir sus objetivos por falta de presupuesto se ha de efectuar ese cobro por ellos.

De no cumplir con la directiva, se suspenden los fondos europeos y se inicia un proceso de infracción que termina desembocando en multas para los Estados incumplidores (Directiva 2000/60/EC, de 23 de octubre DOCE, 22/12/2000).

De acuerdo con la DMA, se ha de efectuar una delimitación de las demarcaciones hidrográficas para integrar la unidad de cuenca y la unidad de ciclo hidrológico. Según el Real Decreto 125/2007, de 2 de febrero, por el que se fija el ámbito territorial de las demarcaciones hidrográficas, España coinciden con los límites político-administrativos de las comunidades autónomas, así que 11 de ellas son de competencia estatal, 13 de competencia autonómica y una que reúne las dos condiciones y forma un solo plan, el del Cantábrico Oriental, dentro del ámbito de la Comunidad Autónoma de País Vasco.

Las demarcaciones de Ceuta y Melilla también son un caso peculiar, ya que, aunque cuenten como cuencas independientes, quedan adscritas a la Confederación hidrológica del Guadalquivir, que tiene encomendada la redacción de sus PH (MITECO, 2022).

Hay una distinción entre la administración del recurso en alta, (consistente en su transporte desde las obras de captación, a cabecera) de la que se encarga el Estado, y la administración del agua en baja, (consistente en el transporte desde los depósitos hasta los usuarios finales), en la que participan las corporaciones locales o municipales, pero

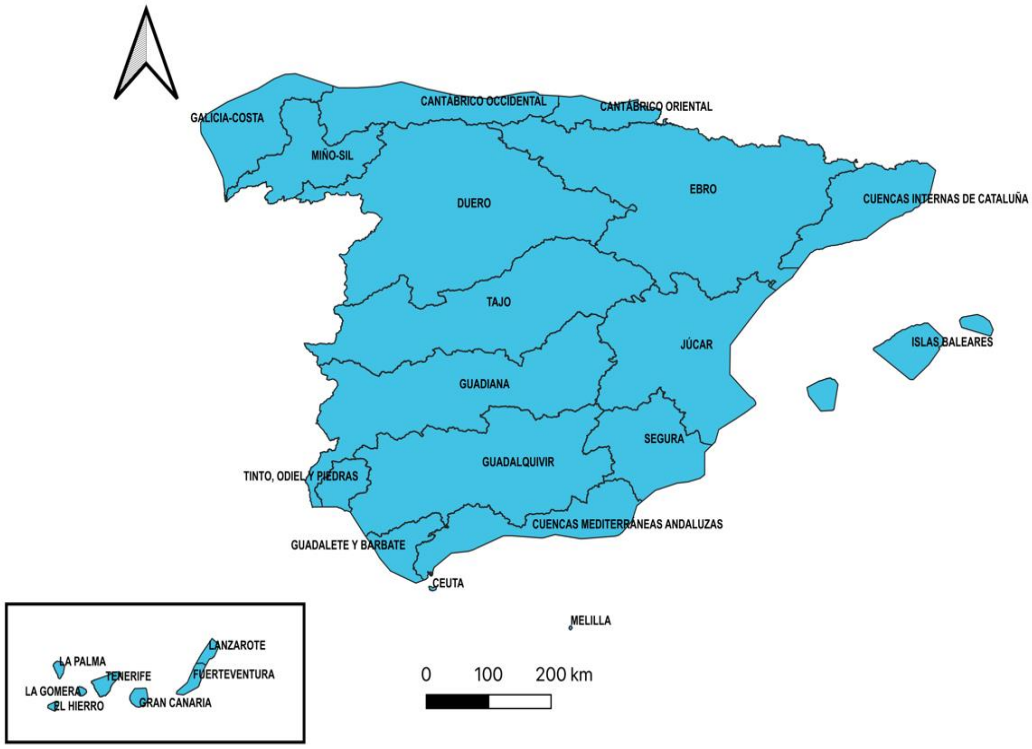


Figura 1. Representación de las demarcaciones hidrográficas españolas
Fuente: elaboración propia a partir de MITECO, 2022.

van ligadas a competencias autonómicas y estatales de aguas y medio ambiente, lo que implica una buena coordinación entre ellas para una buena gestión (Sánchez-Martínez et al, 2011).

En un principio, la competencia en materia de aguas era exclusivamente estatal, pero tras la Ley de Aguas de 1985 y los primeros estatutos de Autonomía, estas competencias se fueron derivando a ciertas comunidades, y así hasta integrarse el actual sistema de cuencas (Berga, 2010).

Junto a la DMA, el TRLA tiene un carácter regulador sobre la planificación hidrológica, concretamente en los artículos 40 al 46, en los que se incluye "conseguir el buen estado y la adecuada protección del dominio público hidráulico y de las aguas objeto de esta ley, la satisfacción de las demandas de agua, el equilibrio y armonización del desarrollo regional y sectorial, incrementando las disponibilidades del recurso, protegiendo su calidad, economizando su empleo y racionalizando sus usos en armonía con el medio ambiente y los demás recursos naturales».

1.3. Marco institucional

Tanto organismos públicos como privados conforman el marco institucional de la gestión del agua en España, siendo imprescindible la coordinación entre ellos para una buena gestión. Este marco complejo, que incluye competencias compartidas, requiere un firme compromiso de esfuerzo para cumplir los amplios objetivos en materia de aguas a nivel nacional.

El Ministerio de para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO), es la autoridad nacional en cuanto a la gestión del domino público hídrico. Esta gestión se lleva a cabo mediante la Dirección General del Agua (DGA de aquí en adelante), adscrita a la Secretaría de Estado de Medio Ambiente, y entre cuyas funciones se distingue la interacción con asociaciones y organizaciones que estén relacionadas con intereses en usos de agua (como energéticos, agrarios, de abastecimiento…) y otras muchas descritas en el artículo 5 del Real Decreto 500/2020, de 28 de abril (BOE, 2020).

Actualmente, a la DGA se encuentran adscritas a su vez, cuatro Subdirecciones Generales: la Subdirección General de Planificación hidrológica, la Subdirección General de Programación y Gestión Económica y Presupuestaria, la Subdirección General de Dominio Público Hidráulico e Infraestructuras, y la Subdirección General de Protección de las Aguas y Gestión de Riesgos (MITECO, 2022). Y una vez más quedan adscritos bajo la dirección de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente, a través de la DGA los organismos autónomos de: las Confederaciones Hidrográficas y la

Mancomunidad de los Canales del Taibilla (figura 2).

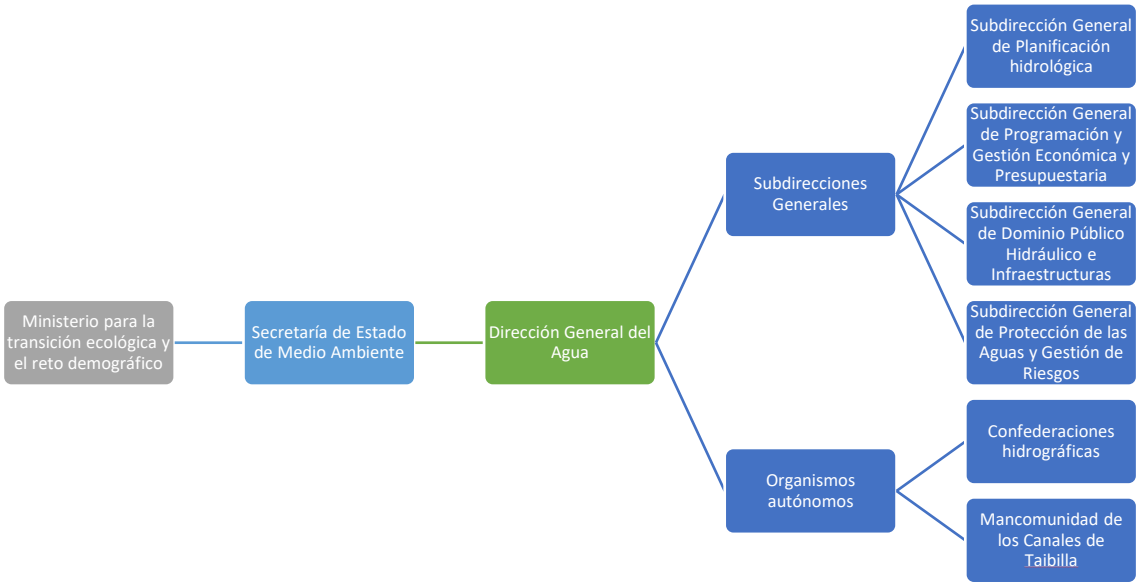


Figura 2. Organigrama del Marco Institucional de la Gestión del Agua en España.

Fuente: elaboración propia a partir del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

Por otro lado, a nivel autonómico, se establece que tanto el abastecimiento urbano como el saneamiento y la depuración sean gestionados por las CCAA según la normativa. En cuanto a la calidad de las aguas potables y los sistemas de información al respecto, son las autoridades sanitarias y estatales las responsables.

A escala local se gestiona el suministro domiciliario y el alcantarillado, como servicio público obligatorio según la Ley Reguladora de las Bases de Régimen Local de 1985. Ante situaciones de emergencia de carácter hidrológico como inundaciones y sequías (estas últimas en municipios de más de 20.000 habitantes), también son los municipios los responsables de la elaboración de los planes de protección (Libro Verde de la Gobernanza del Agua, 2020).

1.4. Marco Normativo

El marco legislativo que rodea a la planificación hidrológica española está comprendido por leyes, reales decretos y órdenes ministeriales, cada una con su respectivo rango y siguiendo la siguiente jerarquía normativa (figura 3):

1. Leyes, ya sean orgánicas u ordinarias.

2. Reales Decretos, que provienen de Ministerios.

3. Órdenes Ministeriales, aprobadas por Ministerios. Se sitúan por debajo del Real Decreto.

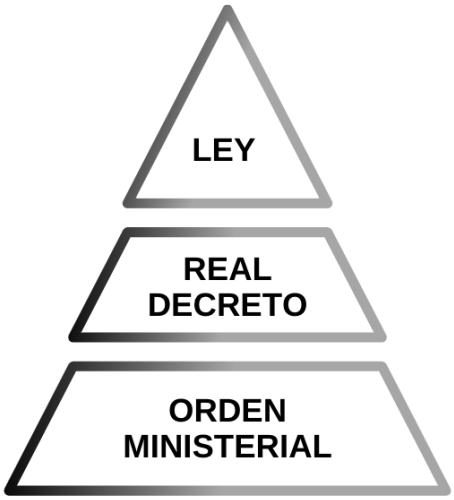


Figura 3. Jerarquía del ordenamiento jurídico español en torno a la PH

Los más relevantes, a los que iremos haciendo referencia a lo largo de este trabajo, son:

Con rango de ley:

- Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional.

Con rango de Real Decreto:

- Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas.
- Real Decreto 927/1988, de 29 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica, en desarrollo de los títulos II y III de la Ley de Aguas.
- Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica.
- Real Decreto 125/2007, de 2 de febrero, por el que se fija el ámbito territorial de las demarcaciones hidrográficas.

Con rango de Orden Ministerial:

- Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica.

1.5. El proceso de elaboración de los Programas de Medidas

Cada demarcación ha de elaborar un cuadro resumen con la clasificación de sus medidas y plazos de consecución de sus objetivos, y para poder analizar posteriormente las medidas propuestas por parte de las diferentes tipologías de demarcación, es preciso efectuar un breve resumen del procedimiento general de definición del programa.

En primer lugar, el conjunto de las Autoridades Competentes hará llegar al Organismo de Cuenca (en el caso de las cuencas intracomunitarias a la Administración Hidráulica de la Comunidad) los programas de medidas elaborados, junto con otras medidas ya previstas. Acto seguido, se efectúa una caracterización y recopilación de las medidas junto con sus alternativas para integrar y coordinar los programas y catálogos resultantes. Seguidamente, se ha de comprobar la efectividad de las mismas con respecto al cumplimiento de objetivos. En caso de no cumplir, se proponen nuevas medidas y se vuelve a iniciar el proceso, en caso de cumplimiento se procede a la comprobación de la adecuación de las medidas a diferentes escenarios (cambio climático, sequías, inundaciones…). Por último, se obtiene la propuesta del programa de medidas para analizar su viabilidad técnica y análisis de costes, teniendo en cuenta la capacidad de pago de los diferentes agentes y considerando la relación entre los beneficios de alcanzar el objetivo con los costes característicos de la implantación de las medidas. Entre las medidas que exponen los planes, se efectúa una distinción según sean básicas o complementarias, haciendo referencia las primeras a los requisitos mínimos que se deben cumplir según el artículo 44 del RPH (de aquí en adelante RPH), y las segundas a las aplicadas con carácter adicional, una vez se han llevado a cabo las básicas, con el fin de conseguir una protección adicional o alcanzar objetivos (figura 4), (BOE, 2008).

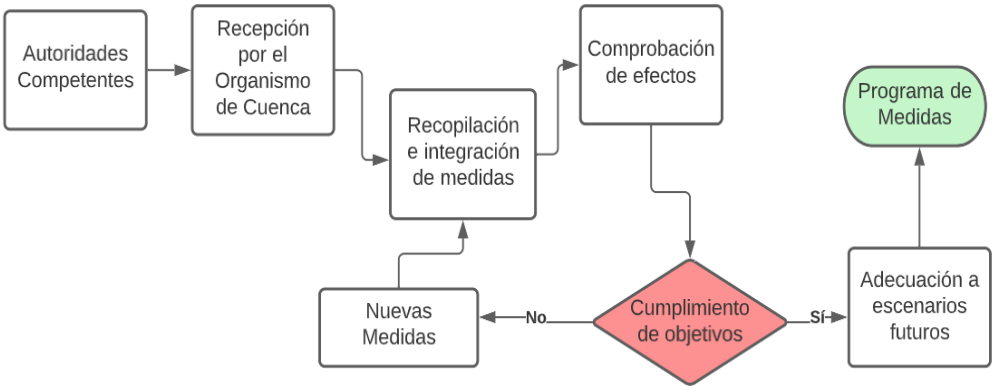


Figura 4. Procedimiento de elaboración del Plan de Medidas

Fuente: elaboración propia a partir del apartado 8.1 de la IPH

2. OBJETIVOS

Este trabajo de fin de máster tiene por objetivo analizar el tratamiento diferencial de la gestión de los recursos hídricos entre las cuencas intercomunitarias e intracomunitarias, con el fin de estudiar la eficiencia de la unidad de cuenca como organismo regulador en materia de gestión.

Para ello, se han establecido los siguientes objetivos específicos:

- Análisis de las bases de la planificación hidrológica en España.
- Comparativa de los planes hidrológicos vigentes y análisis de sus diferencias.
- Análisis del procedimiento de elaboración del programa de medidas propuesto en materia de gestión de cada demarcación.
- Comparativa de gestión y organización en materia de aguas entre cuencas intracomunitarias e intercomunitarias.

Se pretende que este trabajo pueda ofrecer desde una perspectiva global y de manera sencilla, un análisis de la actual situación de las políticas del agua a través del instrumento de la planificación hidrológica.

3. METODOLOGÍA

Para el desarrollo de este trabajo, se utilizaron fuentes oficiales para la consulta de las memorias de los planes hidrológicos vigentes de cada tipología de cuenca. Estos planes se encuentran disponibles en la web oficial del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, y se ha realizado una lectura crítica de los mismos con el fin de descartar y seleccionar la información relevante para la investigación.

Dada la novedad del tema que se está estudiando, no existe un gran número de artículos o publicaciones que traten sobre una cuestión tan específica, esto sumado al descarte de información no actualizada, deja pocos artículos que se puedan incluir en el análisis.

Para las primeras lecturas informativas sobre legislación vigente en materia de aguas, y sobre el marco legislativo actual se utilizaron fuentes oficiales y actualizadas como el Libro Verde de la gobernanza del agua en España, el Libro Blanco del agua en España o el Código de Aguas, normativa autonómica y estatal.

El análisis principal y las comparaciones realizadas se han efectuado directamente sobre los documentos de los planes hidrológicos, y posteriormente se han analizado artículos obtenidos mediante herramientas como ¨Dialnet, Web of Science o Google Scholar¨ durante los meses de febrero a mayo de 2022.

Para efectuar esta búsqueda se introdujeron diversas palabras clave relacionadas con la planificación hidrológica a nivel de cuenca en España. Durante la búsqueda se emplearon términos como “política del

agua", "problemas de gestión hidrológica", "gestión intracomunitaria", "gestión intercomunitaria". No siempre se obtuvieron resultados para todas las palabras clave utilizadas, y dependiendo del tipo de información que se quisiera obtener, se acotaron resultados por fecha de publicación a los elaborados a partir del año 2015.

De las publicaciones seleccionadas inicialmente, se excluyeron las que no estaban actualizadas junto con las que no mencionaban planes hidrológicos del segundo ciclo.

Se ha de destacar la imposibilidad de acceder a alguna de las publicaciones encontradas durante la búsqueda bibliográfica debido a la necesidad de abonar un importe al servicio proveedor del documento.

Una vez obtenida y analizada la bibliografía requerida, concretamente en el análisis de la planificación hidrológica en España, se realizó una síntesis de la información recopilada para el posterior desarrollo del tema.

Por último, para llevar a cabo el proceso de citación y referenciación bibliográfica se han seguido las normas APA 7ª ed.

3.1. Esquema de la metodología llevada a cabo

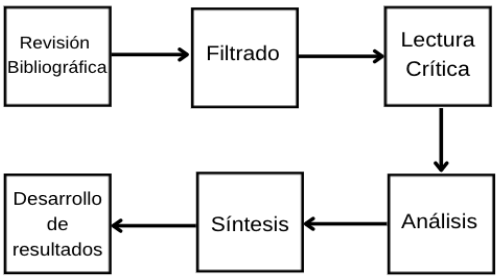


Figura 5. Etapas de la metodología del presente TFM.

3.2. Estudio Comparativo

Para llevar a cabo la comparación de los Planes Hidrológicos de las 25 demarcaciones hidrográficas, se ha utilizado la página web del Ministerio de Transición Ecológica y Reto Demográfico, que cuenta con enlaces a los documentos oficiales de PH de cuenca vigentes (2015-2021), utilizados como documentos guía.

El análisis de cada uno de ellos y el sistema de presentación de sus datos se utilizó como base para plantear las tablas comparativas entre tipologías de cuenca, y efectuar el análisis posterior de la elaboración y presentación de medidas.

A la hora de estudiar las bases del modelo orgánico de gestión de algunas de las cuencas intracomunitarias, se ha empleado como documento comparativo el Real Decreto 927/1988, del 29 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica, que integra el

organigrama que deben seguir las cuencas intercomunitarias.

4. RESULTADOS

4.1. Análisis de la Planificación Hidrológica en España

Para comprender las principales diferencias que se puedan presentar en los procesos de planificación y gestión de cada tipología de cuenca, es preciso conocer las bases comunes y distinciones en el procedimiento de elaboración de los PH. Para ello, nos basaremos en una revisión bibliográfica previa que se apoya en la documentación normativa sobre la Planificación Hidrológica y se complementa con publicaciones relativas a este tema.

Según la legislación española (BOE, 2007) los planes hidrológicos se redactan conforme al Reglamento de Planificación Hidrológica, esta norma especifica el cronograma, la agenda y otros factores que deben considerarse para garantizar la correcta información y consulta pública desde el principio del proceso.

Tanto los planes intracomunitarios como los intercomunitarios, en primer lugar, proporcionan una descripción general de las características de la cuenca, un resumen del impacto de las actividades humanas en el estado de las aguas superficiales y subterráneas, y un análisis económico de los usos del agua. Asimismo, también se efectúa la elaboración preliminar de programas de actuación y medidas para la consecución de objetivos ambientales en los planes hidrológicos. Con el fin de que la totalidad de los planes tenga un formato homogéneo y sistemático se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica mediante la Orden ARM/2656/2008 del 10 de septiembre, que incluye una guía orientativa para la realización de la parte técnica y refleja la necesidad de definir sistemas de explotación que permitan su simulación desde herramientas matemáticas, todo ello con el fin de realizar la caracterización, diseño de programa de medidas y establecimiento de objetivos ambientales y distribución del recurso (Samanta et al., 2020).

Existen una serie de elementos que según la DMA y la legislación española tienen que estar presentes en la totalidad de los PH de las 25 demarcaciones (figura 6).

Figura 6. Contenido obligatorio de los planes hidrológicos, a partir de la DMA y el RPH

Los PH no sólo han de cumplir con los objetivos establecidos en la DMA, sino que también han de plantear las acciones necesarias para cubrir las demandas hídricas requeridas por los usuarios.

Desde la Ley de Aguas de 1985 ha existido en España una planificación hidrológica llevada a cabo mediante un Plan Hidrológico Nacional y diversos Planes Hidrológicos de Cuenca, estos tienen rango jurídico de carácter reglamentario, son vinculantes y públicos.

Existen tres etapas documentales para la elaboración de los planes hidrológicos, los documentos iniciales, que engloban el calendario y programa de trabajo, el estudio de la demarcación y una breve descripción de cómo se llevará a cabo la participación pública.

Una segunda etapa de Esquemas de Temas Importantes (ETI), en la cual cada demarcación ha de describir las principales problemáticas que se presentan a la hora de alcanzar los objetivos establecidos. Se plantean distintas alternativas de actuación

para la solución de problemas en la tercera etapa, que es la elaboración final del documento. Los ETI son sometidos a consulta pública, donde los usuarios podrán realizar observaciones y sugerencias directamente dirigidas al organismo de cuenca (Santamarta et al., 2020).

Los planes intercomunitarios son elaborados por los organismos de cuenca, y tras ser informado el Consejo Nacional del Agua, aprobados mediante Real Decreto de Gobierno, publicados en el BOE y remitidos por el Ministerio a la comisión europea. Dicho Consejo es el órgano superior consultivo en la materia y estará integrado por la Administración del Estado y de las CCAA, los Organismos de Cuenca, Entes Locales mediante asociación y organizaciones profesionales y económicas más representativas relacionadas con los usos del agua (Art.19 TRLA). Este órgano no tiene poder decisorio, ya que actúa como ente consultivo y su informe no es vinculante.

La completa adaptación de los planes a la DMA no se alcanzó hasta el año 2014, cuando se aprobaron finalmente los dos últimos planes hidrológicos de cuencas intercomunitarias que faltaban (Júcar y Segura) (Real Decreto 594/2014). Esta Directiva, amplió el concepto de las demarcaciones hidrográficas, incluyendo las aguas de transición y aguas costeras asociadas (Lozano, 2015).

Con el fin de coordinar los diferentes planes sectoriales, el artículo 36.bis del TRLA hace referencia al Comité de Autoridades Competentes, dedicado al aporte de información y facilitación de la coordinación entre Administración estatal, autonómica y local para establecer el ETI y el programa de medidas a incorporar en los planes hidrológicos intercomunitarios.

Las Comunidades Autónomas cuyo territorio esté incluido parcial o totalmente en una demarcación hidrográfica, participarán en la elaboración de la planificación hidrológica y en las funciones del Consejo del Agua (Art. 35 y 36.1 TRLA).

Según el artículo 56.2 del RAPAPH, por cada uno de los Planes Hidrológicos del ámbito territorial de una Confederación Hidrográfica, existe una Comisión de Planificación Hidrológica de la que formará parte un representante de cada una de las CCAA afectadas por el mencionado PH, con el fin de que cada una tenga la oportunidad de defender sus intereses.

En la planificación hidrológica intracomunitaria la gestión cae en manos de las Administraciones Hidráulicas Autonómicas, que en algunas ocasiones han tomado forma de agencias autonómicas del agua como Galicia, País Vasco y Cataluña. Se encargan de la elaboración de los planes cuya aprobación también se lleva a cabo por Real Decreto de Gobierno, por lo que la

aprobación final recae en manos de la Administración General del Estado.

La intervención gubernamental sobre ese tipo de planes se resume al control de que no haya afecciones a los recursos hídricos de otras cuencas y a que se sigan las directrices del PHN, es decir verifica que se cumplan las prescripciones establecidas en los artículos 40.1, 40.3 y 40.4 y 42 del TRLA (Córcoles et al., 2020). De esta manera el Estado hace oír la voz de las Comunidades Autónomas con respecto a las competencias que se les atribuyen.

4.2. Comparación de los Planes Hidrológicos intercomunitarios e intracomunitarios.

Aunque la totalidad de los Planes Hidrológicos del territorio español se redacta según las bases establecidas en la Instrucción de Planificación Hidrológica mediante la Orden ARM/2656/2008 del 10 de septiembre (BOE, 2008), cada cuenca expone su propia memoria donde podemos encontrar diferencias con respecto a la morfología en la presentación de los datos (como en las unidades m^3 o hm^3, empleo de mapas, gráficos o tablas).

Con el fin de obtener una perspectiva global de los datos más relevantes en los que difieren los contenidos de los Planes Hidrológicos de cada cuenca, se han efectuado dos tablas recopilatorias de que engloban a las 25 demarcaciones, distinguiendo entre intercomunitarias (tabla 1) e intracomunitarias (tabla 2).

Se han organizado los datos en base a las ramas más relevantes que se integran en la estructura de los PH, desde la descripción de la cuenca hasta los programas de medidas.

El marco legal de elaboración de cada tipología de plan es diferente, ya que mientras que a la totalidad de los planes interregionales le corresponde la redacción por medio del Organismo de Cuenca de la demarcación, cada plan intrarregional está sujeto a una Administración Hidráulica Autonómica única con su propia estructura organizativa (tabla 2).

TABLA 1. COMPARATIVA DE DATOS DE PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA ENTRE DEMARCACIONES INTERCOMUNITARIAS.

	Demarcaciones hidrográficas	**Organismo Competente**	**Descripción de la Demarcación**		**Usos, Demandas y Presiones**			**Estado masas de agua**		**Medidas**
	–	–	M.agua Sup.	M.agua Sub.	Uso ppal	Demanda total (Hm^3/año)	Masas con presión significativa	Superficiales en mal estado	Subterráneas en mal estado	Nº Total de medidas
INTERCOMUNITARIAS	Miño-Sil	Conf. Hidrográfica del Miño-Sil	279	6	Agrario	436	283	67	2	496
	Ebro	Conf. Hidrográfica del Ebro	823	105	Agrario	8190	630	240	24	2072
	Tajo	Conf. Hidrográfica del Tajo	323	24	Agrario	2800	295	135	6	991
	Duero	Conf. Hidrográfica del Duero	709	64	Agrario	4529	700	505	16	867
	Guadiana	Conf. Hidrográfica del Guadiana	316	20	Agrario	2349,9	332	216	16	703
	Guadalquivir	Conf. Hidrográfica del Guadalquivir	446	86	Agrario	3815,42	523	173	32	870
	Segura	Conf. Hidrográfica del Segura	114	63	Agrario	1726,2	153	54	46	1033
	Júcar	Conf. Hidrográfica del Júcar	349	90	Agrario	3063,03	394	227	41	449
	Cantábrico oriental	Conf. Hidrográfica del Cantábrico	138	20	Urbano	273	77	53	1	403
	Cantábrico occidental	Conf. Hidrográfica del Cantábrico	293	20	Urbano	461,49	279	55	0	523
	Melilla	Conf. Hidrográfica del Guadalquivir	4	3	Urbano	9,9	7	1	3	59
	Ceuta	Conf. Hidrográfica del Guadalquivir	3	1	Urbano	8,5	4	2	0	63

Fuente: elaboración propia a partir los Planes Hidrológicos de Cuenca vigentes

TABLA 2. COMPARATIVA DE DATOS DE PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA ENTRE DEMARCACIONES INTRACOMUNITARIAS

	Demarcaciones Hidrográficas	*Organismo competente*	*M.agua Sup.*	*M.agua Sub.*	*Uso ppal*	*Demanda total Hm^3/año*	*Masas con presión significativa*	*Superficiales en mal estado*	*Subterráneas en mal estado*	*Nº Total de medidas*
INTERCOMUNITARIAS	Cataluña	Agencia Catalana del Agua	346	37	Urbano	1046,4	382	204	24	481
	Islas Baleares	Agencia Balear del Agua y de la Calidad Ambiental	171	87	Urbano	252,9	159	39	52	449
	Galicia	Aguas de Galicia	466	18	Urbano	225,76	133	109	0	150
	Cuencas Med. Andaluzas	Agencia de Medio Ambiente y Agua de Andalucía	177	67	Agrario	264,677	126	80	44	314
	Tinto, Odiel y Piedras	Agencia de Medio Ambiente y Agua de Andalucía	68	4	Agrario	472,84	170	37	3	163
	Guadalete y Barbate	Agencia de Medio Ambiente y Agua de Andalucía	97	14	Agrario	425,82	110	57	9	123
	La Gomera	Consejo Insular de Aguas de La Gomera	4	5	Agrario	7,37	6	0	0	93
	La Palma	Consejo Insular de Aguas de La Palma	5	5	Agrario	80,99	7	0	1	98
	Tenerife	Consejo Insular de Aguas de Tenerife	4	12	Urbano	197,47	12	0	4	681
	Hierro	Consejo Insular de Aguas del Hierro	3	3	Agrario	3,54	4	0	0	67
	Fuerteventura	Consejo Insular de Aguas de Fuerteventura	6	4	Urbano	39,87	9	0	4	51
	Lanzarote	Consejo Insular de Aguas de Lanzarote	6	2	Urbano	21,49	5	0	0	131
	Gran Canaria	Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria	8	10	Agrario	156,3	16	0	8	111

Fuente: elaboración propia a partir de los Planes Hidrológicos de Cuenca vigente

Dado que en los planes intercomunitarios se han de gestionar y planificar los recursos hídricos de una superficie mucho más amplia de territorio, y con lo cual definen un mayor número de masas de agua dentro de sus demarcaciones (figura 7), se puede deducir que la extensión de la memoria en esta tipología de cuenca es mucho mayor que en los intracomunitarios.

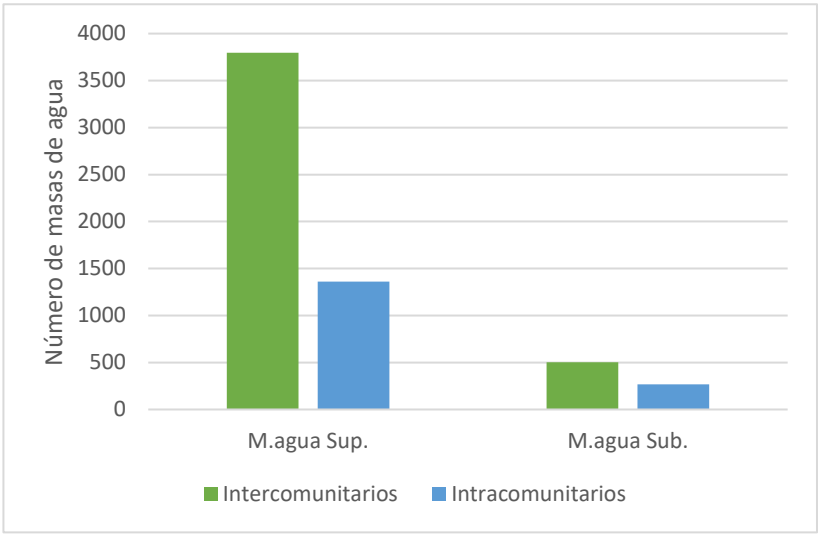


Figura 7. Número de masas de agua en cada tipología de cuenca.

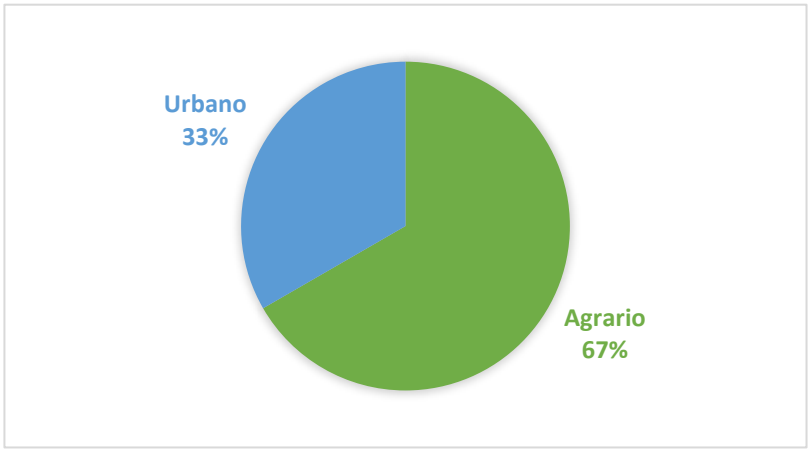


Figura 8. Uso principal del agua en las cuencas intercomunitarias.

La mayor parte del recurso hídrico en las cuencas intercomunitarias se destina al uso agrario (figura 8), esta demanda se compone del regadío y de la ganadera, siendo la primera la principal.

La caracterización de la demanda agraria es un término de obligado uso en todos los planes para definir el consumo de agua por parte de este sector. Se realiza en "Unidades de Demanda Agraria" (UDA en adelante), que según la IPH en su artículo 3, "incluyen la definición de la unidad de demanda, su ubicación geográfica, la identificación y delimitación de las comunidades de regantes o entidades de riego que la componen, incluyendo información sobre los derechos de uso del agua, la evolución histórica y la situación actual de los cultivos de regadío y de la ganadería, sus características básicas en cuanto a infraestructuras, tecnologías de riego, edafología, salinidad del suelo y elementos de medición y control, incluyendo la descripción de las principales infraestructuras hidráulicas, su estado y eficiencia con el detalle suficiente para identificar las medidas necesarias para mejorar esta última, así como las perspectivas de sostenimiento futuro de la unidad de demanda, atendiendo a su situación de suministro hídrico".

De la misma manera, se definen las Unidades de Demanda Urbana, (UDU en adelante) como "agrupación de aglomeraciones urbanas que compartan el mismo origen del suministro (subcuenca, masa de agua subterránea, estación de tratamiento de agua potable o desaladora) y cuyos vertidos se realicen básicamente en la misma zona o subzona" (BOE, 2008). Este tipo de uso del recurso se observa con mayor frecuencia en las cuencas intrarregionales, al tener por lo general menos superficie disponible para cultivo, es mayor el conjunto del consumo urbano (figura 9).

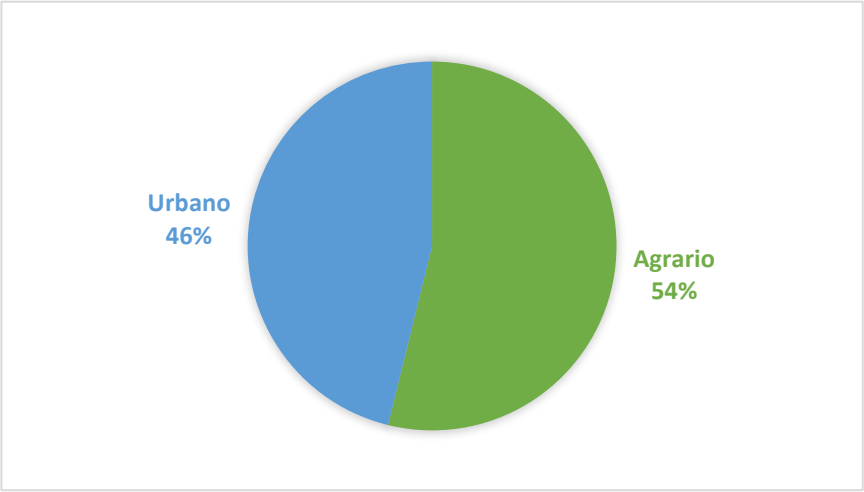


Figura 9. Uso principal del agua en cuencas intracomunitarias.

Según los datos recopilados en las tablas 1 y 2 de cada Plan Hidrológico correspondiente a cada demarcación, se observa que las demandas totales registradas en los intercomunitarios superan las presentes en los intracomunitarios (figuras 10 y 11), esto es debido a la ya mencionada superioridad de superficie con respecto a los intrarregionales, junto con un mayor número de usuarios con necesidad de satisfacer un determinado objetivo de producción o consumo.

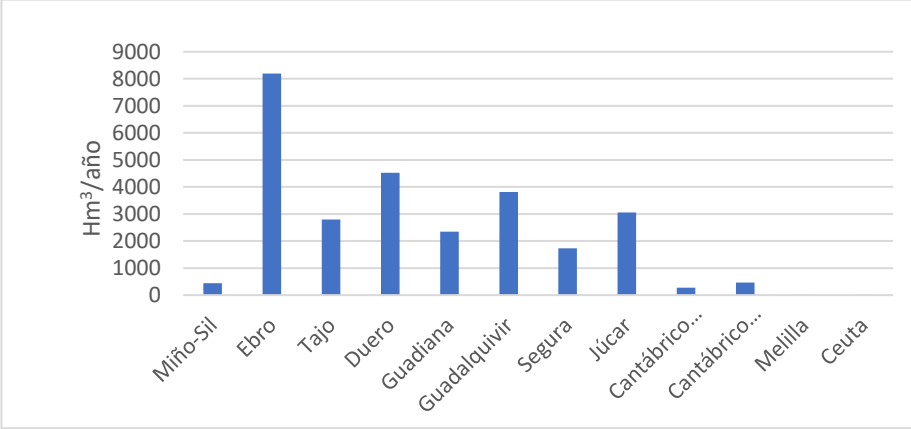


Figura 10. Demandas hídricas totales de las cuencas intercomunitarias.

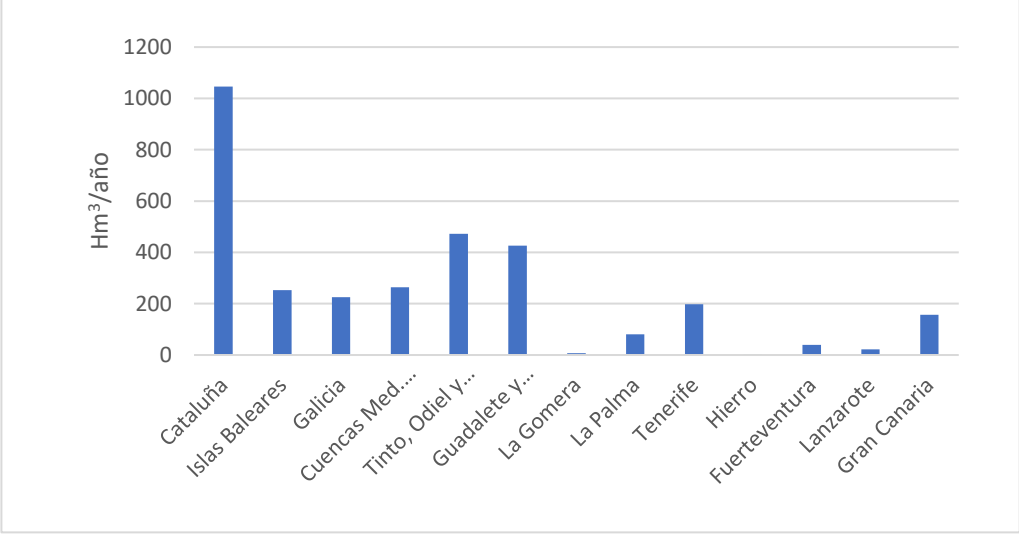


Figura 11. Demandas hídricas totales de las cuencas intracomunitarias.

Con el fin de determinar el estado de las masas de agua a nivel nacional, el artículo 3.2 de la IPH, obliga a cada demarcación a crear un inventario de las presiones existentes a las que quedan expuestas sus masas de agua. Observando las presiones que sufren las masas de agua de cada tipología de cuenca, se puede apreciar en las tablas 1 y 2 que tanto en las demarcaciones intrarregionales como en las interregionales la mayoría de ellas están significativamente afectadas, según los planes hidrológicos vigentes.

En cuencas intercomunitarias, se ha de tener en cuenta las grandes densidades de población concentradas en zonas urbanas a través de las que fluyen las masas de agua. Debido a la gran intensidad de actividad humana, se producen un alto número de vertidos que influyen de manera negativa en la calidad de las aguas.

En cuencas intracomunitarias se puede observar más variabilidad, ya que concretamente en las Islas Canarias no se encuentra ninguna masa superficial caracterizada en mal estado, y en cambio en las demarcaciones de Cataluña, Cuencas Mediterráneas Andaluzas, Tinto, Odiel y Piedras, y de Guadalete y Barbate, aproximadamente la mitad de las masas de agua superficiales sí que se han catalogado de esta manera (según su estado ecológico y su estado químico), conforme a los datos proporcionados por el Ministerio de Transición Ecológica y Reto Demográfico.

Las aguas subterráneas de las cuencas intercomunitarias ascienden a un total de 502, de las cuales 315 se encuentran en buen estado y 187 no alcanzan el buen estado. En las intracomunitarias, de un total de 259, 149 están en mal estado (tabla 3).

Tabla 3. Estado de las masas de agua subterráneas.

Masas de agua Subterráneas	Buen Estado	Mal Estado
Intercomunitarias	315	187
Intracomunitarias	110	149

Fuente: elaboración propia a partir de MITECO, 2022

En ambos casos más de la mitad de las masas de agua subterráneas está en estado peor que bueno, dadas las presiones puntuales y difusas inventariadas en la mayoría de los planes analizados, cabe destacar que las más comunes son las relacionadas con la agricultura, las extracciones, intrusiones salinas (en zonas próximas a la costa) y los vertidos industriales urbanos.

En cuanto a las medidas tomadas por las demarcaciones para cumplir los objetivos ambientales establecidos por la DMA, y los definidos en el artículo 1 del Reglamento de Planificación Hidrológica (Real Decreto 907/2007), cada cuenca ha de elaborar su

propio "Programa de Medidas", plasmando en su respectivo Plan Hidrológico un resumen del mismo siguiendo las directrices del artículo 4.1. del RPH.

Dependiendo de cuantas masas de agua posea una demarcación y el estado actual en el que se encuentren, se hallarán un mayor número de medidas en su plan hidrológico con el fin de mantener la calidad de sus aguas. La totalidad de los planes hidrológicos deberán incluir los plazos en los que se estima que se alcanzará el objetivo ambiental establecido para una determinada masa de agua.

4.3. Análisis de los programas de medidas

La mayor inversión en medidas se destina a la consecución de objetivos ambientales (medidas requeridas por la DMA), siendo las CCAA las promotoras (figura 12), y dentro de este grupo, en las cuencas intercomunitarias se observa un número muy elevado de medidas destinadas a resolver los problemas de contaminación puntual de las aguas, mientras que en las cuencas intracomunitarias también hay un gran número de ellas destinadas a satisfacción de demandas.

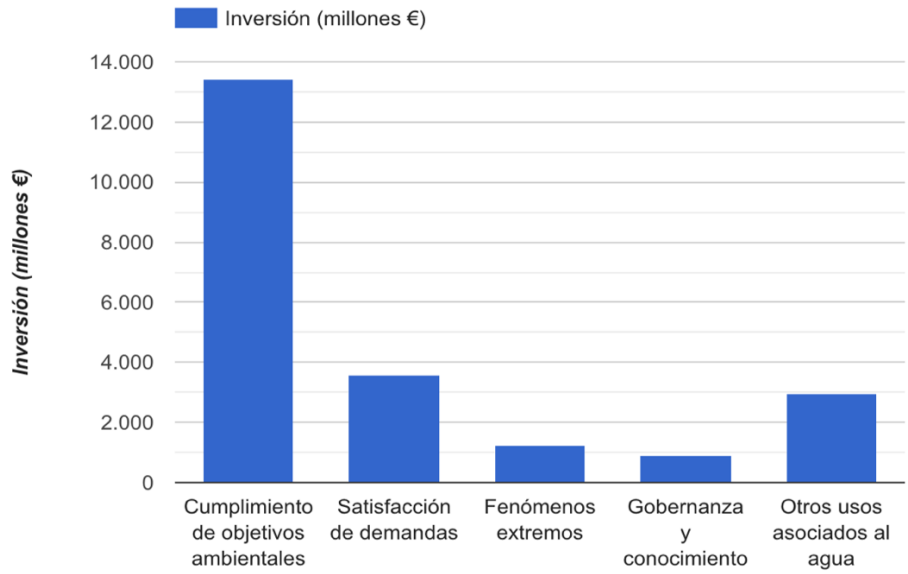


Figura 12. Inversión de las CCAA según el objetivo de las medidas (MITECO, 2022)

Para combatir las fuentes de contaminación puntual, generalmente las demarcaciones incluyen medidas de saneamiento y depuración de aguas urbanas junto con otras medidas para la reducción de vertidos procedentes de las descargas de sistemas sanitarios.

En la totalidad de los planes, se ha observado que el programa de medidas incluye un cronograma dividido en los ciclos de 6 años impuestos por la DMA (2009-2015, 2015-2021, 2022-2027). Esta herramienta refleja los plazos de tiempo que las medidas requerirán para ser efectivas, y según la tipología de las mismas, podrán abarcar más

de un ciclo para su finalización. Algunas de las memorias de PH (Galicia), incluyen también una tabla informativa sobre el estado de avance de las medidas, reflejando las que se transfieren al segundo ciclo y las que han quedado descartadas por no ser efectivas, otras proporcionan este tipo de información a través de mapas que indican la previsión del estado de sus masas de agua en el momento de finalización de cada ciclo u horizonte de planificación (Andalucía). En el caso del PH de Gran Canaria, se analiza qué porcentaje de las medidas se encuentra en funcionamiento, cuales no se han iniciado, y las de nueva propuesta, pero no todas las demarcaciones ofrecen esta información.

Se ha observado en todos los planes que en el apartado del programa de medidas se ha de reflejar el precio de la inversión prevista y requerida para la puesta en práctica de las medias en cada ciclo, además deben incluir en los anexos un inventario y caracterización de cada medida del programa.

Al analizar la efectividad de las medidas de los diferentes PH, se ha observado que los planes intracomunitarios plasman la información sobre el resultado de las medidas impuestas en el primer ciclo de manera más clara y accesible, en cambio en los PH de cuencas intercomunitarias no se ofrece en general ninguna síntesis sobre cuántas medidas han resultado ser efectivas, cuántas descartadas o cuántas han tenido que traspasar el horizonte de planificación pertinente.

Cada plan tiene su propia manera de presentar los datos referentes a las medidas en cuanto su clasificación obligatoria, algunos como el de Ceuta, reflejan en el listado final si se trata de una medida básica o complementaria, mientras que otros como el del Júcar, efectúan la diferenciación en otro listado previo situado al principio de la descripción del programa.

4.4. Las diferencias de gestión entre cuencas intracomunitarias e intercomunitarias.

Como hemos visto anteriormente, las cuencas interregionales se gestionan mediante las Confederaciones Hidrográficas, mientras que las intrarregionales lo hacen mediante sus respectivas Administraciones Hidráulicas Autonómicas. No todas poseen un Consejo del Agua como tal, sino que algunas simplemente recurren a un Consejo de Administración. También cabe señalar, que su estructura puede ser diferente a la planteada en el Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica (RAPAPH), ya que se articulan en base a sus Estatutos de Autonomía. En cambio, este reglamento siempre aplica a las cuencas intercomunitarias, que quedan en todos los casos organizadas a nivel de de gestión, según lo que se estipula en el mismo.

La Administración Hidráulica Autonómica más desarrollada entre las cuencas

intracomunitarias es la Agencia Catalana del Agua, que se trata de una empresa pública que cuenta con una estructura organizativa dividida en seis áreas y cuatro divisiones que abarcan la planificación y gestión de la totalidad del ciclo del agua en su territorio.

Otro caso particular dentro de las intercomunitarias es el de las Islas Canarias, que realizan una gestión integral del recurso a través de las demarcaciones hidrográficas de todas sus islas, constituidas como Consejos Insulares de Aguas, adscritos a cada uno de los Cabildos, siendo el presidente de cada consejo el del Cabildo Insular correspondiente. Aunque pueda parecer que la gestión debiera seguir los mismos pasos en las Islas Baleares, en este caso sólo conforman una única demarcación, con su respectivo Consejo Balear del Agua y un único PH.

En cuencas intercomunitarias, la aprobación de la DMA en el año 2000 supuso un gran impulso para la implantación de una nueva gobernanza multinivel, y un cambio para el modelo autonómico territorial. Se han requerido nuevos modelos de coordinación de gobierno con el fin de conjugar la gestión de competencias por las autonomías y la capacidad de las mismas para tomar parte de decisiones comunes.

Aunque este nuevo paradigma reciba el apoyo institucional europeo, se han presentado tensiones a la hora de delimitar fronteras naturales sobre límites autonómicos políticos (figura 13).

Figura 13. Límites de demarcaciones sobre límites autonómicos

Debido a la actual trayectoria que ha ido recorriendo la DMA a lo largo de los años desde su instauración, aunque fuera completamente instaurada de manera tardía, ya se pueden analizar con suficiente rigor sus resultados transformadores en cuanto a sostenibilidad y al nuevo modelo de política multinivel (Hernández-Mora, 2012).

Dado que se puede afirmar que España lleva desde los años XX organizada en confederaciones hidrográficas, se puede decir que presentaba ciertas ventajas a la hora de implementar la DMA en su territorio, pero realmente este modelo estaba dirigido únicamente a la satisfacción de las demandas hídricas y del sector hidroeléctrico. De esta manera, las comunidades de regantes, empresas de construcción e hidroeléctricas no se oponen al modelo centralizado, donde se han encontrado tradicionalmente, y a su vez los nuevos actores con intereses ambientales promueven también la unidad de cuenca.

En el ámbito de las cuencas interregionales es donde tienen lugar las mayores tensiones entre autoridades, ya que tienen lugar conflictos de intereses entre autonomías y administración del Estado durante la celebración de los consejos del agua. Esto da lugar a que las CCAA presenten intenciones de ganar relevancia y competencias pudiendo además mostrar resistencia a

decisiones del Estado, aunque siempre será este el que tenga la capacidad decisoria al ser el responsable de la aprobación de los PH (Moral y Hernández-Mora, 2016).

Existe la posibilidad de que se haya concebido de forma errónea la distribución por cuencas y el gobierno compartido como una delimitación de territorios sin influencia ni coordinación entre sí (García López, 2016), cuando lo que se trata de conseguir con estas delimitaciones es estructurar una gestión del interior de las cuencas que escale y se regule a nivel nacional a través de acciones y decisiones comunes y particulares a las que llegar de manera consensuada.

5. CONCLUSIONES

La Planificación Hidrológica española integra a nivel institucional a diversos organismos competentes que han de coordinarse para gestionar los recursos hídricos de la manera más eficaz y sostenible posible.

El proceso de elaboración de los Planes Hidrológicos de las distintas demarcaciones se rige principalmente por las bases establecidas en el Reglamento de la Planificación Hidrológica y en la Orden de Instrucción de la Planificación Hidrológica, pero presenta distinciones en cuanto al organismo responsable de dicha redacción, según el tipo de cuenca a la se refiera el plan, aunque siempre dependiendo finalmente de la aprobación por parte del Estado.

Las cuencas intercomunitarias cuentan con un número mucho más elevado de masas de agua que inventariar, gestionar y proteger que las intracomunitarias, esto implica que su Planificación Hidrológica sea mucho más extensa y requiera una inversión más elevada para sus programas de medidas y sus servicios de satisfacción de demandas.

Por otro lado, se ha observado que en general, las cuencas interregionales poseen unas demandas hídricas mucho mayores debido a su gran superficie y por lo tanto, mayor número de usuarios demandantes. Aún así ambas tipologías de cuenca presentan aproximadamente el mismo porcentaje de masas de agua en mal estado exceptuando a las demarcaciones Canarias.

El uso agrario es el que mayor consumo de agua requiere en la planificación hidrológica española (según los planes del segundo ciclo), seguido del uso urbano, que tiene algo más de protagonismo en las cuencas intracomunitarias.

Observando las medidas tomadas por cada tipología de cuenca, se puede concluir que según el número de masas de agua y el estado en el que se encuentren, se hallarán un mayor o menor número de medidas tomadas para su protección y cumplimiento de objetivos ambientales, presentando diferencias entre demarcaciones en la manera de plasmar los datos sobre los programas.

A nivel de planificación, se ha comprobado que la actividad es bastante similar entre ambas tipologías de cuenca, donde existe más variabilidad es en el marco institucional, puesto que la organización en materia de aguas es muy diferente entre ambas tipologías de cuenca. Mientras que el organigrama en las cuencas interregionales queda estipulado por el RAPAPH, las cuencas intrarregionales se estructuran en base a sus respectivos Estatutos de Autonomía.

Por último, cabe señalar que en las cuencas intercomunitarias es donde se dan mayores tensiones debido al conflicto de intereses en el Consejo del Agua entre el Estado y las CCAA.

BIBLIOGRAFÍA

- Berga Casafont, L. (2010). La gobernanza del agua en España. *Revista de obras públicas*, *157*, 7-20.
- BOE (1988) Real Decreto 927/1988, de 29 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica, en desarrollo de los títulos II y III de la Ley de Aguas. Boletín Oficial del Estado, núm 209 del 1 de septiembre de 1988.
- BOE (2000) Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.
- BOE (2001) Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional. Boletín Oficial del Estado, núm 161 del 6 de julio del 2001.
- BOE (2008) Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica. Boletín Oficial del Estado, núm. 229, del 22 de septiembre de 2008.
- BOE (2007) Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica. Boletín Oficial del Estado núm 162 del 8 de julio de 2007.
- BOE (2014) Real Decreto 594/2014, de 11 de julio, por el que se aprueba el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Segura. Boletín Oficial del Estado, núm 169 del 11 de julio de 2014.
- BOE (2020) Real Decreto 500/2020, de 28 de abril, por el que se desarrolla la estructura orgánica básica del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, y se modifica el Real Decreto 139/2020, de 28 de enero, por el que se establece la estructura orgánica básica de los departamentos ministeriales. Boletín Oficial del Estado núm 125 del 5 de mayo de 2020.
- Córcoles, I. G., Garrido Cuenca, N. M., Vicente, E. G., & Piqueras, F. D. (2020). Caudales ecológicos y otros conflictos ambientales en la reciente jurisprudencia derivada de la planificación hidrológica en España. *Revista Vasca de Administración Pública. Herri-Arduralaritzako Euskal Aldizkaria*, *117*, 341–386.
- García López, M. (2016). *Retos para la gobernanza del agua: el caso de las cuencas mediterráneas andaluzas*, Tesis doctoral inédita, Universidad de Málaga.
- Hernández-Mora, N. (2012). La planificación hidrológica y la Directiva Marco del Agua ¿Hemos avanzado?, *Ríos con vida AEMS*, 88, pp. 40-44.

- Lozano, B. (2015). Modificaciones y vicisitudes de la planificación hidrológica. *Planificación y ordenamiento jurídico de los recursos hídricos*. Fundación Agbar. pp. 163-198.
- MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO (2020). Libro verde de la gobernanza del agua en España, Madrid, 172 pp.
- MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA (2018). Síntesis de los planes hidrológicos españoles. Segundo ciclo de la DMA (2015-2021). Dirección General del Agua y Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX. Edita Ministerio para la Transición Ecológica. Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones. NIPO: 013-18-124-7. Madrid 175 pp.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE (2000). Libro blanco del agua en España. Secretaría de Estado de Aguas y Costas. Madrid, 637 pp.
- Moral Ituarte, L. y Hernández-Mora Zapata, N. (2016). Nuevos debates sobre escalas en política de aguas: Estado, cuencas hidrográficas y comunidades autónomas en España. Ciudad Y Territorio Estudios Territoriales, 48, 563-583.
- Pérez, M. S., & Pérez, I. S. (2014). Planificación y gestión de agua en España, en la actualidad. *Observatorio medioambiental*, 17, 375.
- Sánchez-Martínez, M. T., Rodríguez-Ferrero, N., & Salas-Velasco, M. (2011). La gestión del agua en España. La unidad de cuenca. *Revista de estudios regionales*, 92, 199-220.
- Santamarta Cerezal, J. C., Rodríguez-Martín, J (2020). *Los procesos de planificación hidrológica en la península ibérica e islas en un contexto de cambio climático.* Madrid: Colegio Oficial de Ingenieros de Montes.

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ

Y

UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

MASTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

PROYECTO DE FIN DE MASTER

Estudio de la inundabilidad en la cuenca del rio Badiel, zonas urbanas inundables con Hec-ras y analisis de la infiltración de las inundaciones

AUTOR:
Marcos Martínez Ocaña

DIRECTOR:
Francisco Carreño Conde

Alcalá de Henares, 06 de Julio de 2022

ÍNDICE

RESUMEN..... 4

4. INTRODUCCIÓN..... 4
5. OBJETIVOS..... 5
6. METODOLOGÍA..... 6
7. RESULTADOS Y DISCURSION 13
8. CONCLUSIONES..... 19
9. BIBLIOGRAFÍA..... 20

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Distribución de Gumbel para los datos pluviométricos y foronómicos..... 15

Tabla 2. Validación de los caudales punta..... 17

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Metodología, modelo conceptual del desarrollo 6
Figura 2. Cuenda hidrológica del rio Badiel 7
Figura 2. . Fotografía de los daños ocasionados por la inundación 8
Figura 2. Curva de caudales clasificados 9
Figura 2. Gráfico de peligrosidad de inundación 14
Figura 2. Curva IDF 15
Figura 2. Hietogramas en pico, entradas del modelo hidrometeorológico 15
Figura 2. Mapa del número de curva…..... 16
Figura 1 Mapa de área inundables…..17
Figura 1 Gráfico la infiltración para 12 horas..... 19

TABLA DE ABREVIATURAS

HEC-RAS: Hydrologycal Engieneering Center – River Analysis System.

HEC-HMS: Hydrologycal Engieneering Center – Hydrologic Modeling System.

EPRI: Evalución Preliminar del Riesgo de Inundación.

ARPSI: Área de Riesgo Potencial Significativo de Inundación.

MDT: Modelo Digital del Terreno.

GIS: Geographic Information System.

AEMET: Agencia Estatal de Meteorología.

CEDEX: Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas.

AMC: Antecedent Moisture Condition.

SCS: Soil Conservation Services.

CLC: CORINE Land Cover.

IDF: Intensidad Duración Frecuencia.

USDA: United States Department of Agriculture.

ABSTRACT

The following study evaluates the flooding risk of Badiel's river basin on its way through the residential area Arcipreste de Hita (Guadalajara). The aim of this document is to stablish how different precipitation return rates highly increase flow rate, which could cause an increase in the risk of flooding. A hydrometeorology model has been developed that allows to calculate the peak flow, comparing the results with the maximum instantaneous flows registered at the gauging station.

The study has been done using HEC-HMS software using the SCS, that need to be calibrated for the watershed of Badiel's river, because the implementation of empirical variables as the curve number, the lag time the initial abstraction that could modify the behaviour of the unit hydrographs constructed by the model. Result of the calibrations were the substitution of the original value of CN at 67 for adjusting the model. It's also needed to adjust the duration of the rain to the input hyetographs. A hydraulic model of the section crossing Arcipreste de Hita was simulated on HEC-RAS using the validated output data of the hydrometeorological model. Likely flooded areas were mapped and quantified for a return time of 50 years. Lastly, infiltration was estimated with Horton's equations based on the abstractions of the area affected by the flood, this being one of 6813 m2. Infiltrations was calculated for 119.5 m3 in a time of 12 hours.

1. INTRODUCCIÓN

Las inundaciones se han desencadenado en mayor o en menor medida a lo largo y ancho de España, suponen cuantiosas pérdidas socioeconómicas, ambientales y humanas. El planteamiento urbanístico y territorial ha de considerar el aumento del riesgo de inundación según establece la normativa de aguas en cuanto a servidumbres de protección, abastecimiento de poblaciones y mantenimiento de calidad ambiental (Olcina, 2004).

La ordenación de las zonas inundables está sujeta a la aplicación de la legislación de aguas y la normativa de la administración estatal y autonómica sobre protección de zonas inundables. Para ello, la mejor medida preventiva es la normativa jurídica urbanística que establece qué terrenos deben sustraerse de cualquier desarrollo urbanístico con el fin de proteger a las personas y bienes del riesgo de inundación (Confederación Hidrográfica del Tajo, 2018).

El riesgo de inundación de estos episodios se corresponde con pérdidas materiales, económicas, ambientales, que pueden ser previstos con el análisis y diseño de medidas de mitigación del riesgo (Cañizares et al, 2021). Los factores de riesgo son: peligrosidad, exposición y vulnerabilidad, el

resultado de su conjunto simultáneo es precisamente el riesgo (Jiménez et al, 2008). La justificación de este documento es establecer el área afectada para las diferentes frecuencias de precipitación de eventos extremos. Los cambios de magnitud del caudal pueden producir un aumento del riesgo con el incremento de altura y velocidad del calado. Se ha acotado la zona de estudio por su susceptibilidad, no por la gravedad de la peligrosidad. Se busca analizar estrategias para implementar técnicas que permitan la transferencia de agua a masas subterráneas a la vez que prevengan el riesgo de daños.

2. OBJETIVOS

- El objetivo principal del presente trabajo es analizar la susceptibilidad de la inundación provocada por las crecidas del río Badiel a su paso por el entorno de la Urbanización Arcipreste de Hita en el término de Hita (Guadalajara).

- Crear un modelo hidrológico de eventos, a partir de la frecuencia de precipitación máxima anual, para pronosticar las condiciones de los episodios de lluvia que producen desbordamientos en el rio.

- Generar un modelo hidráulico para evaluar los efectos de los eventos sobre la superficie urbana delimitada.

- Estimar la infiltración como parámetro de implantación de medidas mitigadoras o la inclusión del análisis en estudios de planificación del territorio. 14

Para ello se ha utilizado un conjunto de modelos hidrológicos mediante los softwares HEC-HMS y HEC-RAS, basados en los parámetros involucrados en las inundaciones: meteorológicos, foronómicos, de usos del suelo y que, junto a los MDT, dota a los modelos de información geográfica.

Los análisis para evitar las inundaciones son evaluados mediante herramientas GIS, Qgis, llevando a cabo modelos, qué comprenden los perímetros de protección, la recuperación del recurso y el entorno afectado; y se establecen las bases de dichos modelos sobre estudios, actuaciones y técnicas para cuantificar los daños debidos a inundaciones, avenidas y otros fenómenos hidráulicos.

3. METODOLOGÍA

Para la obtención del área inundable el método seguido se basa en la confección de tres modelos hidrológicos con el fin de comparar la afección en diferentes tiempos de retorno 500, 200, 100, 50, 25, 10, 5 y 2 años. Este tipo de modelos considera las ecuaciones de conservación de la masa, energía y movimiento para describir la movilización del agua a través de los diferentes almacenes de la hidrosfera, usando técnicas de discretización numérica. Los modelos aquí propuestos son compatibles con sistemas de información geográfica (SIG) pudiéndose ser extrapolados a cualquier subcuenca a partir de unidades representativas del terreno (ráster).

Los pasos seguidos fueron:

- Obtención y procesamiento de los datos pluviométricos y foronómicos.
- Elaboración y calibración de los modelos hidrometeorológico e hidráulico.

- Análisis de los caudales para cada tiempo de retorno.
- Cálculo de la infiltración

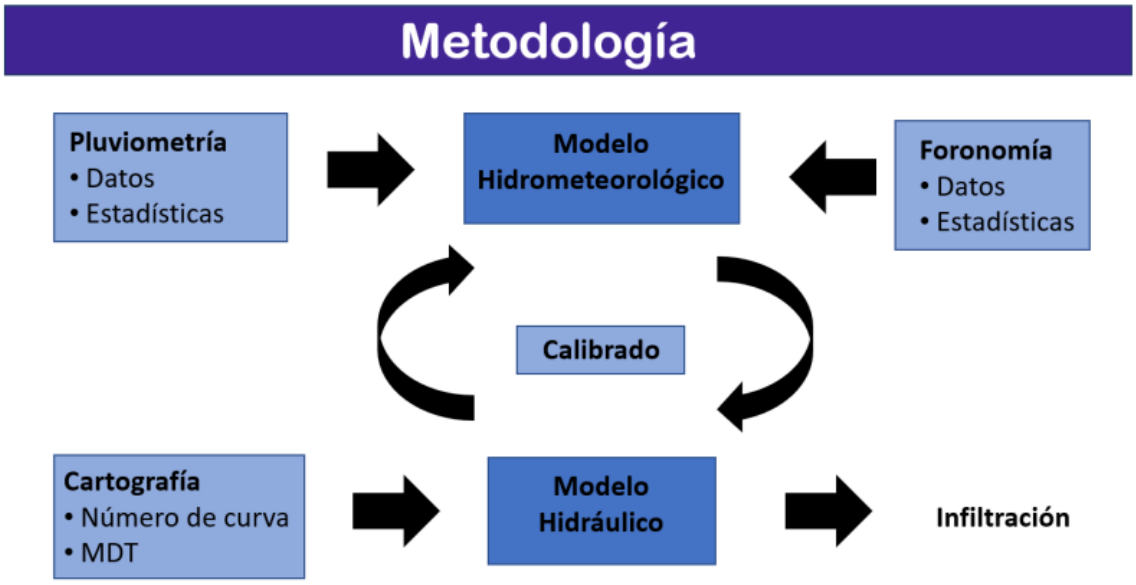


Figura 1. Metodología, modelo conceptual del desarrollo.

El río Badiel es afluente del río Henares por su margen izquierda y forma una cuenca de 325.4 Km 2. Las alturas de la subcuenca oscilan entre los 1100 y los 700 m y en general, presenta pendientes suaves, es en el centro de la cuenca donde el río presenta un importante encajamiento. El río Badiel tiene una longitud de 39.7 Km. y una pendiente de 0.75%., transcurre en NE-SW y presenta una red de drenaje de muy poca densidad, formada por una serie de arroyos y ramblas. La morfología de la cuenca es alargada, el tiempo de concentración de esta cuenca es muy bajo, en comparación con otras subcuencas del rio Tajo. Su cuenca está constituida, casi en su totalidad, por materiales neógenos con una permeabilidad variable, con arcillas de alta impermeabilidad combinadas con tramos de arenas arcósicas y calizas más permeables. Aparecen también en cabecera pequeños afloramientos cretácicos. Los materiales detríticos aluviales cuaternarios, de permeabilidad moderada a alta, se extienden fundamentalmente por la mitad inferior de la cuenca.

La relación entre el porcentaje de materiales impermeables y permeables es de 0.1 lo que indica una permeabilidad alta. Una gran parte de su cuenca está ocupada por cultivos agrícolas, que se alternan con matorrales, encinas y cubierta arbórea mixta con pinos, herbáceas y césped (zonas habitadas). La cuenca del río Badiel pertenece al piso bioclimático Mesomediterráneo (de las Heras, 2004). Su número de estación en la red de aforos corresponde con el 3255, se sitúa en Torre del Burgo. El caudal máximo diario más alto aforado en el río Badel a la salida de la

cuenca, entre los años 1978 y 2000 es de 14.04 m3 /s. Consultando la meteorología de la zona y con datos de la AEMET vemos que las temperaturas medias durante el año oscilan entre la mínima del mes de enero 4.9 grados y la máxima en julio de 23.7 grados. Respecto a las precipitaciones medias mensuales (mm) publicadas son: enero 35, febrero 32, marzo 25, abril 50, mayo 53, junio 25, julio 12, septiembre 28, octubre 68, noviembre 42 y diciembre 46.

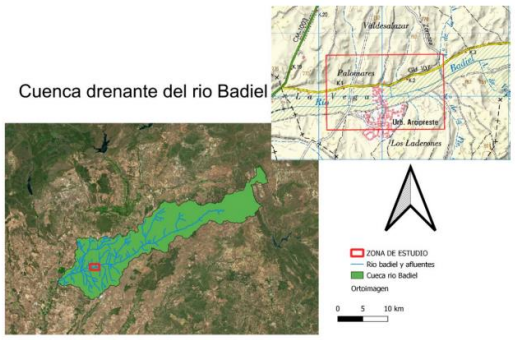


Figura 2. Cuenda hidrológica del rio Badiel.

Los últimos registros de inundaciones en esta zona del río Badiel son del 2018, localidad de Valdearenas, y mayo/junio del 2020, concretamente en la Urbanización Arcipreste de Hita (Hita-Guadalajara). Una serie de profundas borrascas convectivas provocaron el desbordamiento del río superando las riberas y anegando los márgenes afectando a zonas urbanas y campos agrícolas.

Figura 3. Fotografía de los daños ocasionados por la inundación, a la izquierda la una zona encharcada, a la derecha el nivel del río en el puente que cruza la urbanización con la barandilla tumbada. Fuente, Guadaqué 07.06.2020.

El aforo es la medición de la cantidad de agua que lleva una corriente continua en función del tiempo, proporciona los datos directos del caudal en un punto de medida. Con el fin de elaborar un estudio hidrológico lo más fiable posible, para validar las salidas de las simulaciones con caudales máximos a los tiempos de retorno, se precisa de un tratamiento de las precipitaciones máximas de la cuenca. Las entradas del modelo hidrometereológico son variables medibles y se basan en simplificaciones estadísticas de los sistemas. Se trataron los datos de dos estaciones meteorológicas del AEMET, Guadalajara y Sigüenza, debido a la falta de datos y de series extensas, se llevó a cabo el análisis de las dobles masas. Comparativamente la estación de Guadalajara es de calidad, pero poco extensa, en cambio la de Sigüenza tiene una falta de datos para algunos años, pero posee una serie extensa. Figura 5: Metodología, modelo conceptual del desarrollo. 19 Se recopilaron los datos foronómicos existentes del río Badiel en la estación de aforo 3255 en Torre del Burgo del

anuario de aforos 2018, 2019 del CEDEX. La estación cubre la mayor parte de la superficie de la cuenca, 333 Km2 . Debido a la insuficiencia de datos de la estación se ha procedido al análisis y relleno de los datos faltantes. Para ello, se ha extraído un coeficiente para relacionar los caudales máximos anuales y los máximos instantáneos anuales; los datos faltantes de máximos instantáneos anuales se estimaron utilizando el promedio. Por último, se ha realizado una curva de caudales clasificados para varios años, con los datos de aforo de los caudales diarios del río Badiel (2002 al 2019) que representan la probabilidad de superar el caudal medio diario a lo largo de un año. Por ejemplo, con una probabilidad del 10% se superará 36 días al año el valor del caudal 0.45m3 /s, siendo el promedio 0.38m3 /s y el máximo 1.22m3 /s y el mínimo 0.

La curva de caudales diarios también puede ser usada para condicionar la probabilidad de un suceso, se pueden sacar percentiles de ella que nos sirvan como Caudal Umbral, es decir la proporción de caudales que están por debajo o por encima suyo, pueden ser indicadores de sequía hidrológica o de avenida súbita (Diaz et al, 2018).

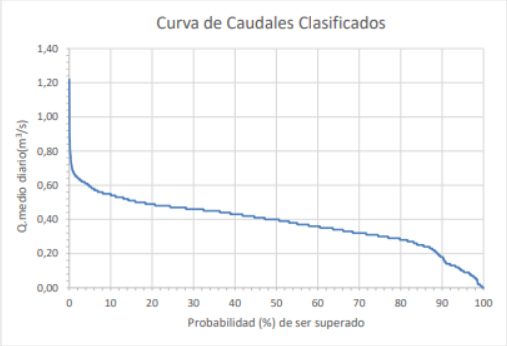


Figura 4. Curva de caudales clasificados.

Se considera un balance hidrometeorológico, es decir, un modelo precipitación-escorrentía-caudal, a partir de un episodio de precipitación en una cuenca cerrada.

$$Q\ escorrentia = P\ total - Perdidas \quad \text{Ec.1}$$

$$\frac{Abstración\ producida}{Abstración\ Máxima} = \frac{P\ neta\ producida}{P\ neta\ máxima} \quad \text{Ec.2}$$

Las perdidas o abstracciones, es la precipitación que no genera escorrentía queda como retención superficial, se evapora o se infiltra. Un ejemplo de esto es que según aumenta la precipitación (P. neta máxima) en proporción al máximo de retención potencial (S), la precipitación que genera escorrentía (P. neta producida) tiende a cero. Lo que resulta:

$$Perdidas = Abstraciones(S) + Abstración\ inicial(Ia) \quad \text{Ec.3}$$

Al principio de una lluvia el agua se infiltra permeando el suelo, pero hasta un determinado momento. La abstracción inicial se considera en función de la abstracción máxima, siendo un 20%.

$$Ia = 0.2S$$ Ec.4

La masa de lluvia es siempre la misma:

$$Abstración\ producida = P\ neta\ maxima - P\ neta\ producida$$

La fórmula de la precipitación neta producida (Pn) es:

$$Pn = \frac{P^2}{P + perdidas}$$

Si P>Ia se cumple que:

$$Pn = \frac{(P - 0.2S)^2}{P + 0.8S}$$

El modelo evalúa las abstracciones a partir del número de curva de la cuenca, considera que la escorrentía está en función de las características hidrológicas de la cuenca drenante, el tipo de suelo y los usos de terreno.

$$CN = \frac{1000}{10 + S}$$

Para evaluar el número de curva se realizó una estimación cartográfica Qgis, para valorar las diferentes zonas se recurrió a las tablas del manual de HMS y de U.S.D.A. Se consideró:

- Las condiciones hidrológicas locales (Pobres, Medias y Buenas).
- Grupos hidrológicos de suelos (A-D). •
- Los antecedentes de las condiciones de humedad del suelo, AMC (tipo I, II, III).
- Los usos del suelo, tratamientos de suelo, área impermeable.

Si el índice de curva es 100, el valor de las abstracciones máximas es 0, en cambio, si es 1 casi toda la lluvia se infiltra o es retenida por la cuenca. Posteriormente se realizó una ponderación, se trató a la cuenca como homogénea y se asumió un único número de curva, un mismo tiempo de concentración y una precipitación uniforme en todos los periodos. El tiempo de concentración (Tc) es uno de los parámetros de entrada en el modelo hidrometeorológico con Hec-HMS. Teóricamente se refiere al tiempo que tarda una gota caída en el punto más alejado de la cuenca a formar parte del caudal. Se puede calcular de distintas formas, en este estudio se ha calculado con la fórmula (Ministerio de fomento,2016):

$$Tc = 0.3 * (\frac{L}{S^{0.25}})^{0.76}$$ Ec.9

Donde: Tc= Tiempo de concentración (horas).
L= Longitud del cauce (km).
S= Pendiente media de la cuenca(m/m).

Como hemos dicho antes, el método de Gumbel representa una frecuencia de la probabilidad de que ocurra un suceso a partir de los datos recogidos por un pluviómetro de una sola lectura. Los datos de precipitación son los correspondientes a lluvia máxima diaria, hay autores que proponen que para calcular la lluvia máxima en 24 horas se multiplique por 1.13 para la corrección de la precipitación diaria (Martí, 2007).

$$P24h = Pmaxdiaria * 1.13$$ Ec.10

Para modelar la precipitación en HMS es necesario representar la forma de la lluvia, no tiene las mismas cualidades en distintos sitios y en distintas épocas del año, se ha utilizado la fórmula del Ministerio de Fomento, norma 5.2- IC 2016 para estimar la intensidad de la precipitación en un intervalo de tiempo, se calculó cada 5 minutos, hasta 24 horas para cada periodo de retorno. Para el cálculo se utilizó el valor de (I1/Id=10).

$$It = Id\left(\frac{I_1}{I_d}\right)^{3.5287-2.587*t^{0.1}} \quad \text{Ec.}$$

Donde: t= Es periodo de tiempo (h).
It= Intensidad media en el periodo t (mm/h).
Id= Intensidad media diaria= P24h/24 (mm/h).
I1= Intensidad media de la hora más lluviosa del día (mm/h).

Para la entrada de la precipitación al modelo, se necesita conocer la forma del 23 aguacero. Se consideró que los episodios de lluvia fueran no uniformes (en pico) para que la mayor intensidad ocurriese a la mitad y las precipitaciones tomasen distintas intensidades a lo largo de la duración de esta. Para la síntesis de los Hietogramas se ha considerado el método de Bloques Alternantes (Chow, 1964), al que se le han integrado seis bloques. Se experimentó con distintos tiempos de duración de la lluvia en el modelo, ajustándolos a la representatividad de los aguaceros típicos, siendo los elegidos 12, 6 y 3 horas.

Los hidrogramas de salida del modelo se basan en el principio de lineación al proceso de escorrentía (Sherman 1932), es el hidrograma SCS. Proporciona la experiencia al modelo mediante el estudio de muchas cuencas, tanteando la duración de la lluvia y proporciona la forma al hidrograma unitario en función del tiempo punta (Tp) y caudal punta (Qp), principales salidas del modelo.

Además, con este método el tiempo base (Tb), el tiempo que dura el hidrograma unitario, se fija con la integración de las abstracciones. Se permite calcular la duración de la lluvia neta (D), por lo tanto, es un hidrograma para cada incremento, cada uno atrasado con el intervalo anterior, la suma de todos se conoce como hidrograma unitario.

$$t_r = 0{,}6\,Tc \quad \text{Ec.12}$$

$$t_p = 0.5 * D + t_r \quad \text{Ec.13}$$

$$t_b = 2.67 t_p \quad \text{Ec.14}$$

$$Q_p = \frac{P_n * A}{1.8 * t_b} \quad \text{Ec.15}$$

Siendo A= Superficie de la cuenca (Km^2).
Tr= Tiempo de retardo (h).
Tb= Tiempo base (h).
Tp= Tiempo punta (h).
Qp= Caudal punta (m^3/s).
D= Duración de la lluvia neta (h).

En este estudio se ha utilizado el software HEC-RAS que permite el cálculo de una superficie de agua libre en cauces naturales, además se pueden incluir velocidades y energías y los resultados se pueden visualizar en forma numérica y visualización tridimensional. Los datos necesarios se

introducen a través de pestañas interactivas. Para la generación del terreno se ha utilizado el MDT02, delimitado para el tramo de río de la zona de estudio. Los hidrogramas de caudales punta obtenidos para los diferentes tiempos de 26 retorno se distribuyeron en intervalos de una hora para un día, de manera que el flujo estuviera en régimen transitorio e inicio en seco. La rugosidad en la llanura de inundación depende fundamentalmente del uso del suelo. En estas modelizaciones se ha utilizado el mapa CLC para estimar el valor del coeficiente de rugosidad de Manning.

Sobre la zona de estudio es necesario identificar aquellos elementos que afectan de forma importante a la lámina de agua, en nuestro caso existen dos puentes que agravan la situación de las inundaciones, pero no tenemos datos "in situ" de su tamaño. Se supone que cuando el caudal es alto la lámina de agua pasa por encima de ellos o se taponarán. En los modelos bidimensionales se puede trabajar con dos tipos de mallas, estructuradas o no estructuradas. En este caso se utilizó una malla no estructurada, ya que contamos con elementos de área variable y tiene la capacidad necesaria para reproducir elementos singulares. La malla base es de 10x10, se disminuyó en la zona habitada.

En este trabajo se supone que todas las abstracciones producen infiltración y que en el caso de una gran tormenta la retención y evaporación son despreciables. La capacidad de infiltración disminuye con el tiempo, es decir, a mayor retención menor escurrimiento hasta el punto de saturación. Se pueden utilizar las ecuaciones de Horton, Phillip, Green-Ampt para calcular la ratio de infiltración. En el trabajo se ha utilizado el principio de Horton, explica que la caudal punta es igual a la diferencia entre la precipitación neta y la infiltración. Además, asume que el suelo tiene una profundidad infinita y que se encuentra saturado, que no forma parte del cálculo. Aún así, se sabe que otros factores como el tipo de suelo, la vegetación de superficie, la humedad previa y la compactación influyen en esta ratio de infiltración. Las ecuaciones de Horton (1940) representan la física de infiltración del agua en los suelos mediante un modelo semi-empírico:

$$I = Ic + (Io - Ic)e^{-kt} \qquad \text{Ec.16}$$

Siguen un declive exponencial por lo que se pueden linealizar y resolver como una medida de la ratio de infiltración en un determinado tiempo.

$$I - Ic = (Io - Ic)e^{-kt} \qquad \text{Ec.17}$$

$$\frac{(I - Ic)}{(Io - Ic)} = e^{-kt} \qquad \text{Ec.18}$$

$$ln\frac{(I - Ic)}{(Io - Ic)} = -kt \qquad \text{Ec.19}$$

$$y = \frac{(I - Ic)}{(Io - Ic)}$$

$$\ln(y) = -kt$$

Donde: I= Infiltración en función de tiempo t.
Io=Infiltración inicial.
Ic= Infiltración en el punto de equilibrio final.
K= constante de Horton.

En su cálculo se ha utilizado regresión lineal con Excel (Ajayi et al, 2016), siendo K la pendiente de la recta. Para calcular el volumen de recurso hídrico que se infiltra, se ha integrado la función de la infiltración en el área inundada para 12 horas, que es el tiempo que se estima durarían las afecciones por agua estancada en la zona de estudio.

4. RESULTADOS Y DISCUSION

Como hemos dicho anteriormente, este estudio puede servir para la consideración de criterios de admisibilidad del riesgo, si es aceptable o no para el uso de medidas (predictivas, preventivas o correctoras) y cómo de crítico es en términos probabilísticos de peligrosidad o susceptibilidad. Según Jiménez et al, (2008), no son frecuentes los estudios que abordan el análisis de situaciones de riesgo de manera integral, es decir, que incluyan apreciaciones más complejas de los efectos producidos por las inundaciones y previamente a cualquier estudio de riesgo es necesario una estimación de las perdidas esperables. Es decir, que es mas importante en el caso del rio Badiel, la peligrosidad de las inundaciones o los beneficios de las medidas mitigadoras para el aprovechamiento de las avenidas, como recarga de aguas subterráneas y para su aprovechamiento agrícola (Azudes, técnicas MAR, mejora en los colectores urbanos, motas…).

Para el tratamiento de datos para la modelación de crecidas se ha llevado un análisis estadístico de las distribuciones asimétricas de Gumbel sobre series de precipitación máximas anuales y aforos. El resultado fue descrito en unidades de frecuencia, es decir, tiempos de retorno para las cuales se ha realizado los cálculos. Como hemos dicho al principio de esta sección, en el estudio del riesgo es imprescindible discernir y considerar la significancia de los acontecimientos, pero también de las probabilidades, para conocer el riesgo de que sucedan determinados accidentes. Si se quiere dimensionar las medidas para reducir la peligrosidad de estos sucesos, hay que tener en cuenta que la medida del caudal máximo es exponencial al tiempo de retorno, como se observa a en la gráfica.

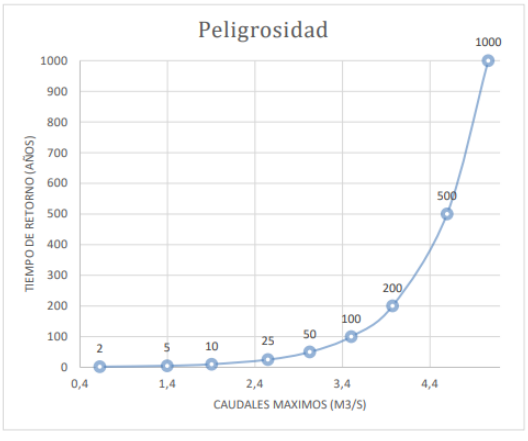


Figura 5:Gráfico de peligrosidad de inundación.

Si este análisis solo se centra en unos caudales umbrales determinados con la curva de

caudales acumulados (Figura 6), para un tiempo de retorno de 2 años hay un caudal máximo de 0.626m3 /s, lo que equivale a una probabilidad de ser superado del 3.7%, es decir, en un año se alcanzaría un caudal de esa magnitud o superior 13 días. Sin embargo, este método no satisface en el caso de que el caudal fuese mayor al máximo registrado en la curva de caudales acumulados, para eso se utiliza el denominado riesgo de fallo. El riesgo de fallo se refiere a la probabilidad de que se produzca el suceso, no el próximo año cómo el tiempo de retorno, sino en los próximos años (n), lo que es adecuado para dimensionar la vida útil de un proyecto. Se escogieron los tiempos de retorno de 2, 5, 10, 25, 50 años.

Tabla 1. Distribución de Gumbel para los datos pluviométricos y foronómicos

T (años)	Probabilidad de superación	Probabilidad de no superación	Pt máxima anual (mm/h)	Q máximos instantáneos anuales (m^3/s)
2	50%	50%	28.007	0.626
5	20%	80%	34.296	1.395
10	10%	90%	38.459	1.905
25	4%	96%	43.720	2.548
50	2%	98%	47.623	3.026
100	1%	99%	51.497	3.500
200	0.5%	99.5%	55.357	3.972
500	0.2%	99.8%	60.449	4.595
1000	0.1%	99.9%	64.297	5.065

Para una avenida pluvial hay que considerar que la probabilidad de una crecida en el rio es dependiente de un episodio de lluvia. Sin embargo, episodios de lluvia con cantidades iguales de precipitación ocasionan diferentes efectos en los caudales. Para poder determinar las combinaciones mínimas de precipitaciones máximas que hagan que se produzca el suceso de la inundación debe hacerse una evaluación cualitativa de los sistemas naturales que componen las ecuaciones de nuestros modelos.

La curva IDF representa da distribución de la intensidad para cada se ha representado par aun intervalo de 24 horas. Las mayores intensidades se dan en frecuencias de tiempo de retorno bajas, como es el caso de los tiempos de retorno de 1000 a 500 años, y en duraciones de lluvia bajas. Con ella se calcula la ecuación de la recta y se sustituye para el tiempo de cada bloque del hietograma.

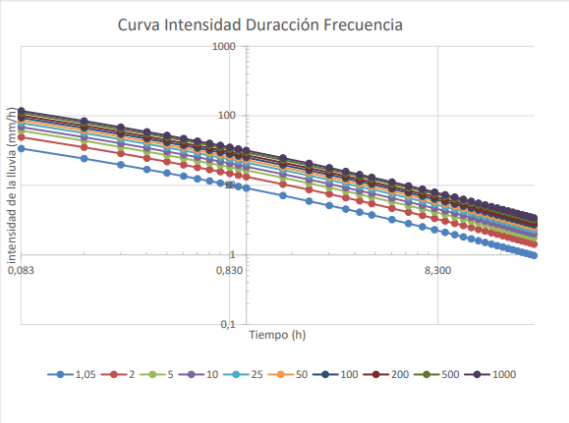


Ilustración 6. Curva IDF.

La duración total de la lluvia es la suma de los tiempos de cada bloque y es un parámetro fundamental para la calibración de un modelo, define la dimensionalidad temporal de las entradas, de hecho, es necesaria su incorporación como parámetro de la situación inicial de la cuenca.

Figura 7. Hietogramas en pico, entradas del modelo hidrometeorológico.

Como se puede observar, diferentes tiempos de lluvia distribuyen la intensidad de la lluvia de manera diferente, esto añade cierta subjetividad al modelo ya que se desconoce la lluvia objetivo y se ajusta por tanteo o por experiencias previas. El autor Marti 2007, recomienda que el tiempo de lluvia sea una o dos veces el tiempo de concentración, por ejemplo, en el método racional se recomienda utilizar el tiempo de concentración para calcular la intensidad de la precipitación. Aun así, un tiempo de precipitación de 12 o 24 horas seguidas es poco frecuente en el clima mediterráneo, por lo que se ajustaron a al mínimo para los episodios de máximo caudal. 0 5 10 15 20 2 4 6 8 10 12 Intensidad (mm/h) tiempo (h) P. hiet. T5.D6 0 5 10 15 20 2 4 6 8 10 12 Intensidad (mm/h) tiempo (h) P. hiet. T2.D12 Figura 12: Hietogramas en pico, entradas del modelo hidrometeorológico. 0 5 10 15 20 0,5 1 1,5 2 2,5 3 Intensidad (mm/h) tiempo (h) P. hiet. T25.D3 0 5 10 15 20 0,5 1 1,5 2 2,5 3 Intensidad (mm/h) tiempo (h) P. hiet. T50.D3 0 5 10 15 0,5 1 1,5 2 2,5 3 Intensidad (mm/h) tiempo (h) P. hiet. T10.D3 33 Con la cartografía de edafología, CLC, cobertura de herbáceas y forestal de alta precisión, se usaron para calcular el número de curva de la cuenca del río Badiel. El resultado de la ponderación por píxel fue de 72. Concuerda con los resultados de estudios similares con números de curva entre 68-70 para la subcuenca del rio Badiel (Martí, 2007).

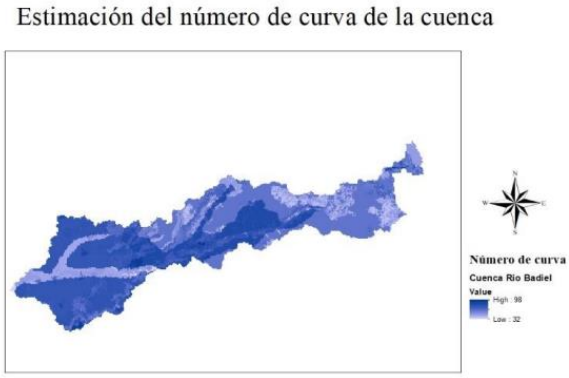


Figura 8. Mapa del número de curva

El número de curva tiene un papel fundamental para la calibración del modelo, junto a la abstracción inicial y el tiempo de retorno, debido a que es un parámetro emírico. La calibración es el proceso intermedio entre la entrada de los componentes principales y la predicción de la salida. En el método de caracterización de las perdidas por el NC, considera almacenamiento máximo a las abstracciones iniciales para incluirla la intercepción de la cobertura vegetal, no depende de la duración ni de la forma de la lluvia, asume que formarán parte de la escorrentía (Aroca et al, 2014).

Para el calibrado del modelo se realiza mediante pruebas iterativas que realizan una búsqueda no linean adecuada al conjunto de parámetros del modelo. Se utilizaron una serie de datos para caudales medios diarios y precipitación media diaria de primavera (20 de marzo al 21 de junio del año 2018, fecha entre

los que se encuentran dos de los sucesos de inundaciones). En calibrado del modelo se realizó con un tiempo de retardo de 7.47 h, es decir de 0,6 veces el tiempo de concentración de 12.46 h (Ec.12)., aunque existen muchos métodos para su calculo todos ellos se basan en el compendio de observaciones empíricas de numerosas cuencas parecidas (Dagnenet et al, 2022). Como hemos dicho anteriormente se relaciona con el tiempo de tránsito, en este modelo considera un mismo tiempo de concentración, hasta la salida de la cuenca por lo que tiene una única geomorfología. Disminuye su valor en el máximo y aumenta en el mínimo, a propósito, su aumento disminuye la caudal punta, pero se aumenta el tiempo base del hidrograma considerablemente. En el modelo las abstracciones iniciales se calculan proporción de 20% establecida (Ec. 4). No se utilizan en la elaboración del modelo debido a que ya estaban incluidas La reducción de las abstracciones hace que se acelere el proceso de generación de escorrentía aumentando la precipitación neta, por tanto, la caudal punta (Lopez et al, 2012). La saturación de las abstracciones ha producido que los modelos aumenten demasiado la caudal punta al punto de no poder ser valorado. Su valor es de 4 mm para un CN de 72. El número de curva fue el parámetro que más influye en el ajuste del modelo, se acopla con el método del error porcentual mínimo con un valor de 67,77. Este ajuste se corresponde con los resultados de Martí, 2007 mencionados anteriormente. Es un parámetro muy conveniente para el calibrado del modelo, su sensibilidad facilita el ajuste que además puede ser calculado de manera sencilla.

Para evaluar los resultados para los diferentes escenarios se ha calculado los errores absoluto y relativo entre el caudal máximo instantáneo anual y los caudales punta obtenidos a partir de las precipitaciones máximas. También se ha calculado el calor de la Eficiencia (E) de Nash y Schucliffe (1970) para evaluar la habilidad predictiva del modelo.

$$E = 1 - \frac{\sum_{t=1}^{T}(Q_m^t - Q_o^t)^2}{\sum_{t=1}^{T}(Q_o^t - \bar{Q}_o^t)^2}$$

Ec.22

Donde:

Q_o^t= Caudal observado en el tiempo t.
Q_m^t=Caudal modelado en el tiempo t.
$\bar{Q}_o^t$= media de los caudales observados.

Tabla 2. Validación de los caudales punta

Caudales Rio Badiel (m³/s)					
P. retorno	2	5	10	25	50
Observado	0.626	1.395	1.905	2.540	3.026
Simulado	0.5	1	1.8	2.9	3.1
Dif. abs	0.126	0.395	0.105	-0.360	-0.074
Dif (%)	0.201	0.283	0.055	-0.141	-0.024
Eficiencia	0.959	0.919	0.996	0.979	0.999
CN	67	67	71	69	67
Tr	448	448	448	448	448
d	12	6	3	3	3

Este método permite calcular la bondad de ajuste del modelo comparándolo con a varianza, aun así, hay aspectos del hidrograma unitario de salida que pueden ser no representativos, por ejemplo, que hayan aumentado su tiempo base considerablemente o que presenten abstracciones no significativas de la cuenca. Un valor de eficiencia más cercano a 1 sugiere una mayor habilidad predictiva.

A partir del modelo topográfico del cauce y la llanura de inundación, se obtuvo un mapa de las zonas inundables para el tiempo de retorno de 50 años. Con caudales punta de 3.1m3 /s y un tiempo punta de 10. El modelo se basa en las ecuaciones de movimiento de Saint Vernant que para flujos 2D, supone que el flujo del rio se puede mover en dos direcciones, cosa que en la naturaleza solo ocurre en algunos ríos de montaña (Jiménez, 2008).

Figura 9 Mapa de área inundables

Con las ecuaciones de Horton se obtuvo la siguiente función de infiltración:

$$I(t) = 0.28 + 1.69 * e^{-0.05t}$$

Ec.23

Se usaron las abstracciones producidas por la precipitación total en tiempo de retorno de 2 años y duración de la lluvia de 12 horas debido a que tiene la suficiente duración para estabilizar la infiltración al punto de equilibrio, es decir una tasa de saturación. Se puede utilizar permanece constante en el tiempo final, siendo más bajo que en tiempo inicial. La capacidad de infiltración, es decir la infiltración es rectilínea, lo que muestra

A primera vista, la superación del albero virtual se corresponde con las descripciones de las inundaciones recientemente producidas, durante los años 2018 y 2020, del tipo avenidas súbitas que se ven agravadas por la superación de infraestructuras hidráulicas y con arrastres de sólidos típicas de cuencas mediterráneas (Diaz-Herrero et al, 2019). Para conseguir datos más representativos sería conveniente caracterizar las secciones del cauce para obtener las líneas de inundación para cada sección, con ellas se podría crear un modelo en tres dimensiones (Maidment et al, 1999) para caracterizar la altura del puente que cruza la urbanización. Con el SIG se calcularon el área de afección tras la inundación en el área urbana, se estimó en 6813 m2 .

cómo se está reteniendo el agua de manera constante, este aspecto concuerda con los resultados del modelo para un numero de curva bien ajustado a climas secos mediterráneos (Ouaba et all, 2021). El método de Horton es versátil y reproduce la infiltración del agua a través de un suelo saturado, dando un ajuste más representativo del proceso de infiltración de zonas encharcadas. Se podrían utilizar otros métodos, como método de Richard tiene en cuenta la humedad volumétrica del suelo y la difusión del agua por el suelo, pero son muchos más complicados (Zhou et al, 2019). Para conseguir el volumen total infiltrado se

integraron las funciones desde el límite 0 al de 12 horas, asumiendo la relación lineal entre los tiempos de infiltración con Excel. Para un área determinada el volumen de infiltración es de:

$$F = \int_0^{12} f \, dt$$

Ec. 24

$$F = \int_0^{12} (0.28 + 1.69 * e^{-0.05t}) dt$$

Ec.25

La integración de la ecuación de Horton puede hacerse gráficamente:

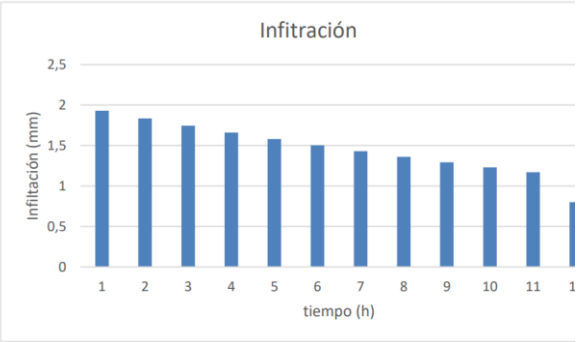


Figura 10 Curva de infiltración para 12 horas

En este caso la infiltración decrece de 1,9mm/h a 0,79mm/h, si se compara con el tipo hidrológico de suelo (A-D) de las tablas de SCS-CN se comprueba que es del tipo C-D, suelos impermeables, que se cementan, expanden o compactan con la presencia de agua. (USDA, 2007). Se observa en la figura 15 que la infiltración decrece formando escalones, que disminuyen hacia el final de las 12 horas.

La infiltración total en 12 horas es de:

I=17.54 mm

$V = A_p * I$

Ec.26

V= 6813 m^2 * 0.01754 m= **119.5 m^3**

5. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos nos llevan a tener las siguientes conclusiones:

- El modelo hidrometeorológico es capaz de representar hidrogramas unitarios a partir de una precipitación máxima ajustándose a los caudales instantáneos con una eficiencia satisfactoria, para ello, es fundamental el calibrado del modelo, ya que en el software HEC-HMS usa el método SCS que cuenta con parámetros empíricos que pueden dimensionar sucesos en el área de estudio. Se recomiendo ajustar los modelos de la cuenca del rio Badiel con número de curva de 67.

- La duración del aguacero y la forma del hietograma tienen un efecto significativo en la dimensión del hidrograma unitario tanto en caudal y tiempo punta, debido a que el reparto de la lluvia por la cuenca es homogéneo y aumenta la cantidad de precipitación proporcionalmente. •

- Los modelos hidráulicos de dos dimensiones permiten evaluar los efectos de los sucesos para validar y evaluar posibles vulnerabilidades en las infraestructuras que se encuentran en la cuenca del rio Badiel. •

- Generar un modelo de infiltración con las ecuaciones de Horton y las abstracciones recogidas con el modelo hidrometeorológico, es una forma sencilla de cuantificar el volumen de infiltración en cualquier lugar de la cuenca, frente a otros métodos más directos que pueden no ser significativos desde el punto de vista práctico.

- Se puede utilizar el análisis probabilístico para simplificar la incorporación de la situación inicial de los modelos y cuantificar las frecuencias de los posibles sucesos de inundación. Con la mayor frecuencia calculada en este estudio el riesgo de fallo para 10 años, es decir, que se supere un caudal de 3 m3 /s, es del 20 %, es decir 73 días, que podría provocar un suceso de inundación.

BIBLIOGRAFÍA

Ajayi, A. S., Brai, M. A., Eriakha, E. C., Ehiomogue, P. (2016). Evaluation of methods for estimating the decay constant (K) of Horton's infiltration model. International Journal of Interdisciplinary Research and Innovations, 4(2), 13-18.

Aroca, E., Bodoque, J.. (2014). Importancia de las abstracciones iniciales para la génesis de avenidas en cuencas de montaña. 10.13140/RG.2.1.2621.0169.

Cañizares, A. O., Almodóvar, E. S., Palacios, M. J. M. (2021). La adaptación a los extremos atmosféricos y al cambio climático mediante los Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS) y Soluciones Basadas en la Naturaleza (SBN): Propuesta en el término municipal de Callosa de Segura (Alicante, España). Inundaciones y sequías: Análisis multidisciplinar para mitigar el impacto de los fenómenos climáticos extremos, 747-762.

Chow, V.T. (1964). Handbook of applied hydrology: a compendium of water-resources technology. McGraw-Hill, New York.

Dagnenet, S., Atsushi, T., Mitsuru, T., Nigussie, H., Enyew A., Derege T. M., Ayele A. F., Kindiye E., Mulatu L. B., Tadesual A. S., (2022)Evaluation of lag time and time of concentration estimation methods

in small tropical watersheds in Ethiopia, Journal of Hydrology: Regional Studies,Volume 40.

Diaz, A. M.L., Bateman, A., de Medina, V. (2008). Estudio de la sequia hidrológica y metereologica del rio Llobregat. XXIII Congreso latinoamericano de hidráulica Cartajena de Indias Colombia.

Díez-Herrero, A., Lain-Huerta, L., Llorente, M.. (2009). A Handbook on Flood Hazard Mapping Methodologies. Geological Survey of Spain 41

de las Heras, Á (2004). Estudio de las inundaciones históricas del río amarguillo (Toledo). Tesis doctoral, Madrid. Jiménez, E. D. M., Herrero, A. D. (2008). Análisis del riesgo de inundación en localizaciones puntuales: el edificio Sabatini (Toledo). El estudio y la gestión de los riesgos geológicos. Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España, Madrid.

López, J, J., González, M., Scaini, A., Goñi, M., Valdenebro,J,V., Gimena,F,N. (2012) Caracterización del modelo HEC-HMS en la cuenca de río Arga en Pamplona y su aplicación a cinco avenidas significativas. Obras y Proyectos no.12

Maidment, D., Tate, E. (1999). Floodplain mapping using HEC-RAS and ArcView GIS. Austin. Martí, P. G (2007). Las zonas inundables de la comunidad de Madrid. Análisis y Cartografía. Libreria/M. Ambiente Ord. del Territorio y Sostenibilidad. Madrid . Ministerio de Fomento (2016).

Norma 5.2 - IC drenaje superficial de la Instrucción de Carreteras. Orden FOM/298/2016, de 15 de febrero. «BOE» núm. 60, de 10 de marzo de 2016, 18882-19023.

Olcina, J. (2004). Riesgo de inundaciones y ordenación del territorio en la escala local: el papel del planeamiento urbano municipal. Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles, N. 37.

Ouaba, M. Saidi, M, E,. Boughdadl, S. (2021) How to estimate the deph of cumulative infiltration and runoff using the SCS-CN Model and GPM-Final satellite rainfall in a Mediterranean Arid Region. International Journal of Scientific & Technology Research, volume 10, issue 09.

Plan Estatal de Protección Civil ante el riesgo de Inundaciones (2011)..

San Roman, F,J, S.(2017) Hidrologia superficial y subterránea. USAL. Salamanca.

Sherman, L. K. (1932). The relation of hydrographs of runoff to size and character of drainage-basins. Eos, Transactions American Geophysical Union, 13(1), 332-339.

Wanielista, M. P., Kersten, R. Eaglin, R. (1997). Hydrology: Water Quantity and Quality Control.

Zhou, T., Iannidou, K.,Masoero, E., Mirzadeh, M., Pellenq, R,J-M., Bazant, M, Z.(2019) Capillary Stress and Structural Relaxation in Moist Granular Materials. Lagmuir, 35,4397-440

Bosy, J., 2014. Global, Regional and National Geodetic Reference Frames for Geodesy and Geodynamics. Pure Appl. Geophys. 171, 783–808

Ministerio de Fomento, Dirección General de Carreteras (1999). Máximas Lluvias Diarias en la España Peninsular. Serie Monografías CEDEX.

Tobias, P., Cajthaml, J., Krejci, J., 2018. Rapid reconstruction of historical urban landscape: The surroundings of Czech chateaux and castles. J. Cult. Herit. 30, 1–

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ

Y

UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

MÁSTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

PROYECTO DE FIN DE MÁSTER

Métodos de detección y caracterización de precursores de biofouling en aguas de mar. Alternativas de diseño y métodos de operación para minimizar su impacto sobre las membranas de ósmosis inversa

AUTOR:
Víctor Carvajal González

DIRECTOR:
Elena Campos Pozuelo (SACYR)

Rafael Buendía Candel (SACYR)

Alcalá de Henares, 14 de julio de 2022

Índice General

1.- Introducción 3
2.- Objetivos 6
3.- Metodología del Trabajo 6
4.- Desarrollo del Trabajo 6
4.1.- Proceso de Desalinización con Membranas 8
4.1.1.- Clasificación de las Membranas. 11
4.1.2.- Fundamentos del Proceso de Desalinización con Membranas. 13
4.1.3.- Ensuciamientos de las Membranas de Agua de Mar 17
4.2.- Parámetros Necesarios a Analizar en Aguas de Mar Cuyo Potencial de Riesgo de Biofouling sea Alto. 22
4.2.1.- Mecanismos que Condicionan el Ensuciamiento en las Membranas. 24
4.2.2.- Principales Parámetros que Condicionan el Ensuciamiento en las Membranas. 29
4.2.3.- Limpieza de las Membranas de Agua de Mar 34
4.3.- Captaciones en Medio Marino y Alternativas de Diseño para Minimizar el Ensuciamiento. 40
4.3.1.- Sistemas Abiertos y Cerrados de Captación de Agua de Mar. 41
4.3.2.- Alternativas de Diseño y Tecnologías Capaces de Minimizar el Ensuciamiento. 44
4.3.3.- Alternativas Operacionales para Combatir el Ensuciamiento. 48
5.- Conclusiones. 51
6.- Bibliografía. 53

Índice de figuras

. 7
Figura 1: Esquemas de los Fenómenos de Ósmosis Natural y Ósmosis Inversa 8
Figura 2: Tipos de Procesos de Filtración (a) Frontal y (b) Tangencial 10
Figura 3: Capacidad de Retención de las Diferentes Tecnologías de Membranas 11
Figura 4: Creación de Gradientes de Concentración 15
Figura 5: Creación de Gradientes de Concentración con Capa de Gel 17
Figura 6: Principales fallos detectados durante las autopsias de membranas (n=1.000) 20
Figura 7: Mecanismo de Ensuciamiento en los Sistemas de Membranas 24
Figura 8: Tipos de Captaciones Abiertas 42
Figura 9: Tipos de Captaciones Cerradas. 44

Índice de Tablas

Tabla N°1: Clasificación de los Principales Procesos de Membranas. 9
Tabla N°2: Daños Habituales Según el Tipo de Ensuciamiento. 21
Tabla N°3: Principales Parámetros Condicionantes del Ensuciamiento en las Membranas. 33
Tabla N°4: Principales Categorías de Agentes Químicos Utilizados en la Limpieza de las Membranas 36

RESUMEN

El presente trabajo consiste en desarrollar una revisión bibliográfica de los métodos de detección y caracterización de precursores de biofouling, con el objeto de evaluar los diferentes ensuciamientos que se producen en las membranas, para reducir el impacto, por medio del conocimiento integral del funcionamiento de estas, identificando los parámetros que afectan y mejoran su capacidad de permeado. El trabajo nos describe el proceso de desalinización, nos muestra la clasificación y fundamentos del proceso de desalinización con membranas.

Además, nos presenta el ensuciamiento de las membranas de agua de mar, con los parámetros necesarios a analizar, cuyo potencial de riesgo de biofouling sea alto, considerando los mecanismos que condicionan el ensuciamiento, destacando los principales parámetros que influyen en el ensuciamiento y el cómo podemos limpiar las membranas de agua de mar.

Por último se describe el tipo de captaciones en medio marino, captaciones abiertas y cerradas y las alternativas de diseño, nuevas tecnologías o mecanismos operacionales que impactan en la operación de las plantas desalinizadoras, con el objeto de minimizar el ensuciamiento, caracterizando la presencia de los precursores de biofouling en las membranas agua de mar.

1. INTRODUCCIÓN

El agua se encuentra en nuestro planeta en forma líquida, sólida y gaseosa. El km^3, total de agua en la Tierra se estima en unos 1.400 millones de los cuáles un 3% del total corresponde a agua dulce. La provisión global de agua en la Tierra (invariable desde hace miles de millones de años) está sometida al denominado "Ciclo Hidrológico" que consiste en una serie de cambios de fase, de características físicas, químicas, y microbiológicas, e incluso, de emplazamiento físico (mares, nubes, glaciales, ríos, aguas subterráneas) cuyo último efecto es la "renovación" periódica de la dotación de agua en las grandes acumulaciones de ésta del planeta: océanos, ríos y lagos, atmósfera y litosfera. El motor del "Ciclo Hidrológico" es la radiación solar recibida por la Tierra que provoca la evaporación de agua desde la superficie libre de océanos y mares hasta la atmósfera (Marin, 2017).

Es posible pensar que el planeta dispone de una enorme cantidad de recursos hídricos, pero la distribución del agua es desigual. El agua que por definición es un recurso natural de valor económico, estratégico y social, es además muy

esencial para la existencia y el bienestar humano y el mantenimiento de los ecosistemas del planeta. En la actualidad los países que enfrentan una crisis hídrica están adoptando cada vez más a la desalinización de agua de mar para uso doméstico, agrícola e industrial.

El uso que el hombre hace del agua varía dependiendo de la zona del planeta, desde menos de 10 l/habitante/día en países subdesarrollados, hasta 1.000 l/habitante/día en zonas industrializadas.

En los últimos 20 años, la migración rural a zonas urbanas impulsada por la población y el aumento del nivel de vida han contribuido a nuevas demandas sobre los servicios municipales de agua como el agua potable y el saneamiento. El tratamiento de efluentes no ha crecido al mismo ritmo, contribuyendo a la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas. Además, el cambio climático está impulsando sequías más frecuentes y severas. Pero, aunque puede haber una distribución desigual de agua dulce, el agua salada está ampliamente disponible.

Con una población de más de 650 millones enfrentando la escasez de agua, América Latina es ahora uno de los mayores mercados emergentes de desalinización de agua de mar y agua salobre. El mercado latinoamericano de desalinización comenzó a atraer la atención en 2012 con la demanda de ósmosis inversa (RO) y membranas de nanofiltración para minería y exploración petrolera (https://www.fluencecorp.com/es/desalinizacion-en-america-latina).

En la fabricación de membranas se han utilizado materiales de naturaleza diversa, los cuales han evolucionado a través del tiempo, buscando en cada caso suplir las necesidades de separación y superar los problemas tecnológicos en los diferentes procesos en que se utilizan. Se han usado desde diferentes tipos de polímeros, hasta materiales de composición mineral, pasando por membranas de aluminio anodizado o del tipo S en las cuales un soporte se cubre con una película cristalina de glicoproteínas obtenidas de baterías (Zeman & Zydney, 1996).

No todos los materiales probados en la elaboración de membranas han tenido acogida a nivel comercial. Los más representativos se clasifican en lo que se ha denominado diferentes generaciones de membranas, las cuales se diferencian no sólo por el material de fabricación usado, sino también por el orden cronológico de su utilización a nivel industrial (Zapata, 2006).

La mayoría de los fabricantes de membranas compuestas de película delgada, que están dentro de las

membranas más utilizadas en la industria, para ósmosis inversa de agua de mar, nos ofrecen altos rechazos de sales, bajas presiones de operación, bajo consumo de energía y por último bajo ensuciamiento, en resumen, bajos costos y mayores beneficios. Pero debemos tener presente que el tratamiento de aguas por membranas de ósmosis inversa es una tecnología conocida de uso masivo, que, a pesar de ello, presenta limitaciones en su vida útil producto de la calidad de las aguas de ingreso.

El ensuciamiento de la membrana es debido a la presencia en la alimentación de sustancias que pueden interaccionar con ella, adsorbiéndose y/o precipitando en su superficie o penetrando en su interior, en cuyo caso son adsorbidas en las paredes de los poros, reduciendo el diámetro de paso de estos. La consecuencia del ensuciamiento es una disminución del flujo de permeado, debido a una mayor resistencia de la membrana. Un aumento progresivo de la diferencia de presión transmembrana, con el fin de mantener el flujo de permeado, acelerará el proceso de ensuciamiento, pudiendo llegar a una situación irreversible de taponamiento de la membrana, lo que haría necesario su sustitución (Rodríguez et al, 2006).

Por otro lado en la industria de las plantas desalinizadoras la presencia del biofouling la podemos identificar porque en algunas ocasiones se quedan incrustados entre los poros de la membrana, o adheridos a su superficie. El acúmulo de materiales inorgánicos, sustancias orgánicas como aceites, o coloides es conocido como incrustación o “fouling”. Cuando se concentran microorganismos, se le denomina bioincrustación, o “biofouling”. Este proceso comienza cuando los microorganismos se adhieren a la superficie de la membrana y se produce una colonización, aprovechándose de las sustancias biodegradables disueltas en el agua como fuente de nutrientes (De Acuña, 2020).

En resumen llamaremos Fouling o Biofouling a todo el ensuciamiento que se produzca en las membranas de ósmosis inversa por medio de Biopelícula, materia orgánica, materia coloidal, incrustaciones y/o metales.

El proceso que debe mejorar la calidad del agua de ingreso a la planta desalinizadora es el pretratamiento que busca eliminar los sólidos en suspensión y contenido de materia orgánica, además evitar la precipitación de óxidos metálicos y sales minerales.

Los principales daños que pueden ocurrir en las membranas debido a fallas en los pretratamientos se encuentran entre los más comunes: características de

ensuciamiento, aumentos de presión diferencial, fenómenos por contrapresión, abrasión por procesos de ensuciamiento, daños masivos o micro daños provocados por incrustaciones y oxidación (Peña et al, 2018).

2. OBJETIVOS

El objetivo del presente trabajo es desarrollar un análisis detallado de los parámetros que afectan el funcionamiento de las membranas de agua de mar, considerando la operación y diseño de las plantas de ósmosis, evaluando los diferentes ensuciamientos que se producen en las membranas, para finamente lograr caracterizar la presencia de precursores de biofouling.

El objetivo específico es reducir el impacto en las membranas, por medio del conocimiento integral del funcionamiento de estas, identificando los parámetros que afectan y mejoran su capacidad de permeado, para finalmente poder entregar las mejores prácticas que se describen en los diferentes trabajos y tesis, respecto de lograr la mitigación del ensuciamiento en las membranas agua de mar.

3. METODOLOGÍA DEL TRABAJO

La metodología del presente trabajo consiste en revisar y recopilar información de los repositorios de tesis de las universidades, congresos, seminarios, revistas especializadas e información comercial de los últimos 20 años, que existe en relación al biofouling y su interacción con las membranas de plantas de osmosis inversa del agua de mar.

Para realizar la presente revisión bibliográfica se han seguido los siguientes criterios:

Se realizó una búsqueda general sobre las plantas desalinizadoras, proceso de ósmosis inversa, calidad de agua de mar, pretratamientos y membranas.

Luego la búsqueda de información fue más localizada y específica, con relación al crecimiento de biofouling en los intercambiadores de calor, caracterización biológica del mar, índice de calidad de aguas de mar, simulaciones de plantas de ósmosis, daños en las membranas, autopsias a membranas y diseños de plantas desalinizadoras, osmosis inversa fouling y biofouling y pretratamientos.

Por último, se ha intentado que la recopilación de información sea lo más actual posible.

4. DESARROLLO DEL TRABAJO

La molécula de agua (H_2O) está compuesta por dos átomos de hidrógeno conectados por un átomo de oxígeno, y su estructura es asimétrica pues los ejes entre los átomos de H y de O se intersectan en un ángulo de 105°, generando un momento dipolar eléctrico. Una de las propiedades fundamentales del agua es que puede disolver más sustancias que cualquier otro líquido, lo cual explica la presencia de muchos iones en el océano y la alta salinidad del agua de mar.

Debido a su gran momento dipolar las moléculas de agua forman cadenas por medio de enlaces de hidrógeno, lo cual resulta en una gran tensión superficial comparada con otros líquidos. Uno de los efectos de la gran tensión superficial es la ocurrencia de ondas capilares en la superficie del océano, las cuales juegan un papel importante en la transferencia de momento entre el océano y la atmósfera. Otra consecuencia de la formación de cadenas es el alto calor específico y el calor latente de evaporación del agua. La capacidad de absorber calor se ve aumentada por la transparencia del agua a la luz solar provocando que sólo una pequeña parte sea reflejada en la superficie. Por lo tanto, los océanos tienen una gran inercia térmica y juegan un papel importante en el almacenamiento y transporte de calor en el sistema climático (Barreiro, 2019).

Entrando en materia respecto del proceso de Osmosis Inversa, podemos indicar que cuando dos soluciones de diferente concentración se ponen en contacto a través de una membrana semipermeable, el agua fluye desde la solución de menor salinidad (Solución Diluida) hasta otra de mayor concentración salina (Solución Concentrada). Por otro lado, la ósmosis inversa consiste en invertir este proceso aplicando una presión externa superior a la presión osmótica correspondiente, en el lado de la solución concentrada (ver figura 1). Con esto se consigue que la dirección del flujo del agua vaya del lado de la solución concentrada a la solución diluida (Sánchez et al, 2009).

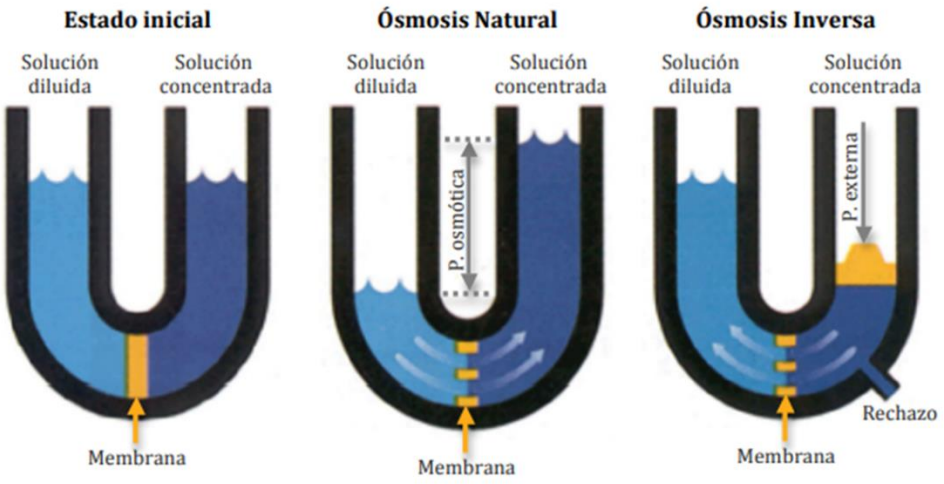


Figura 1: Esquemas de los Fenómenos de Ósmosis Natural y Ósmosis Inversa

Ilustración Gutiérrez, 2011

4.1. Proceso de Desalinización con Membranas

La principal función de una membrana es actuar como barrera selectiva. Es decir, dejar pasar algunos componentes de la mezcla (permeado) y evitar el paso de otros (retenido). De esta forma la membrana puede ser definida como una región discontinua interpuesta entre dos corrientes. Por esta definición, una membrana puede ser gaseosa, líquida o sólida, o combinación de estas (Cheryan, 1998).

Las membranas se definen como barreras selectivas al transporte de materia y energía entre fases diferentes. La American Water Work Association (AWWA) define el proceso de membrana como una operación unitaria de separación donde el elemento separador es una membrana semipermeable y donde el motor del proceso es una determinada fuerza impulsora. Los procesos de membrana se pueden clasificar en función de la fuerza impulsora aplicada, tal y como se muestra en la Tabla N°1.

Tabla N°1: Clasificación de los Principales Procesos de Membranas.

Proceso	**Objetivo Habitual**	**Fuerza Impulsora**
Ósmosis inversa (OI)	Eliminación de iones inorgánicos.	Diferencia de presión
Nanofiltración (NF)	Eliminación selectiva de iones multivalentes y ciertas moléculas cargadas o polares.	
Ultrafiltración (UF)	Eliminación de moléculas largas disueltas y partículas coloidales.	
Microfiltración (MF)	Eliminación de sólidos en suspensión, incluido microorganismos.	
Diálisis (D)	Extracción selectiva de iones del agua y/o concentración de esa agua en el agua de rechazo.	Diferencia de concentración
Electrodiálisis (ED)		Diferencia de potencial eléctrico
Permeación de gases (PG)	Transferencia de moléculas de gas en o fuera del agua.	Diferencia de presión
Pervaporación (PV)	Extracción selectiva de moléculas gaseosas y/o solutos volátiles.	Diferencia de presión parcial

Adaptación Gutiérrez, 2011 y Ures et al, 2015.

En los procesos de membrana, la corriente de alimentación se pone en contacto con la membrana, de manera que el efecto de la fuerza impulsora permite la separación de fluido en dos corrientes diferenciadas: el permeado o producto, formada por los componentes que han atravesado la membrana, y el rechazo o salmuera, donde se recoge el resto de la disolución.

La selectividad de las membranas permite enriquecer o empobrecer una corriente en una o varias sustancias. El transporte de sustancias a través de una membrana solo es posible bajo la acción de una fuerza impulsora sobre la corriente de alimentación. Entre las diferentes fuerzas motrices posibles destacan los gradientes de presión (ΔP), concentración (ΔC), temperatura (ΔT) y potencial eléctrico (ΔV) (Sotto, 2008). Los modos de filtración más frecuentes se describen a continuación (ver figura 2).

- **Proceso de filtración en Línea o Frontal:** La Fuerza impulsora es la caída de presión hidrostática de la suspensión de la alimentación (la presión sólo se aplica para acelerar el proceso) y la dirección del flujo es perpendicular al medio filtrante. En estos procesos existen una corriente de entrada (alimentación) y un efluente (permeado). Las especies quedan

retenidas en la interfase membrana-disolución en una capa o torta que se opone a la fuerza impulsora y que va creciendo a medida que aumenta el tiempo del proceso. En consecuencia, el flujo de permeado va disminuyendo si la diferencia de presión se mantiene constante (o causa el aumento de la diferencia de presión si el flujo de permeado se mantiene constante) (Garcia, 2011).

- **Procesos de filtración tangencial:** se hace fluir de forma paralela a la superficie de la membrana el fluido a tratar, generando dos flujos: el rechazo (recirculante) y el permeado. El flujo tangencial reduce la formación de torta de filtrado, logrando una duración de las membranas significativamente superior (Garcia, 2011).

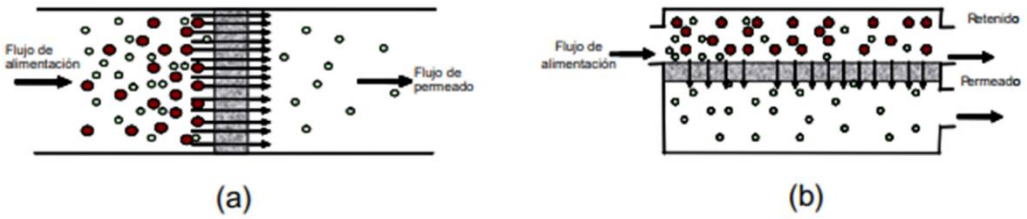


Figura 2: Tipos de Procesos de Filtración (a) Frontal y (b) Tangencial

Fuente: Zapata, 2006

Si nos concentramos solamente en los procesos de membrana cuya fuerza impulsora es la presión, las diferentes tecnologías pueden clasificarse en función de su capacidad para separar los componentes presentes en la corriente de alimentación. Así pues, se incluyen en este grupo la microfiltración (MF), la ultrafiltración (UF), la nanofiltración (NF) y la ósmosis inversa (OI) (ver figura 3).

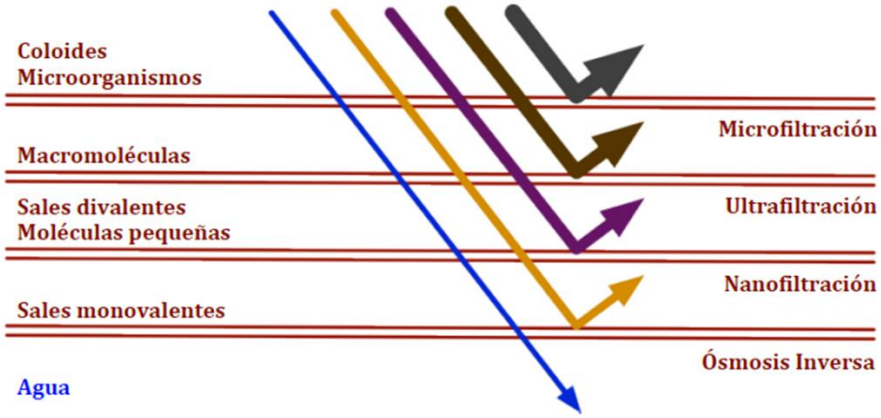


Figura 3: Capacidad de Retención de las Diferentes Tecnologías de Membranas

Ilustración Gutiérrez, 2011

De acuerdo con la ilustración para la desalación de aguas marinas, debido a que el principal agente salino es el cloruro sódico, que se encuentra disociado en forma de iones monovalente, solamente la ósmosis inversa permite la operación con este tipo de aguas, ya que cualquier otra tecnología de membrana no podría generar niveles de rechazo tolerables.

4.1.1.-Clasificación de las Membranas.

Las membranas pueden clasificarse en función de distintos parámetros, que aportan información sobre su estructura, naturaleza, forma, composición, presión de trabajo, etc. A continuación, enumeramos algunas de ellas (Ures et al, 2015):

a) **Según el mecanismo de separación.**

Membranas porosas: Producen separación por diferencias de tamaño y están compuestas por poros finos (macroporos: <50 nm, mesoporos: 2<50 nm y microporos: < 2nm) que dan lugar a las membranas de MF, UF, NF y D. Las membranas de NF se pueden considerar como intermedias entre membranas porosas y no porosas.

Membranas no porosas: pueden considerarse como medios densos orientados a la separación por difusión de especies. La difusión tiene lugar en el volumen libre que está presente entre las cadenas macromoleculares del material de la membrana. Las membranas de PV y de OI son de este tipo.

Membranas de intercambio iónico: Son un tipo especial de membranas no

porosas. Son geles muy hinchados portadores de cargas positivas o negativas. Una membrana con cargas positivas fijadas (por ejemplo, $-NR^{3+}$) se denomina membrana de intercambio aniónico, mientras que una membrana de intercambio catiónico es aquella que posee cargas negativas (por ejemplo, $-SO^{3-}$).

b) Clasificación según su estructura.

Membranas homogéneas: Tienen espesores comprendidos entre 10 a 200 µm. En este tipo de membranas, la resistencia a la trasferencia de masa es proporcional al espesor de la membrana. La baja permeabilidad que presentan hace que no se utilicen de forma masiva.

Membranas asimétricas: Son denominadas también membranas anisotrópicas. Están constituidas por una película fina y densa (capa activa), entre 0,1 y 0,15 µm de espesor, soportada por una sub-capa porosa (soporte), con espesor entre 50 a 150 µm, que permite un elevado flujo de solvente. Por lo cual, se combina la selectividad de una membrana densa con el alto índice de permeabilidad de una membrana porosa, siendo la resistencia a la trasferencia de material determinada principalmente por la primera capa (Ures et al, 2015).

Membranas compuestas: Constituye un tipo especial de membrana que se desarrollaron con el fin de aumentar la permeabilidad de las membranas asimétricas, mediante una disminución del espesor de la capa activa. Se elaboraron depositando una delgada película semipermeable de 10 a 100 nm sobre un soporte polimérico poroso. Entre el soporte y la capa activa se coloca una capa mesoporosa que actúa de unión entre capas y aporta estabilidad al conjunto. El soporte macroporoso y la capa activa están formados de material diferentes, por lo que se da el nombre de "membranas compuestas" (Martinez, 2004).

c) Clasificación según su naturaleza.

Las membranas anisótropas pueden a su vez clasificarse como:

Membranas asimétricas (integrales): en las que el material de la capa fina externa y el material poroso soporte son del mismo material.

Membranas compuestas (mixtas): Consta de tres capas de distintos materiales:

- Capa superior: Capa activa.

- Capa intermedia: seco poroso soporte de la capa activa.
- Capa inferior: tejido reforzado responsable de la resistencia mecánica de la membrana.

d) Clasificación según su forma

Las membranas pueden prepararse en dos formas geométricas: plana y cilíndrica. En base a las diferencias dimensionales, pueden distinguirse los siguientes tipos de membranas cilíndricas:

- Membranas tubulares con diámetro interno mayor de 3 mm.
- Membranas tubulares de fibra hueca con diámetro interno menor de 3 mm.

e) Según su naturaleza química.

Pueden realizarse a partir de un gran número de diferentes materiales: orgánicos e inorgánicos.

Membranas orgánicas: Aquellas en las que la capa activa está fabricada a partir de un polímero o copolímero orgánicos. Los más usados son la celulosa sus derivados y las poliamidas. Sin embargo, también se hallan membranas fabricadas en poliacrilonitrilo (PAN), polisulfonas (PSF), polietersulfonas (PES), etc.

Membranas inorgánicas: Fundamentalmente materiales cerámicos con aplicaciones muy específicas: óxidos, nitruros, carburos de metales, etc.

f) Según su carga superficial.

Pueden ser porosas o densas, con restos aniónicos o catiónicos fijos en la estructura de la membrana. La separación es consecuencia de la carga de la membrana, siendo excluidos aquellos componentes cuya carga sea la misma de la membrana. La separación también depende de la carga y concentración de los iones de la solución: los iones monovalentes son excluidos menos eficazmente que los divalentes, así mismo, el proceso de separación es menos efectivo en soluciones de elevada fuerza iónica. Estas membranas se utilizan en los procesos de electrodiálisis (Ures et al, 2015).

4.1.2. Fundamentos del Proceso de Desalinización con Membranas.

El flujo a través de la membrana se determina en función al volumen permeado (V_p), dividido por unidad de superficie de la membrana (A) y la unidad de tiempo (t), donde el flujo de alimentación es tangencial a la superficie de la membrana. El concepto de velocidad de paso del fluido a través de la membrana

se expresa matemáticamente como (Mulder, 1991)

$$J_p = V_p / (A * t) \qquad 4.1.1$$

Donde:

J_p : Flujo de permeado

V_p : Volumen de permeado

A : Unidad de superficie de la membrana

t : Unidad de tiempo

El buen funcionamiento de una membrana se consigue cuando se mantiene el flujo de permeado (J_p) y el coeficiente de rechazo (R) dentro de las condiciones de diseño de la operación, o sea, sin grandes modificaciones en la diferencia de propiedad (presión, potencial eléctrico) que genera el flujo de permeado (CITME, 2006).

El coeficiente de rechazo (R_i), de un componente i que se desea excluir del permeado, es una forma de estimar el grado de separación conseguido por la membrana. Se define como la diferencia respecto a la unidad de la razón entre las concentraciones del componente i en el permeado (C_{ip}) y en la alimentación (C_{if})

$$R_i = 1 - (C_{ip} / C_{if}) \qquad 4.1.2$$

Donde:

R_i : Coeficiente de rechazo

C_{ip} : Concentración del soluto i, en la solución de permeado.

C_{if} : Concentración del soluto i, en la solución de alimentación.

Presión Transmembranas (PTM) es la fuerza impulsora de la ósmosis inversa y se define como la diferencia de presión existente entre el canal de rechazo y el de permeado. En los sistemas de flujo tangencial, este parámetro puede expresarse como (Gutiérrez, 2011).

$$PTM = (P_{in} + P_{out}) / 2 - P_p \qquad 4.1.3$$

Donde:

P_{in} : Presión entrada (alimentación) a la membrana.

P_{out} : Presión salida (rechazo) a la membrana.

P_p : Presión del permeado.

Polarización de la concentración

Tiene lugar en aquellos procesos que operan en la forma filtración tangencial, como es el caso de ósmosis inversa y ultrafiltración. En las condiciones de trabajo de estos procesos es difícil evitar que los componentes de la alimentación rechazados por la membrana no se

acumulen en su superficie. El resultado es la creación de gradientes de concentración (polarización de la concentración) en el lado de la alimentación, que pueden disminuir la eficiencia de separación de la membrana y el flujo de permeado (CITME, 2006).

La concentración de un soluto i en el seno del canal de alimentación-rechazo (C_{ib}) no se verá influida por la polarización por concentración a partir de una distancia δ de la superficie de la membrana (Ver figura 4). Sin embargo, en las inmediaciones de ésta, la concentración de iones irá aumentando hasta alcanzar una concentración máxima (C_{im}) en la capa límite. Esta acumulación genera a su vez un flujo difusivo de vuelta a la corriente inicial ($D * dC_i/dx$), que se ve compensada por el propio flujo convectivo de solutos hacia la membrana (J_wC_i), alcanzándose el estado estacionario para unas condiciones de operación determinadas. Hay que tener en cuenta que una pequeña proporción del soluto atravesará la membrana pasando al permeado ($J_{wc}C_{ip}$).

En la figura 4 se representa la situación en la que un componente i de la alimentación, que es rechazado por la membrana, se acumula en su superficie, creándose un gradiente de concentración localizado en una película de espesor δ, próximo a la membrana.

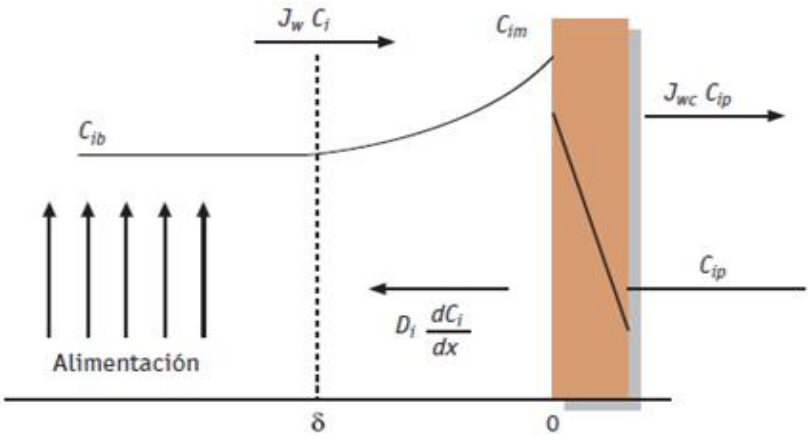


Figura 4: Creación de Gradientes de Concentración

Ilustración CITME, 2006

El balance de componente i en el volumen de espesor δ, cuando se llega a un estado estacionario, donde cesa la acumulación de componente i en la superficie de la membrana, daría el siguiente resultado.

$$J_w C_i - J_{wc} C_{ip} + D_i = (dC_i / dx) = 0 \qquad 4.1.4$$

Donde:

$J_w C_i$: Flujo convectivo de solutos hacia la membrana.

$J_{wc} C_{ip}$: Flujo de solutos que atraviesa la membrana.

D_i : Flujo difusivo de vuelta a la corriente inicial.

dC_i/dx : Gradiente concentración soluto i.

Resolviendo para las siguientes condiciones de borde:

$C_i = C_{ib}$ => cuando X = δ

$C_i = C_{im}$ => cuando X = 0

$$J_p = \frac{D_i}{\delta} * \frac{Ln\,(C_{im} - C_{ip})}{(C_{im} - C_{ip})}$$

$$\Rightarrow J_p = \frac{D_i}{\delta} * \frac{Ln\,(C_{im} / C_{ib}) - (C_{ip} / C_{ib})}{1 - (C_{ip} / C_{ib})} \qquad 4.1.5$$

Como podemos comprender de la expresión final de J_p, para las condiciones de operación dadas: coeficiente de rechazo (R), condiciones fluidodinámicas (δ) y viscosidad, temperatura y naturaleza de la sustancias, factores que condicionan D_i; el máximo flujo de permeado (J_p) se conseguirá cuando C_{im} alcance un valor máximo, que será el de la solubilidad de i en el gel de la película adyacente a la superficie de la membrana. En estas condiciones, un aumento de la diferencia de presión transmembrana no aumentaría el flujo de permeado (J_p), únicamente aumentaría el espesor de la película, pudiendo llegar a compactarla, lo que disminuiría aún más el flujo de permeado e incluso producir un deterioro irreversible en la membrana (CITME, 2006).

Una polarización de la concentración elevada aumentará la presión osmótica en el lado de la alimentación, lo que también contribuiría la disminución del flujo de permeado. Además, si la concentración C_{im} es elevada se favorecerá la difusión del componente i a través de la membrana, lo que significaría una disminución del coeficiente de rechazo.

Esta forma de mal funcionamiento de la membrana depende de las condiciones de operación y no del tiempo de utilización de la membrana. La manera más sencilla de evitar la polarización es aumentando la velocidad de paso de la alimentación, de tal forma que las turbulencias generadas arrastren a las sustancias depositadas en la superficie de la membrana.

El fenómeno de polarización por concentración siempre se produce y es

inherente a los procesos de separación con membranas. Sin embargo, cuando la concentración de la capa pasa a ser muy alta, se puede formar una "capa de gel" que ofrecerá una resistencia adicional al flujo transmembrana. La influencia de la formación de esta capa de gel sobre el esquema del fenómeno de polarización por concentración puede observarse en la figura 5.

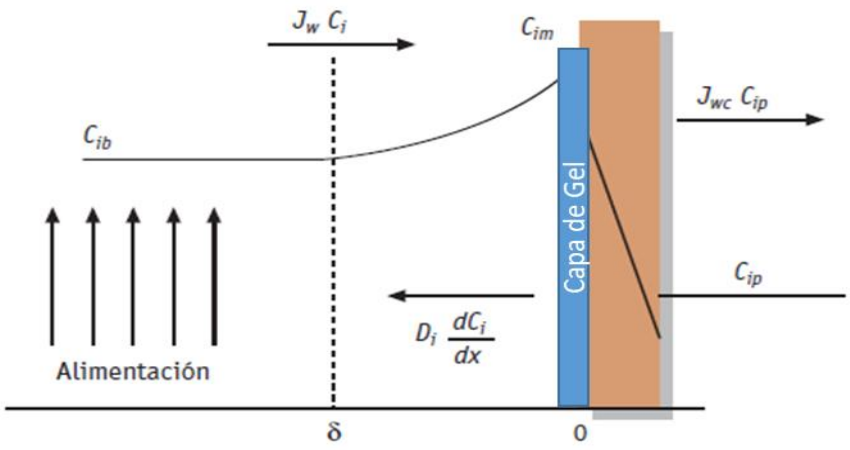


Figura 5: Creación de Gradientes de Concentración con Capa de Gel

Adaptación Ilustración CITME, 2006

4.1.3. Ensuciamientos de las Membranas de Agua de Mar

El ensuciamiento de la membrana es debido a la presencia en la alimentación de sustancias que pueden interaccionar con ella, adsorbiéndose y/o precipitando en su superficie o penetrando en su interior, en cuyo caso son adsorbidas en las paredes de los poros, reduciendo el diámetro de paso de estos. La consecuencia del ensuciamiento es una disminución del flujo de permeado, debido a una mayor resistencia de la membrana. Un aumento progresivo de la diferencia de presión transmembrana, con el fin de mantener el flujo de permeado, acelerará el proceso de ensuciamiento, pudiendo llegar a una situación irreversible de taponamiento de la membrana, lo que haría necesario su sustitución (Rodríguez et al, 2006).

En la actualidad, el ensuciamiento de las membranas de ósmosis inversa constituye una problemática relevante en el diseño y la gestión de las plantas desalinizadoras (Tran et al., 2007), ya que se traduce en

una importante pérdida de rendimiento del sistema (Sablani et al., 2001).

El ensuciamiento de la membrana puede ser de naturaleza reversible o irreversible. Así pues, una membrana sucia puede someterse a un procedimiento de limpieza para tratar de recuperar sus propiedades originales, mediante la eliminación de los depósitos existentes. Esta limpieza será capaz de eliminar el ensuciamiento reversible, aunque habrá una parte del fouling que está asociado irreversiblemente a la membrana, y por lo tanto se traducirá en una pérdida definitiva en la permeabilidad de la membrana.

A continuación, se describen las diferentes etapas del proceso de deposición de materiales sobre la membrana:

Primera Etapa: Transporte de solutos desde la fase líquida a la superficie de la membrana. En condiciones de flujo tangencial (crossflow), se genera un equilibrio entre el flujo convectivo de materia hacia la membrana (Jc) y la difusión de solutos desde la interfase membrana-fluido hacia la fase líquida (-D dc/dx). En la capa de fluido más cercana a la membrana habrá una concentración máxima de iones y macromoléculas, debido a la permeación preferencial del disolvente. El efecto neto es que se genera una delgada capa límite de solutos en las inmediaciones de la membrana (polarización por concentración) (Gutiérrez, 2011).

Segunda Etapa: Adsorción de solutos en la superficie y canales de paso de la membrana. El establecimiento de la capa límite potencia la adsorción de solutos, en función de la afinidad química entre el polímero constituyente de la membrana y los iones y partículas presentes en el seno de la disolución.

La retención de iones y partículas por adsorción a la membrana provoca una resistencia adicional al paso del permeado, de manera que el flujo de permeado solamente puede mantenerse mediante el aumento de la presión transmembrana. Sin embargo, al aumentarse la presión también se incrementará el espesor de la capa límite, con lo que aumenta de nuevo la adsorción de iones, fomentando un proceso de ensuciamiento progresivo (Gutiérrez, 2011).

Tercera Etapa: Proceso de gelificación y precipitación de solutos. Cuando en la capa límite se alcanza una concentración máxima de solutos, debido a los procesos anteriores, se produce la gelificación, precipitación y compactación de los macrosolutos sobre la superficie de la membrana, creando una capa de gel de tipo permanente que se traduce en una gran resistencia al paso de disolvente y por tanto a una importante disminución del

rendimiento de la unidad de ósmosis inversa (Gutiérrez, 2011).

Frecuentemente, el término fouling se utiliza en referencia a cualquier fenómeno que se traduzca en una reducción de la tasa del flujo de permeado (Mohammadi et al, 2002; Song, 1998). Además, el ensuciamiento es común en todos los sistemas de membranas (Al-Amoudi & Lovitt, 2007). Sin embargo, dependiendo de la naturaleza del agente ensuciante la clasificación más común del ensuciamiento se basa en cuatro categorías principales: biológica, orgánica, inorgánica y materia/partículas coloidales (Pontié et al, 2005), aunque dependiendo del estudio, como se verá más adelante, se pueden llegar a establecer otras categorías.

Ensuciamiento biológico o biofouling: Una biopelícula se describe como un agregado bacteriano unido a una superficie, la estructura de la biopelícula incluye una matriz de sustancias poliméricas extracelulares (EPS) producidas por bacterias. Estas EPS están compuestas por polisacáridos, proteínas y ácidos nucleicos que juegan un papel fundamental en la formación de la biopelícula y su comportamiento, alteración de la porosidad, densidad, contenido en agua, carga y propiedades de sorción (Liu & Fang, 2002). El bioensuciamiento se relaciona como uno de los principales componentes del ensuciamiento, el más difícil de controlar y el más común en los sistemas de Osmosis Inversa (Vroumenvelder & Van der Kooij, 2002; Khedr, 2000).

Ensuciamiento orgánico: Las sustancias orgánicas de alto peso molecular y cadenas lineales como los ácidos húmicos y fúlvicos, son agentes ensuciantes comunes en el tratamiento de aguas superficiales. Estos ensuciamientos orgánicos suelen cegar secciones de la membrana y el agua no puede permear. Por otro lado, los compuestos orgánicos proporcionan nutrientes que mantienen las poblaciones microbianas.

Ensuciamiento inorgánico/incrustación o scaling: La principal causa del ensuciamiento es por supersaturación. Cuando se excede a la solubilidad de una sal, esta precipita y forma una incrustación, produciendo cristales sólidos directamente en la superficie de la membrana. Una vez se forman zonas activas en la superficie de la membrana, se originan núcleos de precipitación que hacen que la precipitación sea incluso mayor (Shirazi et al, 2010).

Ensuciamiento coloidal o por materia particulada: La deposición de materia coloidal en la superficie de las membranas es una consecuencia de un pretratamiento deficiente. La naturaleza más común de

estos coloides son los aluminosilicatos (arcilla), que son subproductos de rocas erosionadas y se encuentran presentes en las aguas de todo el mundo (Chesters et al, 2011). También se pueden encontrar otros componentes, como la sílice coloidal.

Metales: Los elementos como hierro y manganeso pueden oxidarse desde una forma soluble a una forma insoluble y precipitar en la membrana. Aunque podrían incluirse en la categoría de ensuciamiento inorgánico, su origen está más relacionado con problemas prácticos de operación (Peña et al, 2013). El hierro y el aluminio pueden ser un problema cuando se utilizan coagulantes basados en estos metales para el pretratamiento del agua. Tanto el cloruro férrico y el aluminio, si se sobre dosifican pueden dar lugar a post-precipitaciones y ensuciar la membrana como un sólido en suspensión.

Una de las principales fuentes de información para determinar los daños que se les puede causar a las membranas son las autopsias que se realizan en ellas, por lo que al revisar los principales daños que pueden ocurrir en las membranas debido a fallas en los pretratamientos, encontramos entre los daños más comunes, características de ensuciamiento, aumentos de presión diferencial, fenómenos por contrapresión, abrasión por procesos de ensuciamiento, daños masivos o micro daños provocados por incrustaciones y oxidación, ver figura 6 (Peña et al, 2018).

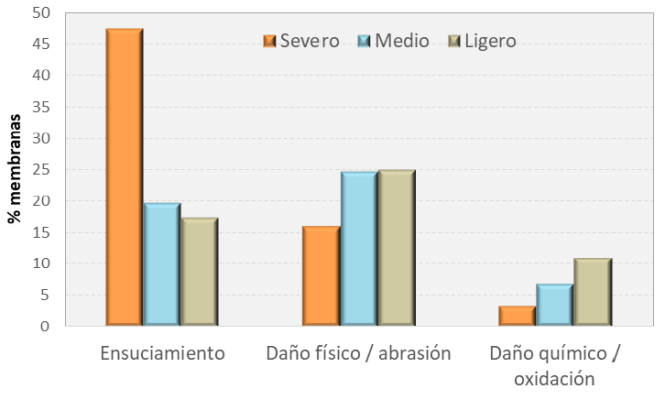


Figura 6: Principales fallos detectados durante las autopsias de membranas (n=1.000)

Fuente: Daño Irreversible en las Membranas de Ósmosis Inversa, Peña et al, 2018.

Tal como se muestra en la figura 6, el fallo más común detectado en las membranas es el ensuciamiento, luego le sigue el daño físico/Abrasión en las membranas, y por último viene el daño químico uno de los principales temores que se generan durante la operación de membranas es la oxidación química.

En la siguiente tabla se han recogido los tipos de ensuciamiento característicos que se suelen identificar en la superficie de las membranas.

Tabla N°2: Daños Habituales Según el Tipo de Ensuciamiento.

Tipo de Ensuciamiento	**Comportamiento Membrana**	**Daños habituales en superficie membranas**
Biopelícula / materia orgánica 31%	↑ΔP, ↓ Caudal y retención de sales	Los aumentos en la presión diferencial normalmente producen daños en la superficie de la membrana ya que el material espaciador presiona la capa de poliamida y esto ocasiona daños relevantes en la superficie de la membrana.
Otros ensuciamientos orgánicos 8%		
Materia coloidal 29%	↑ΔP, ↓ caudal	Además de los daños producidos por el material espaciador debido al aumento de presión diferencial, las características de ensuciamiento producen marcas de abrasión.
Incrustaciones 22%	↓ Caudal y retención de sales	La estructura cristalina de la incrustación provoca marcas de abrasión en la membrana, excepto en el caso de la sílice que provoca daños muy severos a pesar de precipitar con la estructura amorfa.
Metales 10%	↓ Caudal	Dependiendo de la forma en la que se encuentra el metal, el daño se puede producir de diferentes formas: - Marcas del material espaciador por aumentos de presión diferencial cuando está en forma de óxidos. - Marcas de abrasión cuando provienen de arrastres metálicos.

Fuente: Daño Irreversible en las Membranas de Ósmosis Inversa, Peña et al, 2018.

4.2. Parámetros Necesarios a Analizar en Aguas de Mar Cuyo Potencial de Riesgo de Biofouling sea Alto.

En relación con las investigaciones revisadas, encontramos, en cierta medida, que casi todos los componentes de la alimentación ensuciarán los elementos de membranas. Los mecanismos de ensuciamiento son diferentes en función de las distintas combinaciones de agentes inmersos en el agua de alimentación a tratar y del tipo de membrana empleada (Barger & Carnaban, 1991).

Por otro lado, la naturaleza del ensuciamiento de la membrana está influenciado por la naturaleza química de la membrana y las interacciones soluto-soluto y soluto-membrana (Barger & Carnaban, 1991; Cheryan, 1986).

El ensuciamiento de la membrana se ve influenciado por la composición del agua de alimentación y los parámetros de operación de la planta de osmosis inversa. En resumen, el grado de ensuciamiento depende de muchos parámetros relacionados entre sí y, aunque en determinadas circunstancias es posible retrasar su aparición y reducir su efecto es poco probable que el ensuciamiento de las membranas se elimine por completo (Bartlett el al, 1995).

El fenómeno de la disminución del flujo de permeado debido al ensuciamiento sigue siendo uno de los efectos de mayor interés en las investigaciones en el desarrollo de los procesos de separación por membranas. Sin embargo, en la actualidad, existe una necesidad por mejorar la comprensión de los mecanismos de ensuciamiento que se pueden presentar en las diferentes plantas desalinizadoras para mejorar los procedimientos y rentabilizar las limpiezas.

Si pudiéramos enumerar el paso a paso del proceso de ensuciamiento, para controlar y predecirlo en las membranas, deberíamos considerar lo siguiente: 1ro.- Determinar el pre-tratamiento del agua de alimentación adecuado; 2do.-Generar las frecuencias de las limpiezas de las membranas en función de la calidad del agua; 3ro.- Revisar factibilidad de mejorar las propiedades de las membranas para prevenir el ensuciamiento; 4to.- Evaluar y optimizar la estrategia de operación del sistema; 5to.- Desarrollar un modelo predictivo del sistema (Melián, 2015).

Debido a las propias características que poseen los agentes causantes del ensuciamiento, ninguna característica en particular del diseño del sistema reducirá por sí sola, el potencial de ensuciamiento, para todos los tipos de ensuciamiento

(inorgánico, orgánico, coloidal o biológico) debido a que es probable que las membranas de Osmosis Inversa, en un sistema de operación típico, estén expuestas a todas las categorías de agentes ensuciantes o a una combinación de ellas.

La formación de la capa de ensuciamiento es un proceso gradual, en el cual se conjugan fenómenos como la polarización por concentración, adsorción y precipitación de solutos.

Los principales mecanismos de ensuciamiento son cinco: 1.- Ensuciamiento reversible debido a la acumulación de materia retenida sobre la superficie de la membrana, dando lugar a una capa, que se suele llamar, de concentración-polarización; 2.- Ensuciamiento por obstrucción interna o constricción de los espacios intersticiales o de un capilar de los poros de la capa de separación de la membrana; 3.- Ensuciamiento por adsorción de moléculas o partículas de los componentes de la alimentación; 4.- Ensuciamiento por las partículas en suspensión y la materia coloidal rechazadas por la membrana que pueden formar tortas compactas que introducen una barrera de resistencia adicional a la filtración; 5.- Ensuciamiento por adhesión y crecimiento bacteriano en la superficie de la membrana generando una capa de gel (Melián, 2015)

En la Figura 7 se ilustra los diferentes mecanismos de ensuciamiento que tienen lugar en los sistemas de membrana.

La disminución del flujo en el proceso de filtración por el fenómeno del ensuciamiento puede atribuirse a dos fenómenos principales: el incremento de resistencia en el interior de la propia membrana y la formación de una capa adicional de resistencia sobre la misma.

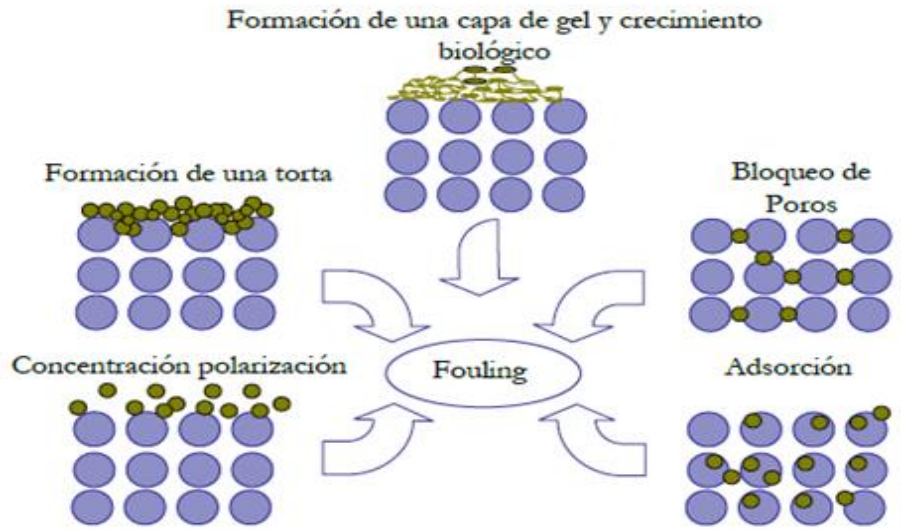


Figura 7: Mecanismo de Ensuciamiento en los Sistemas de Membranas

Fuente: Caracterización y Evaluación del Ensuciamiento en Membranas OI. Melián, 2015.

4.2.1. Mecanismos que Condicionan el Ensuciamiento en las Membranas.

Uno de los mecanismos de ensuciamiento más importantes y con mayor gravedad es la adhesión y el crecimiento bacteriano sobre la superficie de la membrana. Los aspectos fundamentales del ensuciamiento biológico, sus efectos y sus consecuencias sobre los sistemas de membrana de Osmosis Inversa están documentados y ha sido objeto de numerosos estudios (Coker & Sehn, 2000; Lim & Bai, 2003)

Muchas autopsias han demostrado que algunas biopelículas son difíciles de eliminar por procedimientos rutinarios de limpieza (Baker & Duclley, 1998). Éstas se acondicionan y resisten a los procedimientos de limpieza química debido a la creación de cepas resistentes de microorganismos o a la producción masiva de fangos, babas (slimes) de protección. Existen en cualquier tipo superficie que entre en contacto con el agua o con algún medio líquido y se forma cuando un conjunto de microorganismos de una o varias especies (hongos, algas, protozoarios, y otras sustancias) se adhieren a las superficies en estos ambientes acuosos.

Las bacterias son capaces de colonizar cualquier tipo de superficie y se han encontrado en condiciones extremas, tales como a temperaturas entre -12 y 110ºC y a valores de pH entre 0,5 y 13. Una particularidad es que las bacterias incrustadas en la biopelícula son más resistentes a los biocidas que las mismas

bacterias en estado disperso (Baker & Duclley, 1998).

Las bacterias de la biopelícula excretan las mencionadas sustancias poliméricas extracelulares (EPS), que se componen de polisacáridos, proteínas, glucoproteínas, lipoproteínas y otras macromoléculas de origen microbiano, las cuales atrapan y cementan las nuevas bacterias a la pared de la membrana (adherencia irreversible). Además, los filamentos del polímero atrapan los escasos alimentos y protegen las bacterias contra sustancias tóxicas.

Tras la adherencia inicial, otras células microbianas llamadas colonizadoras secundarias, a través del alojamiento físico y la interacción electrostática, metabolizan los desperdicios de las colonizadoras primarias, así como el producto de sus propios desperdicios. Por último, tiene lugar el desprendimiento de la biopelícula cuando ésta ha alcanzado un espesor crítico, generándose nuevas pioneras (Dreeszen, 2003).

Se han identificado bacterias tales como Pseudomonas, Corynebacterium, Bacillus, Arthrobacter, Flavobacterium, Aeromonas sp. Y hongos como Penicillium, Trichoderma, Mucor y Aspergillus sp. Además de la presencia de otras bacterias como Acinetobacter, Flavobacterium, Moraxella, Micrococcus, Serratia, Lactobacillus y Mycrobacterium sp. En resumen, un gran número de diferentes microorganismos participan en el desarrollo y colonización de las biopelículas en membranas de OI. (Baker & Dudley, 1998).

En general, la presencia y formación de la biopelícula depende de la interacción de factores como: La disponibilidad de nutrientes, Las condiciones de flujo, La temperatura, Tipo de superficie y El efecto de las partículas (Melo & Bott, 1997).

La formación de incrustaciones sobre la superficie de las membranas se produce por la superación de los límites de solubilidad de las sales presentes en la corriente de alimentación-rechazo. Esta situación se favorecerá si el agua de alimentación es muy rica en sales disueltas susceptibles de precipitar.

Es posible mediante procedimientos operacionales inhibir la precipitación de las sales (en la etapa del pretratamiento ajustando el pH o utilizando anti-incrustantes). Debido a que Las incrustaciones de sales pueden reducir drásticamente el flujo de permeado y aunque las incrustaciones de algunos de estos compuestos pueden ser eliminadas a través de una limpieza química ácida. Las sales que provocan la formación de incrustaciones se encuentran presentes en la mayoría de las aguas. Los iones inorgánicos que más comúnmente están

implicados en los procesos de incrustación salina son el Calcio (Ca^{2+}), Magnesio (Mg^{2+}), Carbonato (CO_3^{2-}), Sulfato (SO_4^{2-}), Sílice y el Hierro (Potts et al, 1981; Sheikholeslami &Tan, 1999).

Si los límites de solubilidad son excedidos las sales minerales de carbonato de calcio ($CaCO_3$), sulfato de calcio ($CaSO_4$), sulfato de estroncio ($SrSO_4$), sulfato de bario ($BaSO_4$), silicatos de calcio, silicatos de magnesio y sílice coloidal reactiva precipitarán sobre la superficie de la membrana (Oh et al, 2009; Redondo & Lomax, 2001). En menor medida también son frecuentes depósitos de hierro y otras sales menos habituales son las de fluoruro de calcio (CaF_2) o las precipitaciones de fosfato cálcico. Dada la variedad de sales susceptibles de causar scaling sobre los sistemas de membrana, resulta vital no sobrepasar los límites de saturación de las sales insolubles en la concentración de las mismas en el flujo de concentrado (Casado & Letona, 2005).

Las incrustaciones de sílice se producen en los sistemas de OI, cuando la sílice disuelta excede su límite de solubilidad y precipita con otros compuestos. Este fenómeno es difícil de predecir ya que está influenciado por un gran número de parámetros, como son: la concentración de sílice, el pH del agua de alimentación, la temperatura y la presencia de otras especies en la corriente de alimentación (Sahachaiyunta et al, 2002). En la presencia de sílice es costumbre restringir los límites de conversión por debajo del límite de saturación de sílice de 120 mg/L. El uso de anti-incrustantes puede permitir la operación a una concentración de sílice de un máximo de unos 220 mg/L (Fritzmann et al, 2007).

El fenómeno de ensuciamiento inorgánico o scaling es muy complejo y depende de muchos factores físicos y químicos relacionados entre sí, tales como la temperatura, el pH, la concentración iónica del agua de alimentación, las especies de iones presenten, la dinámica del flujo y la conversión del sistema.

La formación de incrustaciones es un fenómeno complejo en el que están involucrados tanto los mecanismos de cristalización como los mecanismos de transporte hidrodinámico (Oh et al, 2009). Hay dos formas para explicar los mecanismos de reducción del flujo debido a la deposición de sales inorgánicas en los sistemas de membranas de OI: 1.- Formación de una torta y 2.- Mecanismos de bloqueo de la superficie de la membrana.

En el mecanismo de formación de la torta, la disminución del flujo de permeado se debe a la formación de cristales en el seno de la disolución seguido por la deposición

de los cristales en la superficie de la membrana (cristalización homogénea) formando una capa. Por otro lado, el mecanismo de obstrucción de la superficie de la membrana se debe al crecimiento lateral de los depósitos en la membrana (cristalización heterogénea).

Los anti-incrustantes inhiben una o más etapas de estas fases de formación. Los inhibidores de la formación de las incrustaciones más comunes son compuestos orgánicos poliméricos, tales como fosfonatos y policarboxilatos (Tzotzia et al, 2007).

La materia orgánica es una mezcla heterogénea de componentes orgánicos naturales, en su mayor parte, sustancias húmicas (ácidos húmicos y fúlvicos) así como proteínas y polisacáridos extracelulares segregados por microorganismos (bacterias, hongos, levaduras) del agua a tratar. La degradación de la materia orgánica produce una matriz de macromoléculas que reciben el nombre de ácidos húmicos (producto de la degradación de la lignina, carbohidratos y proteínas) (Nyström et al, 1996). La materia orgánica en las aguas naturales por lo general son sustancias húmicas (Al-Amoudi & Lovitt, 2007) en concentraciones de carbono orgánico total ente 0,5 y 20 mg/L., en aguas salobres y pueden alcanzar valores de hasta 100 mg/L en agua de mar superficial (Redondo & Lomax, 1997).

Los ácidos húmicos son de estructura poliméricas famélicas y tienen la capacidad de formar quelatos con iones metálicos, sobre todo con iones de hierro (Bartlett et al, 1995), formándose una capa de suciedad por complejación de los iones multivalentes. La razón de la tendencia de la contaminación de las membranas por ácidos húmicos parece ser debido a su capacidad para unirse a las sales polivalentes (Nyström et al, 1996). El ensuciamiento orgánico podría causar la disminución del flujo de permeado ya sea de forma reversible o irreversible. La disminución de flujo reversible se debe principalmente a la suciedad por la materia orgánica natural, y puede ser restaurado total o parcialmente por métodos de limpieza química (Al-Amoudi & Farooque, 2005). La disminución de flujo irreversible no se pude restaurar por completo, incluso con una rigurosa limpieza química de la materia orgánica natural (Roudman & DiGiano, 2000). El ensuciamiento de las membranas en presencia de la materia orgánica natural puede ser influenciada por: (a) las características físico-químicas de la membrana (Van der Bruggen et al, 2002), (b) la química de la solución de la alimentación, incluida la fuerza iónica, el

pH , la concentración de iones monovalentes y divalentes (Elimelech et al, 1997), (c) las propiedades de la materia orgánica natural, incluyendo el peso molecular y la polaridad (Bellonaa et al, 2004), las condiciones hidrodinámicas de funcionamiento en la superficie de la membrana incluyendo flujo de permeado (Elimelech et al, 1997), la presión (Roux et al, 2005), la polarización de concentración, y por (d) las propiedades de transferencia de masa de la capa límite de fluido.

Generalmente el ensuciamiento orgánico en OI es causado por la adsorción entre partículas y la superficie de la membrana de forma molecular creando una monocapa, a través de la formación de geles o mediante la formación de una torta (Shäfer et al, 2004). La adsorción de estas sustancias orgánicas en la superficie de la membrana reduce la permeabilidad, llegando a ser incluso un proceso irreversible. A valores de pH alto (>9) el ensuciamiento puede ser prevenido, ya que las sustancias de la membrana y las sustancias orgánicas asumen una carga negativa. La repulsión resultante es usada para la limpieza de las membranas (Redondo & Lomax, 1997). El ensuciamiento irreversible se debe principalmente a complejos de calcio. Estos complejos forman una estructura altamente compacta (flóculos) que también causa una mayor disminución del flujo que otros quelatos. Se ha constatado que las sustancias húmicas hidrofóbicas se depositan en la superficie de la membrana (Schäfer et al, 2002) y que el proceso de adsorción se ve favorecido con carga positiva, compuestos del alto peso molecular. Del mismo modo, se ha encontrado que la mayoría de las membranas hidrofílicas son menos propensas al ensuciamiento por coloides orgánicos como son los ácidos húmicos (Kabsch-Korbutowicz, et al, 1999). Se demostró el año 1996 que los ácidos húmicos más nocivos en las membranas son los de carga positiva (es decir, con un contenido de alúmina-Al, y sílice-Si). Los ácidos húmicos forman quelatos con los metales (es decir, los iones polivalentes) y podría ser visto como una capa de gel en la superficie perturbando a la formación de la torta y el bloqueo de los poros (Nyström et al, 1996).

Entre los componentes del agua de mar y salobre que producen el ensuciamiento de las membranas, las partículas coloidales se consideran como una de las principales causas de este (Elimelech et al, 1997; Quiroga et al, 2009). Los coloides son definidos como partículas (orgánicas e inorgánicas) en suspensión con un tamaño de partícula en el intervalo de nanómetros

y micrómetros que suelen estar en las aguas naturales y las residuales (industriales y urbanas) (Shäfer et al, 2004). El material particulado en las aguas naturales se puede clasificar de acuerdo (Potts et al, 1981). En cuatro categorías diferentes dependiendo del tamaño de las partículas: Sólidos sedimentables > 100 µm; Supra-sólidos coloidales: 1-100 µm; Sólidos coloidales: 0,001-1 µm; Sólidos disueltos < 0,001 µm.

La composición química de los sólidos particulados es diversa y existe una distinción importante entre la materia inorgánica y orgánica. Las partículas inorgánicas más comunes son las arcillas de silicato de aluminio que van de tamaños entre 0,3 y 1 µm, y coloides de hierro, aluminio y sílice (Fritzmann et al, 2007). Las partículas orgánicas incluyen proteínas, carbohidratos, aceites y grasas, y diferentes tensoactivos. Los compuestos aromáticos polifenólicos como los ácidos húmicos, lignina y taninos son productos procedentes de la desintegración de los tejidos de las plantas leñosas y a menudo existen como coloides muy pequeños. También son importantes los polisacáridos que constituyen las paredes celulares de los microorganismos y las plantas (Yiantsios et al, 2005). Algunos tipos de coloides que existen en las aguas naturales, especialmente en agua de mar, son: Microorganismos, Residuos biológicos (plantas y animales), Polisacáridos, Lipoproteínas (secreciones), Arcillas (de aluminio hidratado y silicatos de hierro), Limo, Aceites, Querógenos, Ácidos húmicos (ligninas y taninos), Óxidos de hierro y manganeso, Carbonato de calcio, Azufre y sulfuros (Ning, 1999).

4.2.2. Principales Parámetros que Condicionan el Ensuciamiento en las Membranas.

A continuación, describiremos una serie de parámetros que pueden condicionar el nivel de ensuciamiento de las membranas de agua de mar.

Los enlaces de hidrógeno vinculado con las moléculas de agua y el carácter polar de las moléculas son la base del **carácter hidrófilo** (Que adsorbe el agua con gran facilidad). Las membranas incluyen en su estructura química polímeros hidrófilos constitutivos por grupo polares de oxígeno, nitrógeno y halógenos, ya sea en la cadena principal o en grupos funcionales terminales, que facilitan la adhesión del polímero a las moléculas del agua y mejoran la humectabilidad de la membrana (Mulder, 1997). La hidrofilidad es un parámetro limitante del tiempo de vida de las membranas (Rana &

Matsuura, 2010). Se asume con frecuencia que el ensuciamiento disminuye al incrementar la hidrofilidad del material polimérico ya que las moléculas orgánicas tienden a interactuar con moléculas hidrófobas (Que no absorbe el agua) aumentando el ensuciamiento en la superficie de la membrana (Kabsch-Korbutowicz et al, 1999; Schäfer et al, 2002; Zou et al, 2011).

La **rugosidad** de la superficie de las membranas influye en la morfología y en la cantidad de ensuciamiento adherido en función de su naturaleza. Existen numerosas publicaciones que revelan que mayor rugosidad superficial genera menor ensuciamiento sobre las superficies de las membranas (Yan et al, 2006; Zhu et al, 2008; Rana & Matsuura, 2010).

Además otras investigaciones determinaron que sobre las superficies lisas se producen mayor ensuciamiento que en las superficies rugosas debido a que ofrecen menor resistencia al paso del flujo (Riedl et al, 1998), por último se generó la siguiente hipótesis al respecto, el flujo en contacto con la superficie rugosa promueve la turbulencia cerca de las paredes de la superficie aumentando la mezcla sobre la capa limite y con ello reduciendo el ensuciamiento (Scott et al, 2000).

El ensuciamiento varia con el **ángulo de contacto** entre la superficie de la membrana y el flujo de la corriente (Rana & Matsuura, 2010). Menor ángulo de contacto indica mayor hidrofilidad de la superficie de la membrana y por lo tanto incrementa la resistencia al ensuciamiento de contaminantes hidrofóbicos tales como los orgánicos (Sarkar et al, 2010).

El **tamaño de poros** de las membranas condiciona el tipo de sustancia a separar, así se mantiene una estrecha relación entre el ensuciamiento y el tamaño de poros. Solutos muchos más pequeños que el tamaño de poros de la membrana pueden provocar ensuciamiento mediante procesos de adsorción en el interior de los mismos. Solutos de tamaño similar a los poros de la membrana causan inmediatamente su bloqueo y la consecuente disminución del flujo, mientras que partículas de mayor tamaño podrían depositarse en forma de torta sobre la superficie de la membrana. En membranas densas, los solutos que no interaccionan con la superficie activa en los procesos de disolución –difusión, se depositan sobre la superficie de la membrana formando generalmente depósitos menos permeables que los anteriores (Schäfer et al, 2004).

Cuando los poros de las paredes de las membranas están **cargados**

superficialmente pueden intervenir una serie de procesos complejos que alteran el tamaño efectivo del poro de la membrana. El caudal del permeado a través del poro desplaza iones que han acumulado en la capa difusa, cerca de la superficie de membrana porosa cargada. Como resultado se establece un potencial eléctrico que produce una resistencia adicional al flujo de arrastre sobre el agua que fluye a través de los capilares de la membrana (Mallevialle et al, 1996)

Las fuerzas repulsivas tienen lugar entre la superficie cargada y los co-iones de la solución a tratar y previenen la deposición de estos sobre la primera, reduciendo así el ensuciamiento (Rana & Matsuura, 2010), sin embargo no existen claras correlaciones que permitan establecer definiciones universales aunque hay investigadores que argumentan que el revestimiento de cargas positivas sirve como barrera para los co-iones (Ulbricht et al, 1998) y las proteínas cargadas positivamente (Kato et al, 1995). Por otra parte, las superficies neutras o cargadas negativamente e hidrófilas tienen menor tendencia a ensuciarse con compuestos orgánicos (Tu et al, 2001; Lee et al, 2011)

Se considera que el fenómeno de **polarización** es uno de los principales problemas detectados en las membranas comerciales ya que generan una resistencia adicional a la transferencia de materia que contribuye a disminuir el flujo de permeado (McCutcheon & Elimelech, 2006), aunque al contrario que el ensuciamiento, se le considera como un fenómeno reversible, que puede ser controlado por medio de ajustes en la velocidad del fluido (Sotto, 2008). Generalmente, el fenómeno de polarización tiene lugar en aquellos procesos que operan con flujo tangencial donde en una primera etapa. La capacidad selectiva de la membrana provoca la retención de ciertas partículas que se acumulan cerca de su superficie, provocando, con el paso del flujo, un gradiente de concentración que origina una difusión en sentido contrario al flujo permeado hasta alcanzar el estado estacionario (Hernández et al, 1990)

La **adsorción** puede ser definida como la interacción especifica entre la membrana y los solutos del fluido. La adsorción estática (en ausencia de flujo) es generalmente menor que la absorción dinámica, debido al incremento de la resistencia hidráulica (Schäfer et al, 2004). Los sitios individuales altamente potenciales a la adhesión de partículas juegan un papel importante ya que favorecen la adsorción provocando un aumento del ensuciamiento de la membrana y una menor eficiencia de los

procesos de limpieza (Mi & Elimelech, 2010)

Las membranas poliméricas exhiben una alta sensibilidad en el permeado y el rechazo hacia la **temperatura** (Sotto, 2008). La solubilidad de los contaminantes varia con la temperatura (Carey & Sundberg, 2000), así como la reactividad de los grupos funcionales orgánicos (Lee & Elimelech, 2007). Por ello, en procesos de osmosis inversa, para producir el mismo caudal de permeado, una carga con menor temperatura requiere un mayor diferencial de presión (Sánchez el al, 2009). Por último, indicar que el ensuciamiento reversible es más significativo en bajas temperaturas mientras que el irreversible se desarrolla más rápidamente con temperaturas mayores (Lyko et al, 2008).

El **pH** es un factor determinante de la operación que condiciona la integridad de las membranas, el ensuciamiento depositado sobre su superficie y la efectividad de su limpieza. En los procesos de filtración al igual que en el empleo de los productos de limpieza se atiende al tipo de membrana, a su fabricante y soluciones de limpieza propuestas por el mismo (Sánchez et al, 2009).

El valor del pH de la disolución determina la carga superficial de la membrana. Lo cual repercute tanto en la interacción de esta con los solutos cargados de la disolución, como en la propia interacción de los grupos funcionales que componen su capa activa (Bellona & Drewes, 2005; Childress & Elimelech, 2000). Un aumento de pH mayor que el punto isoeléctrico de los solutos puede incrementar el flujo crítico, generalmente definido como el flujo permeado donde el ensuciamiento comienza a ser notorio (Bacchin et al, 2006). Trabajar a pH bajos es recomendable para evitar la precipitación de sales carbonatadas (Schäfer et al, 2004), sin embargo, al trabajar con proteínas, ácidos orgánicos o soluciones coloidales, operar en estas condiciones puede aumentar notablemente el ensuciamiento (Yiantsios & Karabelas, 1998; Lee et al, 2006).

El ensuciamiento de polisacáridos de proteínas en membranas comerciales de polietersulfona de ultrafiltración la adsorción de alginato (polisacárido anicónico presente en las paredes celulares de las algas marinas pardas) sobre la membrana fue mayor a menores pH donde los grupos carboxílicos del alginato se protonan reduciéndose las repulsiones electrónicas con la membrana. El tamaño de las moléculas también disminuye lo que las hace más accesibles a los poros de la membrana (Susanto et al, 2008).

Las tecnologías de membranas trabajan desde un intervalo de **presión de trabajo** a baja presión (MF y UF) hasta alta presiones como son los procesos de (OI), este intervalo de presiones tan amplio condiciona las características del ensuciamiento. La formación de la torta comienza con el bloqueo de poros y ensuciamiento por adsorción de compuestos afines a la superficie de la membrana que provocan un consecuente aumento de la presión transmembrana (Diferencia de presión que existe a ambos lados de esta) (Mallevialle et al, 1998). La compactación y el espesor de la capa de ensuciamiento son factores controlantes de la disminución del flujo y depende de la naturaleza química del contaminante y de la tecnología de la membrana empleada. En procesos que requieren alta presión se generan tortas más finas y compactas (NF y OI) que otras técnicas como la osmosis directa donde la torta generada es más gruesa y débil (Mi & Elimelech, 2010). Esto repercute en el fenómeno de polarización y en la efectividad del proceso de limpieza.

Por último, el **flujo** a través de las membranas muestra la capacidad de operación de la membrana bajo ciertas condiciones específicas, y se define el radio del flujo volumétrico de permeado por unidad de área y tiempo (Koros et al, 1996). Así, está documentado que el flujo tiende a disminuir cuando mayor rugosidad tiene la superficie de la membrana (Elimelech et al, 1997).

Aunque las condiciones óptimas de trabajo se sitúan por debajo del flujo crítico, flujos demasiados bajos pueden favorecer la formación de capas de ensuciamiento resistentes formadas por componentes pequeños (Susanto et al, 2008). Tener un control del flujo crítico puede mejorar el control del ensuciamiento y minimizar la frecuencia de limpieza (Goosen et al, 2004).

En la Tabla N°3 se citan los parámetros que condicionan el ensuciamiento en las membranas (Garcia, 2011).

Tabla N°3: Principales Parámetros Condicionantes del Ensuciamiento en las Membranas.

Parámetros	Ensuciamiento	Observación
Carácter Hidrófilo	El ensuciamiento disminuye al incrementar la hidrofilidad ya que las moléculas orgánicas tienden a interactuar con moléculas hidrófobas aumentando el ensuciamiento en la superficie de la membrana.	Sólo existe información al respecto para membranas de material Polímeros.
Rugosidad	Hipótesis: El flujo en contacto con las superficies rugosas promueve la turbulencia cerca de las paredes de la superficie aumentando la mezcla sobre la capa límite y con ello reduciendo el ensuciamiento.	Es posible que el tipo de flujo (Turbulento o Laminar) influya en el ensuciamiento.
Angulo de Contacto	Un menor ángulo de contacto indica mayor Hidrofilidad, por tanto disminuye el ensuciamiento.	Válido para membranas de Polímeros.
Porosidad	Solutos < Poros, pueden provocar ensuciamiento mediante procesos de adsorción en el interior de los mismos; Solutos = Poros, causan inmediatamente su bloqueo y disminución del flujo; Solutos > Poros, podrían depositarse en forma de torta sobre la superficie.	Efecto en las membranas.
Carga Superficial	Superficie cargada (+) reduce el ensuciamiento de compuestos con carga (+)	Potencial eléctrico que produce una resistencia adicional al flujo.
	Superficies neutras y/o cargada (–), más condición hidrófila reduce el ensuciamiento de materia orgánica.	
Polarización	Podría disminuir el ensuciamiento, debido a que es un proceso reversible que se controla con la velocidad del flujo.	Ajustes operacionales.
Adsorción	Un aumento de la adsorción provoca un aumento en el ensuciamiento de la membrana y una disminución en eficiencia de la Limpieza.	Depende de la materialidad de la membrana.
pH	Depende del punto Isoeléctrico de los solutos y la membrana. pH bajos evitan ensuciamiento por incrustación de sales. pH > 5 evitan ensuciamiento de proteínas y ácidos orgánicos.	Ajustes operacionales.
Temperatura	Baja temperatura disminuye el ensuciamiento por cristales de sales. Alta temperatura aumenta la solubilidad de contaminantes inorgánicos disminuyendo su deposición.	Ajustes operacionales.
Flujo	Se disminuye el ensuciamiento cuando el flujo de trabajo es menor que flujo crítico.	Ajustes operacionales.

Fuente: Adaptación García, 2011

4.2.3. Limpieza de las Membranas de Agua de Mar

La limpieza se puede definir como el proceso mediante el cual las membranas son liberadas de sustancias que no forman parte integral de ésta. El objetivo de la limpieza es obtener una estructura físicamente limpia (que ofrezca niveles de flujo y separación adecuados), químicamente limpia (libre de residuos que puedan contaminar el producto) y biológicamente limpia donde se haya alcanzado una reducción suficiente de la carga microbiana (D'Souza & Mawson, 2005).

La complejidad de la eliminación de los depósitos de materia orgánica, coloides e incrustaciones salinas sobre la superficie de la membrana obliga a desarrollar protocolos periódicos de limpieza, con el fin de recuperar o tratar de recuperar las condiciones de funcionamiento originales. Para alcanzar estos objetivos, por ejemplo, los protocolos de limpieza química deben usar a menudo productos químicos agresivos, bajo condiciones que ponen a prueba la tolerancia de la membrana ante condiciones límite de pH y temperatura. Por otro lado, es importante que la limpieza, no afecte la operación ni el buen funcionamiento de la planta, ya que está, persigue minimizar los efectos adversos de los propios agentes limpiadores sobre la vida de la membrana, disminuir los costos de agentes químicos, los volúmenes de las soluciones de limpieza y las interrupciones en el funcionamiento de la planta (Daufin et al., 1991).

Aunque la mayor parte de los síntomas del ensuciamiento no son detectables directamente a simple vista, si es posible observarlos de forma indirecta a través de los parámetros normales de operación; Diferencia de presión ΔP, flujo de permeado ΔQ o solidos totales ΔST. Normalmente, cuando se observan anomalías que alteran entre 10-15% de dichos parámetros con respecto a los valores de diseño. Se debe realizar una limpieza de las membranas (Sánchez et al, 2009)

La limpieza es una reacción heterogénea entre la solución de limpieza y la capa de contaminantes depositada sobre la membrana. Para lograr una limpieza efectiva, los agentes limpiadores deber tener las siguientes características (D'Souza & Mawson, 2005): 1.- Una concentración del compuesto activo óptima, con buenas características de solubilidad y enjuague; 2.- Desprender y disolver el material de colmatación y mantenerlo en suspensión para evitar la re-deposición de material sobre las superficies ya limpias; 3.- Un bajo o moderado nivel de espuma; 4.- Buena

compatibilidad con las membranas y los demás componentes del sistema; 5.- Promover la desinfección de las superficies húmedas.

Aunque muchos agentes de limpieza se pueden usar individualmente (por ejemplo hidróxido de sodio), lo más común a nivel industrial es la utilización de mezclas de diferentes agentes químicos en forma de formulaciones de limpieza, que son diseñadas para cumplir determinados requisitos de remoción de contaminantes específicos, manteniendo un buen balance entre la acción limpiadora, el efecto sobre las membranas, el costo y la conveniencia para ser utilizados en el ambiente de una planta industrial. Las formulaciones de limpieza consisten en una mezcla de álcalis o ácidos, fosfatos, agentes secuestrantes y humectantes (surfactantes).

En la tabla N°4 se presentan los principales agentes químicos comúnmente utilizados en la limpieza de membranas (D'Souza & Mawson, 2005).

Tabla N°4: Principales Categorías de Agentes Químicos Utilizados en la Limpieza de las Membranas

Categoría	Ejemplo
Agentes Cáusticos	Hidróxidos, Carbonatos y Fosfatos.
Agentes Oxidantes / Desinfectantes	Peróxidos de Hidrogeno, Ácidos Peroxiacético, Hipoclorito de Sodio, Metabisulfito.
Agentes Ácidos	Cítrico, Nítrico y Fosfórico
Agentes Quelantes	Etilendiaminotetracético (EDTA), Ácido Cítrico
Agentes Surfactantes	Aniónico y No Iónicos
Agentes Enzimáticos	Proteasas y Lipasas.

Fuente: Zapata, 2006

Agentes Cáusticos: Una función muy importante de los cáusticos es que incrementa la carga negativa de las sustancias húmicas, con lo que se facilita su remoción desde las membranas, función muy importante en las membranas utilizadas en el tratamiento de aguas. Durante la limpieza cáustica, el pH de la solución puede estar por encima de 13. A este pH, los grupos fenólicos (son compuestos orgánicos cuyas estructuras moleculares contienen al menos un grupo fenol) pueden disociarse alrededor del 50 % y como resultado la carga negativa de

las moléculas orgánicas se incrementa en forma importante y también su solubilidad. Adicionalmente las moléculas de materia orgánica tienden a adquirir configuración lineal debido a la repulsión entre las cargas negativas de los grupos funcionales. Este cambio en la configuración de las moléculas desprende la capa de colmatación y permite una fácil penetración de los agentes químicos, mejorando la transferencia de masa e incrementando la eficiencia de la limpieza (D'Souza & Mawson, 2005; Bartlett et al., 1995).

Se utilizan frecuentemente para limpiar membranas colmatadas con materia orgánica. Su función es hidrolizar y solubilizar. Sustancias como el hidróxido de sodio (NaOH) y potasio (KOH), que son altamente alcalinas, liberan iones hidróxido. Por su alta alcalinidad hidrolizan rápidamente materia orgánica como proteínas y polisacáridos. La estructura terciaría de las proteínas es destruida y reducida a uno o más aminoácidos de menor tamaño. Las grasas y aceites son saponificadas por los cáusticos generando micelas de jabón solubles en agua.

Agentes Oxidantes/desinfectantes: Los oxidantes más comúnmente usados incluyen peróxido de hidrógeno y sustancias cloradas. La oxidación de polímeros orgánicos genera grupos funcionales que contienen más oxígeno, como son cetonas, aldehídos y ácidos carboxílicos. Estos grupos funcionales incrementan la hidrofilicidad de los compuestos y reducen la adhesión de los contaminantes a la superficie de la membrana. El hipoclorito normalmente actúa como agente de desprendimiento del material depositado sobre la membrana y en el interior de los poros (Cheryan, 1998). Por otro lado, si se utilizan sin precaución, pueden afectar la vida útil de la membrana.

El dicloroisocianuro es otro agente de higiene satisfactorio, pero los dióxidos de cloro tienden a ser menos efectivos. Los productos basados en el ácido peracético son también desinfectantes ideales, son compatibles con casi todas las membranas, tienen la ventaja de ser fácilmente enjuagables y pueden pasar incluso a través de las membranas de osmosis inversa, con lo cual se garantiza la higiene del lado del permeado. Productos basados en compuestos de amonio cuaternario y yodo, los cuales son usados en otras aplicaciones alimentarias, no pueden ser usados, porque a menudo se adsorben sobre la superficie de la membrana, causando descenso del flujo y daño irreversible (D'Souza & Mawson, 2005).

Para las membranas más sensibles, se pueden usar los agentes de higiene basados en metabisulfito de sodio, ya que no es un oxidante. Una desventaja significante de su uso es el largo tiempo de reacción que se requiere, lo cual incrementa los tiempos muertos de la membrana (D'Souza & Mawson, 2005).

A menudo se utilizan mezclas de oxidantes con sustancias cáusticas para formar los llamados cócteles de limpieza. La mezcla suministra un sinergismo porque la capa de colmatación tiende a presentar una estructura más abierta a condiciones cáusticas, debido al cambio de configuración ya mencionado, con lo que se facilita el acceso de las sustancias cloradas para alcanzar la capa interna del material de colmatación, facilitando la transferencia de masa y las reacciones entre el cloro y el material de colmatación, incrementando así la eficiencia de la limpieza.

El cloro como agente de control del exceso de oxidación en la membrana y otros componentes del módulo. En condiciones ácidas, el cloro es un fuerte oxidante con potencial para dañar la membrana y los otros elementos del sistema de filtración. Pero al mezclar el cloro con sustancias cáusticas que suban el pH, se previene el efecto oxidante. Además, se puede reducir los riesgos para la salud humana durante la operación de limpieza. A condiciones ácidas el cloro tiene tendencia a migrar a la fase gaseosa, cuando el pH se incrementa.

Se pueden disminuir los equipos y simplificar la operación de limpieza. Ya que tanto los cáusticos como los oxidantes se necesitan para una eficiente limpieza de la membrana, la mezcla de ellos permite conducir la limpieza en una sola etapa.

La higienización de las plantas de membranas tiene que llevarse a cabo durante la limpieza. Teniendo en cuenta que los desinfectantes deben higienizar todos los elementos del sistema que están en contacto con el producto. Éstos deben estar exentos de efectos adversos sobre el material de la membrana o sobre los otros elementos del sistema (D'Souza & Mawson, 2005).

Agentes Ácidos: Los ácidos son utilizados principalmente para disolver precipitados de sales inorgánicas o películas de óxido. El ácido nítrico y el fosfórico son utilizados muy a menudo en la limpieza de membranas en planta, pero el ácido fosfórico tiene limitaciones porque puede dañar el material de las membranas inorgánicas. El ácido cítrico está siendo usado cada vez más, por su suavidad, comparado con el ácido nítrico. Además, enjuaga fácilmente y no corroe las superficies. Los ácidos en general

pueden también hidrolizar algunas proteínas y polisacáridos (Zapata, 2006).

Agentes Quelantes: En general eliminan depósitos minerales y previenen su re-deposición al formar complejos en suspensión. Si existe la presencia de cationes divalentes (Por ejemplo, Calcio) y materia orgánica, el efecto de puente salino puede causar un tipo de colmatación más densa y adhesiva. La eliminación de cationes divalentes por ácidos o agentes quelantes como el EDTA puede mejorar la limpieza de la membrana sucia con este tipo de mezclas. Cuando la superficie de la membrana está colmatada con óxidos de hierro, el ácido cítrico es muy efectivo porque no solamente disuelve los precipitados de óxido, sino que también puede formar complejos con el hierro.

Agentes Surfactantes: Existen cuatro clases de surfactantes: Aniónicos, no-iónicos, catiónicos y anfotéricos. Los dos primeros grupos son los recomendados para usar en la limpieza de membranas. Los aniónicos tienen carga negativa cuando se disocian en agua y son normalmente sólidos como sales de sodio, potasio o amonio. Los no-iónicos, como su nombre lo indica no ionizan en solución. Tienden a formar poca espuma, son independientes del pH y son fáciles de enjuagar, pero son generalmente menos efectivos que los aniónicos.

En general los surfactantes cumplen diversos papeles en la limpieza de membranas, pero su desempeño depende del tipo, la concentración y el ambiente fisicoquímico en que se encuentren. En agua pueden formar micelas con grasas, aceites y proteínas. De esta forma previenen el ensuciamiento de la membrana por parte de este tipo de sustancias, ya que facilitan su solubilización y emulsificación. Ayudan a mantener las superficies húmedas; facilitan la eliminación de sólidos y materiales suspendidos, estabilizan la espuma, adsorben sobre las superficies y modifican sus propiedades y actúan como biocidas.

En el caso de surfactantes no-iónicos (con cabeza hidrofílica y tallo hidrofóbico), las interacciones con la membrana son dominadas por las reacciones hidrofílica/hidrofóbica. Si la membrana es hidrofóbica, el tallo hidrofóbico del surfactante se adherirá preferiblemente a su superficie y la cabeza hidrofílica se orientará hacia la fase acuosa. Esta situación genera en la membrana una especie de recubrimiento hidrofílico, resultando en una membrana más hidrófilica. De hecho, los surfactantes han sido usados como método para modificar

la superficie de ciertas membranas mejorando su hidrofilidad o su habilidad de humectación. Algunos surfactantes pueden afectar las interacciones hidrofóbicas entre bacterias y membranas, también pueden alterar las funciones de la pared de las células de las bacterias, por lo que son de relevancia en la colmatación dominada por la formación de biopelículas, fenómeno particularmente importante en las membranas utilizadas en el tratamiento de aguas.

Agentes Enzimáticos: Los limpiadores enzimáticos se utilizan usualmente cuando la membrana impone limitaciones de pH (menor o igual a 10) o se tiene una alta concentración de sólidos. Las enzimas ofrecen ventajas sobre los limpiadores cáusticos o ácidos, debido a que son biodegradables y ofrecen menores problemas de contaminación ambiental. Son menos agresivas y altamente específicas, lo que permite alargar la vida de la membrana. Los volúmenes de enjuague son reducidos y no se requiere la neutralización de efluentes, con lo que se facilita el tratamiento de aguas residuales. Mejoran la eficiencia de la limpieza, reducen los costos energéticos por trabajar a bajas temperaturas y las sustancias químicas utilizadas son menores (Argüello et al., 2003). Estas ventajas han promovido el interés en reemplazar los limpiadores convencionales por los enzimáticos, pero se debe tener cuidado de no salirse del estrecho rango de tolerancia a pH, porque de lo contrario se liberan otros agentes como los secuestrantes, surfactantes y detergentes que tienen las enzimas.

Otras desventajas de las formulaciones basadas en enzimas son: el costo, la baja velocidad de acción y el deterioro que pueden ocasionar sobre el material que se esté procesando.

4.3. Captaciones en Medio Marino y Alternativas de Diseño para Minimizar el Ensuciamiento.

La desalación de agua de mar ha adquirido en los últimos años un importante auge debido principalmente a la mejora de las tecnologías en ósmosis inversa y de los sistemas de recuperación de energía. Los sistemas de captación también han ido cambiando y mejorando con el transcurso de los años debido principalmente a la necesidad de adaptación a las nuevas normativas ambientales, mejoras tecnológicas y el aumento de calidad y eficiencia de las nuevas plantas. Tanto las tomas como los vertidos de las plantas son puntos con una elevada carga ambiental pues se desarrollan generalmente próximos a ecosistemas marinos, a

menudo con alto grado de protección (De Miguel, 2016).

El ensuciamiento de la membrana tiene una relación directa con la composición del agua de alimentación y es posible mejorar la calidad de las aguas de alimentación dependiendo del tipo de captación, que en determinadas circunstancias sería posible retrasar su aparición o reducir su efecto, pero es poco probable que el ensuciamiento de las membranas se elimine por completo.

Las obras de captación de agua de mar se pueden clasificar en dos grandes grupos: Sistemas Abiertos de Captación, generalmente de gran tamaño ya sea superficial o sobre el fondo marino, y Sistemas Cerrados de Captación, donde el agua es captada mediante pozos o galerías de infiltración en acuíferos costeros.

4.3.1. Sistemas Abiertos y Cerrados de Captación de Agua de Mar.

Generalmente cualquiera de los tipos de captaciones abiertas se utiliza en plantas de gran capacidad, debido a que pueden asegurar un gran caudal, incluso son capaz de absorber eventuales ampliaciones, poseen un bajo mantenimiento, normalmente se requiere una inspección y limpieza de las rejas con periodicidad anual.

Como principales desventajas se puede indicar la ejecución de obras marinas, que normalmente por su dificultad incrementan el presupuesto de las obras, presenta mayores desafíos ambientales por realizarse en captaciones directo en el mar demás que la calidad del agua es menor y puede sufrir variaciones importantes, debido a las variables climáticas y vertidos en las proximidades de la captación, además generan una inversión importante del proceso de pretratamiento (De Miguel, 2016).

Las aguas salobres de superficie por lo general traen una alta concentración de sólidos en suspensión, materia orgánica y presenta una gran variabilidad en la composición. Esta agua tiene un alto potencial de ensuciamiento y bioincrustación, y es necesario desarrollar una estrategia de limpieza efectiva para mantener la filtración de membrana y la producción de agua.

Para evaluar la ubicación más idónea y obtener la mejor calidad de agua posible se toman muestras a diferentes profundidades y en diferentes condiciones, de los parámetros físicos, químicos y biológicos del agua. Además, es necesario realizar estudios de geotecnia en el sector donde se emplazaran las obras marinas con el fin de comprobar el terreno para la instalación de la cámara de

captación, la conducción y el bombeo en tierra (De Miguel, 2016).

Las alternativas de las captaciones abiertas de agua de mar, ver figura N°8:

- Captaciones abiertas sumergidas.
- Captaciones abiertas elevadas.
- Captaciones abiertas directas.

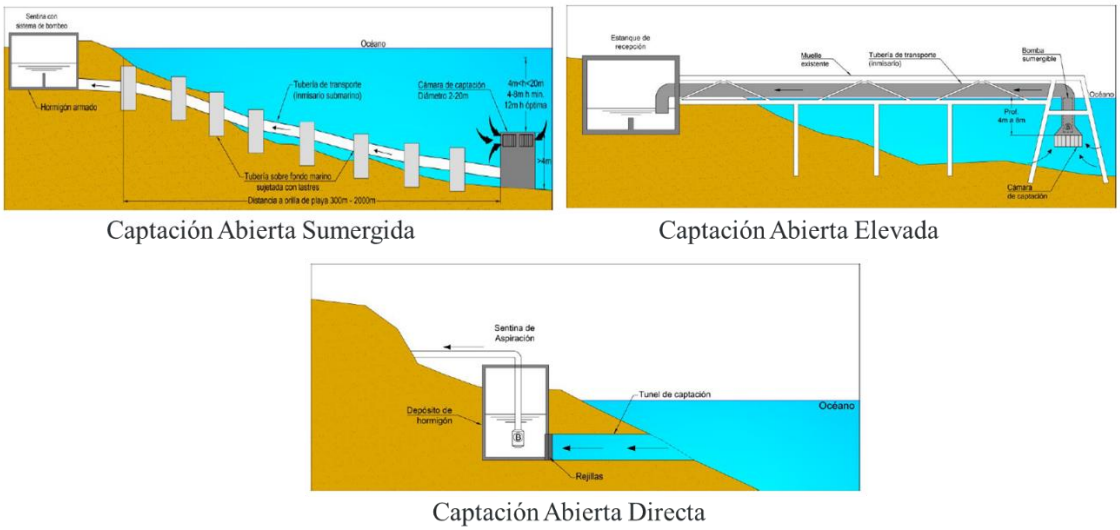


Figura 8: Tipos de Captaciones Abiertas

Fuente: Orostizaga, 2018.

En las **captaciones abiertas sumergidas**, la tubería de transporte va anclada o enterrada en el fondo marino. El agua de mar ingresa por una cámara con rejillas o pantallas ranuradas para luego ser acumulada en una sentina, desde donde es llevada mediante un sistema de bombas a su destino.

En las **captaciones abiertas elevadas** por lo general se aprovecha de la infraestructura existente (muelles), Se debe tener en cuenta que el diámetro de la tubería dependerá de la estructura existente de soporte, por espacio y estado.

En las **captaciones abiertas directas** son diseñadas en un depósito circular o cuadrado que se excava por debajo de la cota del agua de mar en el terreno y que se conecta al mar mediante un túnel horizontal natural o excavado. En la entrada al depósito se instala una rejilla para evitar el ingreso de vida marina y desechos.

Las captaciones cerradas, como los acuíferos costeros cada vez aumentan su utilidad para ser fuentes de suministro de agua a las plantas desaladoras, porque reducen y minimizan los desafíos ambientales que afectan a los sistemas abiertos de captación de agua de mar. La estructura del acuífero se encarga de reducir algunos problemas físicos, químicos y bacteriológicos.

Las tomas de agua de mar por medio de obras de captación en los acuíferos costeros nos pueden dar la solución más adecuada y menos costosa, debido a que reducen considerablemente los pretratamientos del agua.

Las alternativas de las captaciones cerradas de agua de mar pueden ser, entre otras las siguientes, ver figura N°9:

- Captaciones por pozos vertical
- Captaciones por pozos horizontal
- Captaciones por pozos inclinados
- Captaciones por galerías de infiltración

Pozos verticales: Cuando el entorno hidrogeológico es adecuado, la perforación de pozos cercanos a la línea de costas es el procedimiento más adecuado. Un correcto conocimiento de la estratigrafía e hidrogeología del entorno a captar puede ser un buen comienzo. Si no existe esa información, será preciso llevar a cabo un estudio que permita acotar las características del área a captar. La prospección geofísica eléctrica u otras técnicas geofísicas más costosas, como sísmica, son herramientas de gran utilidad para llegar a conocer la geometría del sector a captar (Rodríguez, 2007).

Pozos horizontales: Los pozos horizontales constan de dos partes fundamentales: un pozo vertical de hormigón armado y fondo de hormigón en masa, y un conjunto de drenes horizontales ubicados en uno o más niveles. Por sus características constructivas en el caso que nos ocupa, la sísmica marina somera suele ser muy resolutiva. Primeramente, se realiza una perforación de pequeño diámetro desde un foso en el que se introduce un cabezal de perforación inclinado (con hasta 19º), que es dirigido durante la perforación. Los residuos de la perforación son transportados por el lodo de perforación. La localización tridimensional permite controlar en todo momento la situación y la dirección del cabezal, pudiendo incluso salvar obstáculos. El sistema se basa en ondas electromagnéticas emitidas desde un emisor alojado en la lanza de perforación. Un equipo receptor de navegación analiza estas ondas (Pulido & Rodriguez, 2008).

Pozos Inclinados: Los pozos inclinados son tuberías tipo dren construidas con un cierto ángulo respecto a la horizontal.

Debido a que la tubería y el dren son instalados en ángulo, el dren probablemente atravesará múltiples capas geológicas dentro del acuífero costero, extrayendo así agua de diferentes cualidades desde distintas capas/niveles. Este tipo de captación se utiliza con el fin de extender la zona de los drenes del pozo lejos de la ubicación de la cámara de bombas. Esto permite que el pozo se perfore en la anteplaya, pero que la extracción de agua sea desde un punto fuera de la costa. (Orostizaga, 2018).

Galerías de Infiltración: Las galerías de infiltración consisten en uno o más tubos perforados o ranurados, rodeados de una capa de grava o piedras triturada graduadas instaladas en el acuífero superficial, o en el caso de captaciones indirectas de aguas superficiales, en el estrato permeable que se comunica con dichas aguas. El uso de estas obras de captación de aguas se limita a casos en que el agua subterránea se encuentre a una profundidad de 5 a 8 metros por debajo del suelo (Alvarez & Manríquez, 2011).

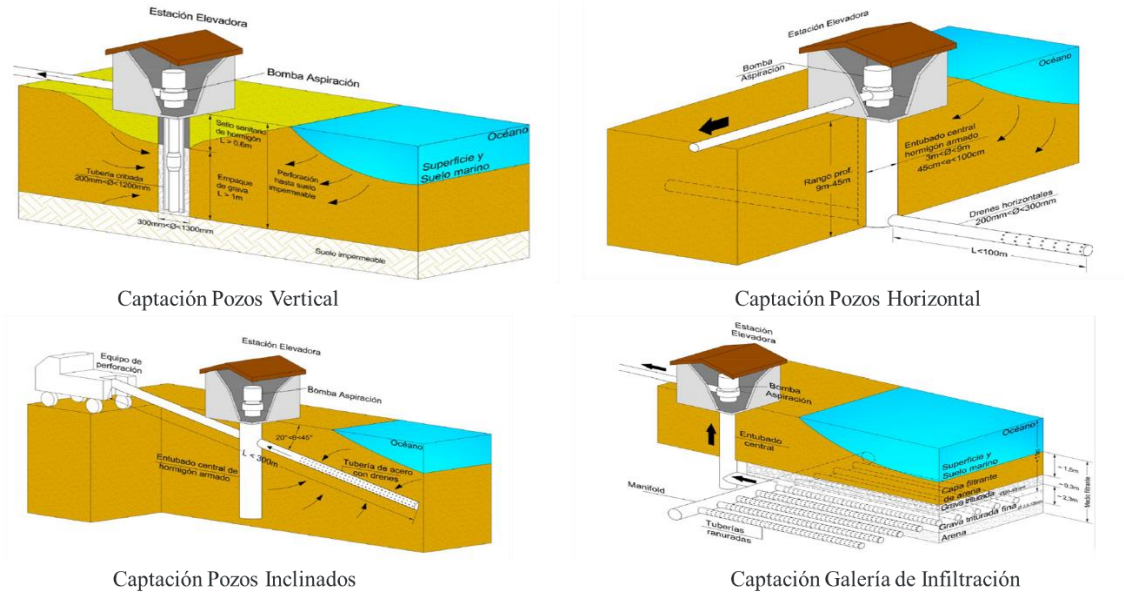


Figura 9: Tipos de Captaciones Cerradas.

Fuente: (Orostizaga, 2018)

.

4.3.2. Alternativas de Diseño y Tecnologías Capaces de Minimizar el Ensuciamiento.

El presente capitulo recopila mejores prácticas de diseño y tecnología expuestas en los congresos y seminarios de desalación de aguas de mar de los últimos 3 años.

Los principales temas de la desalinización de agua de mar en el siglo XXI son: la reducción de energía, la optimización del sistema OI y la reducción del impacto ambiental, incluida la contaminación marina debido a las aguas residuales (salmuera). El sistema convencional está diseñado para recuperar el 35-45% del agua a través del sistema OI, se requiere una gran cantidad de consumo de agua en comparación con la cantidad de agua producto. Por lo tanto, existe una gran carga ambiental debido a la dosificación química (El ácido hipocloroso (Cloro) como pretratamiento y el Bisulfito de Sodio (SBS) como anticloro) utilizada para el pretratamiento del agua de mar.

Se realizó un experimento en una planta piloto para evaluar la estabilidad del tratamiento sin Cloro y sin Bisulfito de Sodio, en Al-Jubail, Arabia Saudita, en el Golfo Arábigo, que enfrenta un nivel relativamente alto de riesgo de ensuciamiento de la membrana en comparación con el resto del mundo (Ayumantakath et al, 2019).

La planta piloto implementó un diseño avanzado utilizando una configuración de dos etapas: (1) Controlar el flujo de permeado a través de la membrana OI primaria y, (2) Reducir la acumulación de contaminante.

Además, se evaluó el sistema monitoreando el biofouling y la proliferación en la superficie de la membrana en el proceso de dosificación sin Cloro y sin Bisulfito de Sodio denominado Clean In Place (CIP), basado en mBFR (Membrane Biofilm Tasa de Formación).

La planta piloto se operó durante el período incluido el verano en condiciones de una tasa de recuperación de agua del 55%. Como resultado, el sistema fue operado por más de cuatro meses sin CIP y la posibilidad de operar durante siete meses sin CIP fue confirmada por la extrapolación de los valores de presión. Este resultado coincidió con el intervalo CIP estimado a partir del valor de mBFR del agua suministrada por OI en el período experimental, así se verificó la efectividad del método de monitoreo y del proceso de dosificación CIP (Ayumantakath et al, 2019).

Otro caso de estudio analizado fue el análisis a una planta diseñada para producir 100 Mm3/año de agua potable desalada. Que luego de la puesta en marcha, experimentó una cadena de problemas relacionados con un alto nivel de biofouling. Que afectó a las dos primeras membranas de la Planta Osmosis Inversa de Agua de Mar.

Una vez que se descubrió el problema, la empresa inició un largo proceso de investigación en el que participaron varios especialistas empresas, laboratorios y universidades. Como paso previo se extrajo una membrana, se observó un espaciador protuberante en el lado de la membrana de salida, con un solo espaciador por módulo. También se encontraron pequeños trozos de capa de polisulfona. Cuando se abrió la membrana se descubrió que se había desprendido del pequeño trozo de lámina fuera de la línea de cola. Se observó en varias capas. Este problema fue confirmado por autopsias que encontraron marcas de abrasión por movimientos del espaciador de salmuera dentro del elemento (Buendía et al, 2019).

En la primera autopsia practicada se constató también que había incrustaciones esporádicas orgánicas e inorgánicas. Depositado en la superficie de la membrana. Presencia de bacterias aerobias (pseudomonas), mohos y levaduras fueron encontrados también. La mayor concentración hacia la entrada de alimentación podría explicarse por ensuciamiento orgánico coloidal entrando en el módulo y precipitando fácilmente en presencia de hierro. Este sustrato se volvería una fuente de crecimiento de biopelículas, que sin embargo sería un fenómeno secundario (Buendía et al, 2019).

Las autopsias coinciden en que el depósito de naturaleza orgánica y la filtración mecánica se combinan con el biocrecimiento, y es menos dramático que los depósitos orgánicos (La naturaleza predominante del ensuciamiento es orgánica) en la superficie de las membranas y en el espaciador de salmuera. Los orgánicos serían en primer lugar de origen coloidal precipitando en combinación con metal. En una segunda etapa, el contenido orgánico asimilable favorecería el crecimiento bacteriano y el biocrecimiento. Las campañas analíticas detectan un comportamiento anormal del agua de mar en cuanto a la estabilidad de ciertos valores que pueden afectar a la planta SWRO. Algunos de estos parámetros pueden verse alterados por condicionantes naturales como la crecida esporádica de un río cerca de la instalación o gran cantidad continua de agua contaminada procedente de un importante

río que afecta hasta cientos de kilómetros de costa desde su descarga al mar (Buendía et al, 2019).

Otro estudio analizo los sistemas de captación de pozos subterráneos, donde se indica que diseñados correctamente eliminan de manera efectiva los requisitos de pretratamiento y los impactos en el medio ambiente oceánico por arrastre de la vida marina. Lo que resulta en ahorros de costos o eliminación de obras de construcción, operación y mantenimiento de los sistemas de pretratamiento de ósmosis inversa (OI) (Villalobos et al, 2019).

Los sistemas de suministro de agua de alimentación desde el subsuelo utilizan las propiedades naturales de los sedimentos del suelo, que conforman el acuífero para filtrar la materia orgánica y los sedimentos en suspensión. Las pruebas de campo han demostrado que los pozos verticales e inclinados diseñados y construidos correctamente, forman un paquete de filtros artificiales que permiten una producción eficiente de agua subterránea con baja turbidez e índice de densidad de sedimentos (Silt Density Index = SDI) o índice de "ensuciamiento".

Estudios recientes a lo largo de la costa de California han demostrado de manera concluyente que al menos dos entornos geológicos son muy adecuados para la construcción y operación de pozos inclinados: Los paleocanales creados durante la última glaciación y posteriormente llenado durante el aumento del nivel del mar y los abanicos aluviales inundados por el aumento del nivel del mar que se extienden desde la tierra hasta debajo del fondo del océano.

El sistema continuo de acuíferos terrestres y marinos crea un conducto submarino natural para recarga del océano para fluir hacia las pantallas de pozos inclinados. Esta situación geológica proporciona un entorno ideal para pozos inclinados. Demás también pueden ser una solución cuando la planta de desalinización de agua de mar se ve amenazado por la proliferación de algas oceánicas en su captación. Por último, estas obras con un diseño adecuado que capta aguas desde los paleocanales submarinos y/o acuíferos aluviales pueden proporcionar un alto rendimiento y a largo plazo. Perdurable en el tiempo para un suministro de agua sustentable con excelente calidad del agua, baja turbidez y bajo SDI (Villalobos et al, 2019).

El último estudio analizado en este capítulo evaluó la prevención de la bioincrustación que pretende lograrse mediante la aplicación frecuente de biocidas (debido a que la bioincrustación

se forma junto con el desarrollo de una biopelícula que supera un "umbral de interferencia" determinado). A pesar de que algunos biocidas no oxidantes como la dibromo-3-nitrilopionamida (DBNPA) y la isotiazolona están bien reconocidas y comprobadas su eficacia en el control de bioincrustaciones, debido a que no dañan las membranas, son demasiadas costosas y normalmente se usan en dosis intermitentes.

Los organismos están protegidos contra los biocidas y toleran concentraciones de 10 a 1.000 veces más altas y las bioinscrutaciones muertas proporcionan nutrientes y superficies adecuadas para un mayor crecimiento de las células. Por lo tanto, el biofouling sigue siendo uno de los problemas importantes en las operaciones reales del sistema de membranas de ósmosis inversa. Y el cloro sigue siendo el biocida más barato y el más utilizado, pero puede atacar y dañar químicamente los grupos amida de una membrana de poliamida OI. Por lo tanto, en un proceso de tratamiento de agua que consiste en una unidad de OI, el cloro se aplica principalmente para el pretratamiento y se debe realizar un proceso de decloración antes de la unidad de OI.

Dicho lo anterior se están considerando algunas técnicas para el control de la bioincrustación de las membranas de OI, las técnicas incluyen la modificación de la superficie de la membrana, usando bioquímicos tales como enzimas, para reducir la concentración de microorganismos por filtración o para eliminar los nutrientes disponibles para los microorganismos en la corriente de alimentación del sistema OI y métodos de desinfección física como la luz ultravioleta, eléctrico y técnicas de ultrasonido (Liu et al, 2019).

Sin embargo, estas técnicas todavía están asociadas con algunas deficiencias, por ejemplo, alto costo, actividad insuficiente, baja estabilidad, control de bioincrustaciones muy específico o alterativo todavía. Los métodos químicos siguen siendo atractivos debido a su eficacia y simples para utilizar. La cloramina mostró potencial para el propósito, pero existe el riesgo de dañar la membrana OI cuando el metal está presente como iones (Liu et al, 2019).

4.3.3.- Alternativas Operacionales para Combatir el Ensuciamiento.

El presente capitulo recopila algunas de las mejores prácticas operacionales expuestas en el congreso y seminarios de desalación de los últimos 3 años.

Para contrarrestar los efectos del ensuciamiento, los operadores de plantas

desalinizadoras finalmente recurren a la limpieza química, que ocurre en tiempo de inactividad del sistema, con riesgos asociados a daños en la membrana y generación de desechos químicos. Es por ello que estas limitaciones han impulsado, la limpieza sin productos químicos. Trabajos recientes han demostrado la viabilidad de la limpieza osmóticamente inducida (OIC), donde una membrana se somete efectivamente a un retrolavado osmótico.

Sin embargo, a la luz de informes contradictorios, un análisis más profundo y una comprensión de los mecanismos subyacentes involucrado es necesario. En este trabajo, se examina la efectividad de OIC, se aclaran los mecanismos subyacentes, y se investiga la aplicabilidad potencial en presencia de espaciadores. Se adopta el alginato de sodio como modelo.

Se utilizan membranas OI comerciales sometidas a un ensuciamiento orgánico para emular las condiciones de ensuciamiento en la práctica. Luego se documenta el procedimiento de limpieza. Los resultados experimentales demuestran una limpieza efectiva, dando una recuperación de flujo de 10- 30% dependiendo de las condiciones experimentales, además se conserva la integridad de la membrana. Para investigar el efecto de OIC, sobre una biopelícula real de Cobetia marina, exponiéndola a soluciones de mayor salinidad. Los resultados indican que, si bien la exposición a salinidades más altas afecta la propagación del biofilm y el recuento de bacterias, el método está lejos de eliminar completamente el biofilm o evitar que vuelva a crecer una vez que se reanuda la operación (Labban et al,2019).

Otro caso de estudio nos comenta sobre un método de operación estable, de bajo costo, que no es frecuente encontrarlo a lo largo del Golfo Arábigo debido a que constituye un sistema de mar semi-cerrado.

La razón principal de la dificultad de operación es: la dificultad para prevenir en la membrana incrustaciones severas causadas por materia orgánica y biológica en el agua de alimentación de OI, alto costo químico debido a frecuentes limpiezas de membranas, alto impacto ambiental por los productos químicos inyectados en el agua de alimentación de OI para evitar ensuciamiento de la membrana y la alta tasa de reemplazo de la membrana debido al deterioro del rendimiento de la planta.

La planta se denomina SWCC Ras Al khair SWRO y se considera como la planta más exitosa del mundo, debido a las

siguientes características, que resultan clave de la planta: La mejor opción de membrana OI de triacetato de celulosa que tiene tolerancia al cloro, Excelente diseño e ingeniería de planta y Mejor equipo de gestión operativa, operación y mantención.

Para una zona exigente como es el Golfo Arábigo donde la actividad biológica es extremadamente alta, la tolerancia al cloro resulta ser la clave para evita la bioincrustación y sería la mayor diferencia con la membrana de poliamida en espiral. Por lo tanto, la planta SWCC Ras Al khair SWRO ha logrado una producción de agua estable, una buena calidad del agua del producto y una planta alta disponibilidad por más de 4 años a pesar de no haber reemplazo de membrana desde la puesta en marcha de la planta en 2014 hasta 2018 (Matsumoto et al, 2019).

Otro caso de estudio analizado busca encontrar el equilibrio de un sistema de agua de mar, entre la entrada óptima y la prevención del crecimiento de bioincrustaciones en la OI, presenta importantes desafíos operativos para los propietarios y operadores de plantas. Con agua de mar, una variedad de organismos marinos bioincrustantes ingresan al sistema de admisión. Las estructuras de toma son, en general, un ambiente ideal que proporciona las condiciones óptimas para el asentamiento y crecimiento de organismos marinos bioincrustantes.

La bioincrustación Marina da como resultado una mayor rugosidad de la pared y una reducción del diámetro interior de la tubería, lo que produce una pérdida significativa de carga en la estructura de toma. Esto tiene un alto impacto en la confiabilidad operativa del sistema de captación.

Para prevenir el asentamiento y crecimiento de bioincrustaciones marinas, se dosifican los biocidas en la toma de agua de mar. El cloro (como hipoclorito de sodio) es el más usado en las plantas SWRO., sin embargo, esto tiene un impacto directo en la tasa de crecimiento de materia orgánica y bioincrustaciones en las membranas de OI. Debido a que las grandes moléculas orgánicas generalmente exhiben una biodegradabilidad relativamente baja y una proporción de ellas se puede eliminar por procesos de pretratamiento (coagulación, filtración por arena, filtración por membrana). En cambio, entre más pequeñas las moléculas orgánicas exhiben una biodegradabilidad mucho más alta y no pueden eliminarse por coagulación o procesos de filtración por membrana.

Como consecuencia, el uso de cloro en la toma puede controlar la tasa de crecimiento de las bioincrustaciones, pero tiene un efecto adverso en los procesos aguas abajo, y en particular en las Membranas de ósmosis inversa. Debido a esto es fundamental establecer la metodología correcta en cuanto a la cloración para mantener un equilibrio entre la condición del sistema de toma de agua de mar y la operatividad a largo plazo de la planta SWRO (Polman et al, 2019).

El último estudio analizado para el presente capítulo, reviso uno de los principales problemas operativos en las plantas desalinizadoras de aguas de mar que son las floraciones de algas. Se debe tener métodos confiables para controlar el ensuciamiento de la membrana. Debido a que el potencial de ensuciamiento del agua cruda y su posterior pretratamiento es importante para prevenir y diagnosticar el ensuciamiento a tiempo, para lograr un desarrollo de las estrategias efectivas de control de incrustaciones, en la operación rentable del sistema de desalinización basados en membranas durante la proliferación de algas.

Este estudio, desarrollo algunos métodos como el índice de ensuciamiento modificado -ultrafiltración (MFI-UF), el líquido de detección de carbono orgánico por cromatografía (LC-OCD), las partículas transparentes de exopolímero (TEP), bacterias potenciales de crecimiento y otros parámetros de calidad del agua, como concentraciones de células de algas y clorofila-a.

Se aplicaron concentraciones para controlar el potencial de ensuciamiento de las condiciones de floraciones de algas simuladas en el laboratorio a escala, utilizando Rhodomonas balthica. También se aplicaron métodos para evaluar el desempeño del sistema de pretratamiento, en plantas desalinizadoras de agua de mar a gran escala.

El resultado mostró que el monitoreo de las membranas de las plantas de desalinización propensas a la proliferación de algas, deben incluir los siguientes parámetros: exopolímero transparente (TEP), concentración de biopolímero, potencial de crecimiento bacteriano e índice de ensuciamiento modificado (MFI- UF) para predecir mejor el rendimiento de la planta. Y además medir el potencial de crecimiento bacteriano (BRP) de una muestra de agua de mar para evaluar el rendimiento del pretratamiento de una planta desalinizadora de agua de mar (Dhakal et al, 2019).

5.- Conclusiones.

- El ensuciamiento de la membrana es debido a la presencia en la alimentación de sustancias que pueden interaccionar con ella, adsorbiéndose y/o precipitando en su superficie o penetrando en su interior. Debido a que cada tipo de agente ensuciante tiene sus propias características, ninguna característica en particular del diseño del sistema reducirá el potencial de ensuciamiento para todos los tipos de ensuciamiento. Sin embargo, es posible mitigar la presencia de ensuciamiento considerando calidad de aguas, pretratamiento y controles operacionales para proporcionar procedimientos sustentables, limpiezas rentables y restauraciones más eficaces.

- El ensuciamiento disminuye al incrementar la hidrofilidad ya que las moléculas orgánicas tienden a interactuar con moléculas hidrófobas aumentando el ensuciamiento en la superficie de la membrana. También disminuye cuando el flujo en contacto con las superficies rugosas promueve la turbulencia cerca de las paredes de la superficie aumentando la mezcla sobre la capa límite y con ello reduciendo el ensuciamiento. Otra forma de reducir el ensuciamiento es con un menor ángulo de contacto ya que indica mayor Hidrofilidad, por tanto, disminuye el ensuciamiento. Otros ajustes operacionales que nos pueden ayudar a controlar el ensuciamiento, es controlar la polarización, debido a que es un proceso reversible que se controla con la velocidad del flujo, pH bajos evitan ensuciamiento por incrustación de sales y pH > 5 evitan ensuciamiento de proteínas y ácidos orgánicos, la baja temperatura disminuye el ensuciamiento por cristales de sales y por último el control del flujo ya que cuando el flujos de trabajo es menor que flujo crítico, el ensuciamiento disminuye.

- El cloro sigue siendo el biocida más barato y el más utilizado, pero puede atacar y dañar químicamente los grupos amida de una membrana de poliamida OI. Por lo tanto, en un proceso de tratamiento de agua que consiste en una unidad de OI, el cloro se aplica principalmente para el pretratamiento y se debe realizar un proceso de decloración antes

de la unidad de OI. Debido a que la cloración del agua de mar oxida material orgánico relativamente inerte en material orgánico biodegradable. Genera descargas que pueden contribuir significativamente a la bioincrustación del medio.

- Las aguas de mar superficiales por lo general contienen una alta concentración de sólidos en suspensión, materia orgánica y presenta una gran variabilidad en su calidad fisicoquímica. Lo que significa que tienen un alto potencial de ensuciamiento y bioincrustación, y es necesario desarrollar una estrategia de limpieza efectiva para mantener la filtración de membrana y la producción de agua. Sin embargo, las tomas de agua de mar por medio de obras de captación en los acuíferos costeros nos pueden dar la solución más adecuada y menos costosa, debido a que los sistemas de suministro de agua de alimentación desde el subsuelo utilizan las propiedades naturales de los sedimentos del suelo, que conforman el acuífero para filtrar la materia orgánica y los sedimentos en suspensión.

6.- Bibliografía.

Alvarez Sergio y Manríquez Sancho (2011). Galerías de Infiltración.

Al-Amoudi A. y Lovitt R.W. (2007). Fouling strategies and the cleaning system of NF membranes and factors affecting cleaning efficiency. Journal of Membrane Science.

Al-Amoudi A.S y Farooque A.M. (2005). Performance, restoration and autopsy of NF membranes used in seawater pretreatment. Desalination.

Argüello M A., Álvarez S. Riera F A y Álvarez R (2003). Enzymatic cleaning of inorganic ultrafiltration membrane used for whey protein fractionation.

Ayumantakath Mohammed, Al Shaiae Mohammed, Green Troy., Miyakawa Hiroki, Ito Yohito, Kurokawa Hideaki, Fusaoka Yoshinari, Al Amoudi Ahmed (2019). Reliable Sea Water RO Operation With High Water Recovery And No-Chlorine / No -SBS Dosing In Arabian Gulf. Saudi Arabia.

Bacchin. P., Aimar. P., Field. R.W. (2006). Critical and sustainable fluxes: theory. experiments and applications.

Baker J.S y Duclley L.Y. (1998). Biofouling in membrane systems - A review. Desalination.

Barger M. y Carnahan R.P. (1991). Fouling prediction in reverse osmosis process.

Barreiro Macelo (2019). Notas de la Oceanografía Dinámica.

Bartlett M., Bird M R y Howell J A (1995) An experimental study for the development of a qualitative membrane cleaning model.

Bellona. C. y Drewes. J. (2005). The role of membrane surface charge and solute physico-chemical properties in the rejection of organic acids by NF membranes.

Bellona C., Drewes J., Xu P., Amy G. (2004). Factors affecting the rejection of organic solutes during NF/RO treatment—a literature review. Water Research.

Buendía Candel Rafael. Zarzo Martínez Domingo. Ravazzini Aldo. Campos Pozuelo Elena. Terrero Rodriguez Patricia. Calzada Garzón Mercedes (2019). Unexpected Changes In The Intake Area Of a SWRO Intake Ta¿hat May Afefect Dramatically The Performance.

Carey. F. y Sundberg. R. (2000). Advanced Organic Chemistry: Reactions and Synthesis. 4th ed. Springer. New York. USA.

Casado A. y A. Letona A. (2005). Presente y futuro de los pretratamientos evolución de uno de los retos clave en las grandes desaladoras.

Cheryan M. (1998). Ultrafiltration and Microfiltration Handbook. Technmic Publishim Company.

Cheryan M.C. (1986). Ultrafiltration Handbook. Pennsylvania. EE.UU: Lancaster.

Chesters S.P., Peña N., Gallego S., Fazel M., Armstrong M.W., del Vigo F. (2011). Results from 99 seawater RO membrane autopsies. IDA World Congress. Perth. Western Australia.

Childress. E. y Elimelech. M. (2000). Relating nanofiltration membrane performance to membrane charge (electrokinetic) characteristics.

CITME (2006). Círculo de Innovación en Tecnologías Medioambientales y Energía (CITME).

Coker S. y Sehn P. (2000). Four years field experience with fouling resistant reverse.

D'Souza N M y Mawson A J (2005). Membrane cleaning in the dairy industry: A Review. Critical reviews in food science and nutrition.

Daufin G. Merin U. Labbe J.P. Quemerais A y Kerhervé F.L (1991). Cleaning of

inorganic membranes after whey and milk ultrafiltration.

De Acuña Esther (2020). Métodos de detección y caracterización de precursores de biofouling en agua de mar. Alternativas de diseño y métodos de operación para minimizar su impacto sobre las membranas de ósmosis inversa.

De Miguel Mario (2016). Sistemas de captación en desaladoras de agua de mar (I). Tomas abiertas.

Dhakal Nirajan, Salinas Rodriguez Sergio, Knops Frans, Schippers Jan C., Kennedy Maria D. (2019). Algal Blooms And Fouling Potencial In Membrane Based Desalination Systems.

Dreeszen P.H. (2003). The key to understanding and controlling bacterial growth in Automated Drinking Water Systems.

Elimelech M., Zhu X., Childress A.E., Hong S. (1997). Role of membrane surface morphology in colloidal fouling of cellulose acetate and composite aromatic polyamide reverse osmosis membranes.

Fritzmann C., Löwenberg J.,Wintgens T. y Melin T. (2007). State-of-the-art of reverse osmosis desalination. Desalination.

García Pacheco Raquel (2011). Estado del Arte del Ensuciamiento. Limpieza y Modificación de la Superficie de Membranas de Filtración para el Tratamiento de Disoluciones Acuosas.

Goosen M.F.A., Sablani S.S., Al-Hinai H., Al-Obeidani S., Al-Belushi R., Jackson D. (2004). Fouling of Reverse Osmosis and Ultrafiltration Membranes.

Gutiérrez Santiago (2011) Desalación de Aguas de Mar Mediante Osmosis Inversa. Estudio de los Mecanismos de Ensuciamiento y Limpieza de la Membranas.

Hernández. A., Tejerina. F., Arribas. J.I., Martínez. L., Martínez. F. (1990). Microfiltración. Ultrafiltración y osmosis inversa. Secretariado de publicaciones de la Universidad de Murcia. Murcia.

https://www.fluencecorp.com/es/desalinizacion-en-america-latina (Fluence)

Kabsch-Korbutowicz M., Majewska-Nowak K., Winnicki T. (1999). Analysis of membrane fouling in the treatment of water solutions containing humic acids and mineral salts. Desalination.

Kato. K., Sano. S., Ikada. Y. (1995). Protein adsorption onto ionic surfaces. Colloids and Surfaces B.

Khedr M.G. (2000). Membrane fouling problems in reverse osmosis desalination applications. Desalination & Water Reuse.

Koros. W.J., Ma. Y.H., Shimizu. T. (1996). Terminology for membranes and membrane processes -IUPAC recommendations.

Labban Omar, Goon Grace, Foo Zi, Zhao Xuanhe, Lienhard John (2019). Osmotically-Induced Cleaning Of Fouled Reverse Osmosis Mombranes In Desalination.

Lee. K.P., Arnot. T.C., Mattia. D. (2011). A review of reverse osmosis membrane materials for desalination Development to date and future potencial.

Lee. S. y Elimelech. M. (2007). Salt cleaning of organic-fouled reverse osmosis membranes.

Lee. S.; Seng-Ang. W.; Elimelech. M. (2006). Fouling of reverse osmosis membranes by hydrophilic organic matter: implications for water reuse.

Lim A.L. y Bai R. (2003). Membrane fouling and cleaning in microfiltration of activated sludge wastewater. Journal of Membrane Science

Liu H. y Fang H.H.P. (2002). Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of sludges. Journal of Biotechnology

Liu Yutie. Chai Shaohu. Han Lingfeng. (2019). Biofouling Control For Reverse Osmosis And Nanofiltration Membrenes.

Lyko. S., Wintgens. T., Al-Halbouni. D., Baumgarten. S., Tacke. D., Drensla. K., Janot. A., Dott. W., Pinnekamp. J., Melin. T. (2008). Long-term monitoring of a full-scale municipal membrane birreactor-characterisation of foulants and operacional performance.

Mallevialle. J., Odendaal. E., Wisner. P., Mark. R. (1998). Tratamiento del agua por procesos de membrana. Principios. Procesos y aplicaciones. Traducido por Claudio Míguez Gómez. Madrid. McGraw-Hill.

Marín Rafael (2017). Características Físicas. Químicas y Biológicas de las Aguas.

Martínez A. (2004). Obtención de Oligosacáridos de Leche de Diferente Especies por Tecnología de Membranas.

Masumoto Nobuyuki. Tanaka Toshitaka. Ito Yuji. AlHarthi Mohamad S., Al

Anazi Abdullah Beshbesh. Al Johani Hamid Mahmoud. (2019). Successful Largest SWRO Plant Operation In Arabian Gulf Witc CTA Hollowfiber RO Membrane.

McCutcheon. J.R. y Elimelech. M. (2006). Influence of concentrative and dilutive internal concentration polarization on flux behavior in forward osmosis.

Melián Martel Noemi (2015). Caracterización y Evaluación del Ensuciamiento en Membranas de Osmosis Inversa con Combinación de Agentes de Ensuciantes.

Melo L.F y Bott T.R (1997). Biofouling in Water Systems. Experimental Thermal Science.

Mi. B.M. y Elimelech. M. (2010). Organic of forward osmosis membranes: Fouling reversibility and Cleaning without Chemicals reagents.

Mohammadi T., Moghadam M. K., Madaeni S.S (2002). Hydrodynamic factors affecting flux and fouling during reverse osmosis of seawater.

Mohammadi. T.; Madaeni. SS.; Moghadam. MK. (2003). Investigation of membrane fouling. Desalination.

Mulder. M. (1991). Basic principles of membrane technology. Kluwer Academic Publishers.Dordrecht Netherlands.

Mulder. M. (1997). Basic Principles of Membrane Technology. (2Ed.). Kluwer Academic Publishers. Dordrecht

Ning R.Y. (1999). Reverse osmosis process chemistry relevant to the Gulf. Desalination.

Nyström M., Ruohomäki K., Kaipia L. (1996). Humic acid as a fouling agent in filtration. Desalination.

Oh J-H., Choung Y-K., Lee S., Choi J-S., Hwang T-M. y Kim J.H. (2009). Scale formation in reverse osmosis desalination: model development. Desalination.

Orostizaga Estefani (2018). Diseño Preliminar de Captaciones Costeras de Agua de Mar - Aplicación en la Costa Central y Norte de Chile.

Peña N., Gallego S., del Vigo F., Chesters S.P. (2013). Evaluating impact of fouling on reverse osmosis membranes performance.

Peña Nuria, Velasco Victoria, Rodriguez Javier y Del Vigo Fernando (2018). Daño Irreversible en las Membranas de Ósmosis Inversa ISBN 978-84-09-04625-6.

Polman Harry. Kanavoutsos Mary. Attenborough Tony. Kamal Haider. (2019). Finding the biofouling control balance for SWRO plants.

Pontié. M., Rapenne. S., Thekkedath. A., Duchesne. J., Jacquemet. V., Leparc. J. & Suty. H. (2005). Tools for membrane autopsies and antifouling strategies in seawater feeds.

Potts D.E, Ahlert R.C y Wang S.S (1981). A critical review of fouling of reverse osmosis membranes. Desalination.

Pulido Bosch Antonio y Rodríguez Tomás (2008). Los Acuíferos Costeros y el Suministro de Aguas de Mar a las Plantas Desaladoras.

Quiroga Alonso, López Ramírez, Hassani Zerrouk. (2009). Ensuciamiento de membranas de ósmosis inversa por coloides. Estudio de la interacción entre la superficie de las membranas las partículas.

Rana. D. y Matsuura. T. (2010). Surface Modifications for Antifouling Membranes.

Redondo J.A y Lomax. I. (2001).Y2K generation FILMTEC RO membranes combined with new pretreatment techniques to treat raw water with high fouling potential: summary of experience. Desalination.

Redondo J.A, Lomax I. (1997). Experiences with the pretreatment of raw water with high fouling potential for reverse osmosis plant using FILMTEC membranes. Desalination.

Riedl. K., Girard. B., Lencki. W. (1998). Influence of membrane structure on fouling layer morphology during apple juice clarification.

Rodríguez Antonio. Letón Pedro. Rosal Roberto. Dorado Miriam. Villar Susana. Sanz Juana (2006). Informe de Vigilancia Tecnologia VT2 Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales.

Rodríguez Estrella. T. (2007). La captación de acuíferos para abastecimiento a plantas desaladoras. “Los acuíferos costeros: retos y soluciones”.

Roudman A.R. y DiGiano F.A. (2000). Surface energy of experimental and commercial nanofiltration membranes: effects of wetting and natural organic matter fouling. Journal of Membrane Science.

Roux I.I, Krieg H.M, Yeates C.A, Breytenbach J.C. (2005). Use of chitosan as an antifouling agent in a membrane bioreactor. Journal of Membrane Science.

Sablani. S. S., Goosen. M. F., Alcbelushi. R. & Wilf. M. (2001). Concentration polarization in ultrafiltration and reverse osmosis: a critical review. Desalination.

Sahachaiyunta P., Koo T. y Sheikholeslami R. (2002). Effect of several inorganic species on silica fouling in RO membranes. Desalination.

Sánchez. J. M., Casañas. A., García. M. R., Zarzo. A. J., Gonzalo. M., Gallego. S., Marcó. J., Benito. B., Monforte. L., Urgoiti. N., Pérez. M. R., Aznar. R., Luque. F., Guerrero. L., & Roset. J. (2009). Guía de Desalación: aspectos Técnicos y sanitarios en la producción d agua de consumo humano. En Ministerio de Sanidad y política Social (Ed.). Ministerio De Sanidad Y Política Social.

Sarkar. A., Carver. P.I., Zhang. T., Merrington. A., Bruza. K.J., Rousseau. J.L., Keinath. S.E., Dvornic. P.R. (2010). Dendrimer-based coatings for surface modification of polyamide reverse osmosis membranes.

Schäfer. A.I., Martrup. M., Lund-Jensen R. (2002). Particle interactions and removal of trace contaminants from water and wastewaters.

Schäfer. A.I., Andritsos. N., Karabelas. A.J., Hoek. E.M.V., Schneider. R., Nyström. M. (2004). Fouling in Nanofiltration. in: Nanofiltration – Principles and Applications. Schäfer A.I. Waite T.D. Fane A.G. (Eds).

Scott K., Mahood A.J., Jachuck R.J., Hu. B. (2000). Intensified membrane filtration with corrugated membranes.

Sheikholeslami R. y Tan S. (1999). Effects of water quality on silica fouling of desalination plants. Desalination.

Shirazi S. Lin C., Chen D. (2010). Inorganic fouling of pressure-driven membrane processes-A critical review.

Song L. (1998). Flux decline in crossflow microfiltration and ultrafiltration: mechanisms and modelling of membrane fouling. Journal of membrane science.

Sotto. A. (2008). Aplicatión de la tecnología de membranas de nanofiltración y ósmosis inversa para el tratamiento de disoluciones acuosas de compuestos fenólicos y ácidos carboxílicos. Tesis docotoral. Universidad Rey Juan Carlos. Madrid.

Susanto. H., Arafat. H., Janssen. E.M.L., Ulbricht. M. (2008). Ultrafiltration of polysaccharide–protein mixtures: elucidation of fouling mechanisms and

fouling control by membrane surface modification.

Tran. T., Bolto. B., Gray. S., Hoang. M. & Ostarcevic. E. (2007). An autopsy study of a fouled reverse osmosis membrane element used in a brackish water treatment plant. Water Research.

Tu S.C., Ravindran. V., Den. W., Pirbazari. M. (2001). Predictive membrane transport model for nanofiltration processes in water treatment.

Tzotzia Ch., Pahiadakib T., Yiantsios S.G., Karabelas A.J, N. Andritsosa N. (2007). A study of CaCO3 scale formation and inhibition in RO and NF membrane processes. Journal of Membrane Science.

Ulbricht M.; Richau K.; Kamusewitz H. (1998). Chemically and morphologically defined ultrafiltration membrane surfaces prepared by heterogeneous photo-initiated graft polymerization.

Ures Rodríguez Pablo. Jácome Burgos Alfredo. Suárez López Joaquín (2015). Filtración en Membranas y Osmosis Inversa (FT-TER-005)

Van der Bruggen B., Braeken L., Vandecasteele C. (2002). Flux decline in nanofiltration due to adsorption of organic compounds. Sep. Purif. Technol.

Villalobos Brian Andrew, Williams Dennis Edgar. (2019). Subsurface Intakes for Desalination Feedwater Supply: Lessons Learned from Two Slant Well Test Sites and Long-Term Pumping Programs in California.

Vrouwenvelder J.S. y Van der Kooij D. (2002). Diagnosis of fouling problems of NF and RO membrane installations by a quick scan.

Yan. L., Li. Y-S., Xiang. C-B., Xianda. S. (2006). Effect of nano-sized Al2O3-particle addition on PVDF ultrafiltration membrane performance.

Yiantsios S.G, Sioutopoulos D., Karabelas A.J. (2005). Colloidal fouling of RO membranes: an overview of key issues and efforts to develop improved prediction techniques.

Yiantsios. S.G. y Karabelas. S. (1998). The effect of colloid stability on membrane fouling.

Zapata José (2006). Efecto de la Limpieza Química en la Permeabilidad de las Membranas Ceramicas de Ultrafiltración.

Zeman L. y Zydney A. (1996). Microfiltration and Ultrafiltration: Principles and Applications.

Zhu. L.P., Dong. H-B., Wei. X.Z., Yi. Z., Zhu. B.K., Xu. Y.Y. (2008). Tethering hydrophilic polymer brushes onto PPESK membranes via surface-initiated atom transfer radical polymerization.

Zou. L., Vidalis I., Steele D., Michelmore A., Low S.P., Verberk J.C. (2011). Surface hydrophilic modification of RO membranes by plasma polymerization for low organic fouling.

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ
Y
UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

MÁSTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

PROYECTO DE FIN DE MÁSTER

EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE DESINFECCIÓN DE LOS COMPONENTES DE LA ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES DE LA PARROQUIA CEBADAS, PROVINCIA DE CHIMBORAZO, ECUADOR.

AUTOR:
Hugo Andrés Sánchez Velasco

DIRECTOR:
Alice Luminita Petre Bujan (Institución)

Alcalá de Henares, 24 de mayo de 2022

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN 1
2. METODOLOGÍA 2
2.2. Tratamiento Primario 4
2.3. Tratamiento Secundario 5
2.4. Tratamiento de Lodos..... 6
2.5. Toma de muestras y análisis de Laboratorio..... 7
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN..... 9
3.1. ANÁLISIS PARÁMETROS FISICOQUÍMICA EDAR-CEBADAS..... 10
7.2. Análisis microbiológicos EDAR-Cebadas. 16
3.3. Porcentaje de remoción de toda la línea de agua de la EDAR-Cebadas. 18
3.4. Evaluación descarga de la EDAR-Cebadas a medios receptores de agua dulce19
4. CONCLUSIONES 20
5. BIBLIOGRAFÍA..... 20

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Procesos de Tratamiento y grados de remoción..... 4
Tabla 2: Método aplicado para determinación de varios parámetros en agua residual..... 8
Tabla 3: Características hidráulicas, tipo de vegetación y granulometría de estratos 9
Tabla 4: Resultados de análisis de agua residual en puntos de muestreo 10
Tabla 5: Caracterización fisicoquímica y eficiencia de la EDAR Cebadas 11
Tabla 6: Eficiencia nutrientes EDAR-Cebadas puntos P1 y P2..... 15
Tabla 7: Eficiencia nutrientes EDAR-Cebadas puntos P2 y P3..... 16
Tabla 8: Resultados de análisis microbiológicos EDAR – Cebadas 17
Tabla 9: Caracterización de agua del río Cebadas 19

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Cámara de Rejas..... 3
Figura 2. Tanque séptico EDAR-Cebadas 5
Figura 3. Humedal artificial de flujo subsuperficial EDAR-Cebadas..... 6
Figura 4. Lecho de Secado de Lodos..... 6
Figura 5. Flujograma Proceso de Depuración del Afluente..... 6
Figura 6. Estación Depuradora de Aguas Residuales Cebadas. Implantación 6
Figura 7. Puntos de muestreo 7
Figura 8. Marcadores de Porcentaje de Remoción..... 18
Figura 9. Calidad de Agua Residual Tratada en la Descarga al Cuerpo de Agua Dulce..... 19

TABLA DE ABREVIATURAS

ODS: Objetivos de Desarrollo Sostenible

EDAR: Estación Depuradora de Aguas Residuales

RESUMEN

El recurso del agua, su uso, tratamiento y reposición ha sido un tema de importancia en las últimas décadas. La sociedad, en sus diversas agrupaciones, se ha beneficiado del agua natural para uso industrial, agrícola, consumo humano, y otros.

Para el consumo humano el agua ha sido captada, conducida, tratada, almacenada y distribuida a los habitantes de una comunidad. Luego de ser usada es evacuada por un sistema de desagüe hacia una parcela de terreno lo suficientemente alejada o un cuerpo de agua dulce o salada según la ubicación del poblado. Es en este último punto que se enfoca el estudio, la descarga del agua residual en un cuerpo de agua dulce.

Para que el agua residual sea descargada se implementa un tratamiento depurador constituido de varias etapas de manera tal que los elementos contaminantes contenidos en el líquido residual sean eliminados o removidos a valores admisibles de la norma local.

Se evalúa la eficiencia de los distintos procesos de depuración de la Estación Depuradora de Aguas Residuales de la comunidad de Cebadas, sector rural ubicado en la zona central Andina rural de Ecuador. Este poblado evacúa las aguas servidas por medio de un sistema de alcantarillado sanitario hacia el tratamiento depurador previo a la descarga del cuerpo de agua dulce. Dependiendo de la eficiencia de desinfección del agua residual se mencionará si el efluente tratado se encuentra en condiciones admisibles para ser descargado y/o reutilizado. Además, se analiza la posibilidad de implementar un tratamiento adicional al sistema.

1. INTRODUCCIÓN

En los últimos años el mundo ha experimentado una escasez de agua, tanto para el consumo humano, vegetal y animal como para su uso en varias industrias. De aquí ha nacido la necesidad de los organismos internacionales y locales de cada territorio, que custodian el bienestar del líquido vital, para normar su captación, almacenamiento, distribución, consumo y tratamiento para los diferentes usos que las personas le han atribuido.

Específicamente nos vamos a referir al uso humano como consumo de agua potable e industrial, sea este último para alimentos, agricultura, ganadería, textil, construcción.

Nosotros, como seres humanos, nos hemos beneficiado del agua dulce sin preocuparnos que éste recurso se vaya deteriorando, pudiendo llegar a constituirse como un líquido inútil para nuestros usos por el nivel de contaminación que le adjudicamos luego de ocuparla en cada una de nuestras actividades.

La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, (FAO, 2020) menciona: “La necesidad urgente de garantizar la gestión sostenible de los recursos hídricos para todos, ocupa un lugar destacado en la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible. En particular, el ODS 6 (“Garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos”) abarca muchas dimensiones clave

relacionadas con la disponibilidad y la gestión de los recursos hídricos."

El crecimiento demográfico es un importante factor determinante de la escasez de recursos hídricos, puesto que el incremento de la población incide en el aumento de la demanda de agua.

Otro importante factor determinante son los mayores niveles de ingresos y urbanización, que dan lugar a un incremento de la demanda de agua por parte de los sectores de la industria, la energía y los servicios, así como a cambios en los hábitos alimentarios.

Ante tal preocupación hemos empezado a darle un mejor manejo al agua, para conservar su naturaleza beneficiosa para los seres vivos del planeta.

Aun así, el mal uso prolongado del agua dulce ha deteriorado su naturaleza, llevando a varias zonas del planeta a buscar diferentes soluciones para recuperarla, dando inicio a los tratamientos de desinfección en estaciones depuradoras donde, después de ser sometida a varios procesos, se pretende devolver el líquido a su ciclo natural bajo ciertos parámetros de calidad que se consideran aceptables.

El presente documento hace referencia a un caso puntual, una población que ha optado por implementar el tratamiento del agua residual a su sistema de alcantarillado sanitario, con el objetivo de lograr una depuración normativamente aceptable previo a su descarga en un cuerpo de agua.

Se realiza una evaluación al proceso de desinfección en cada una de las etapas de tratamiento en la estación depuradora, con la finalidad de comprobar la eficiencia de su desinfección, discutir los resultados y, de ser necesario, implementar un tratamiento adicional para mejorar la eficiencia de la Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR).

2. METODOLOGÍA

La Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) contempla un conjunto de tanques con diversas características conectados entre sí, de tal manera que su funcionamiento cumpla con la desinfección del agua residual que llega a ella por medio de la red sanitaria del sector, para posteriormente ser descargada en una quebrada o cuerpo de agua dulce.

La Estación Depuradora de Aguas Residuales de la comunidad de Cebadas se ha dispuesto al final de la red sanitaria para que su afluente sea tratado y su vertido cumpla con los requerimientos locales. La EDAR capta el afluente de agua residual de alrededor de 1025 habitantes proyectados al año 2038, al establecer un período de diseño de 20 años.

La EDAR, capta el caudal de agua residual del último buzón de la línea de alcantarillado de la parroquia Cebadas. En su ingreso existe un canal de entrada, rejas de limpieza manual y el *by pass*. El canal de entrada es la estructura en la cual descarga la tubería del colector de conducción.

A continuación, se describe el esquema de tratamiento de la EDAR.

2.1. Pretratamiento

Este proceso inicial consta de una cámara de rejas, compuesta por una caja de concreto simple de sección típicamente rectangular,

concebida como canal de transición, por el cual circula el afluente hasta una reja formada por barras de acero corrugado de diámetro 14 mm. La transición del canal debe ser suficiente para la retención de los desperdicios, evitando que éstos interfieran en las etapas de depuración siguientes. La cámara de rejas está diseñada de tal modo que, al rebasar una cierta altura de lámina de agua, se vierta hacia otro canal que conducirá el rebose del afluente hacia las siguientes etapas o lo direccionará, por medio de una caja de revisión adjunta, hacia la descarga de forma directa. Este último direccionado se usa para realizar el mantenimiento de las instalaciones.

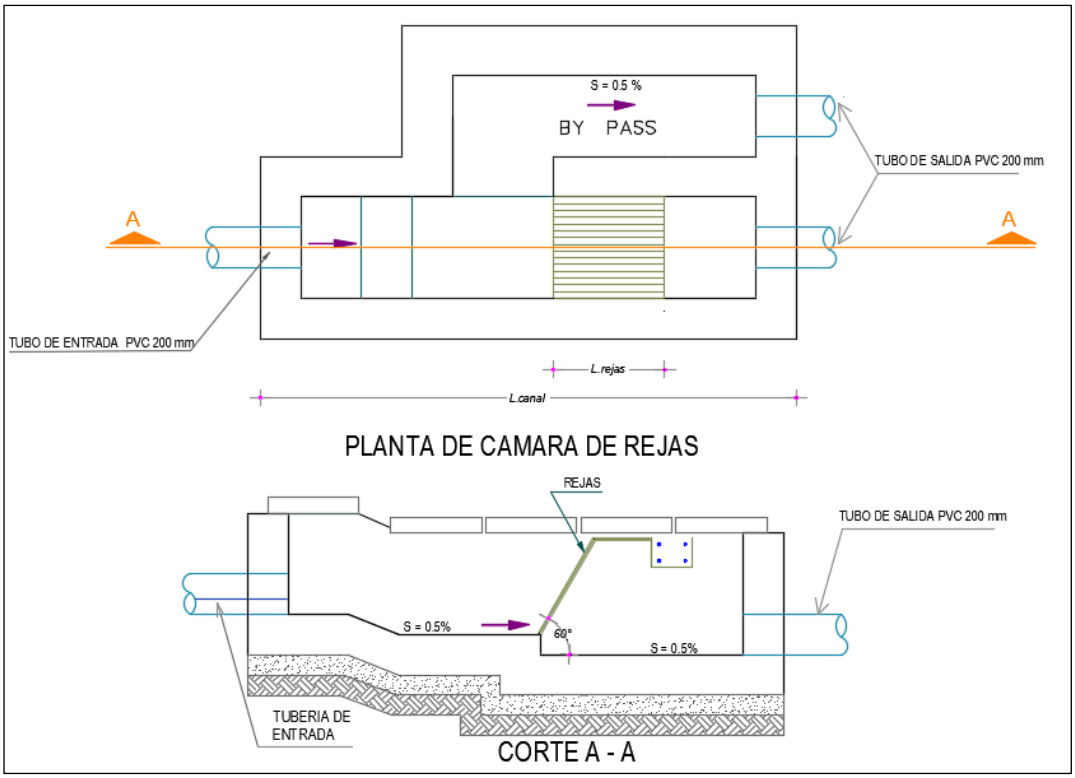


Figura 1. Cámara de Rejas

Fuente: Elaboración Propia

Continuando con la línea de agua existe un tanque repartidor de caudal cuya finalidad comprende separar el caudal de diseño, esperando que sea sólo el caudal sanitario el que ingrese al sistema de tratamiento, mientras que el exceso, la diferencia entre el caudal sanitario y el caudal de diseño de la red, se evacue por un orificio lateral hacia la descarga asumiendo, por supuesto, que este caudal es el representativo de aguas ilícitas e infiltración y en algún caso, el excedente de avenidas eventuales debidas a intensas precipitaciones del sector. Logrando así, que el sistema no sature su funcionamiento, haciéndolo más práctico y eficiente al trabajar para caudales menores a los de diseño de las redes de alcantarillado sanitario, cuyo caudal de diseño comprende 6.07 l/s.

Posterior al tanque repartidor, se encuentra un tanque distribuidor. Esta estructura trabajará bajo el criterio del caudal sanitario, serán de dos tipos, uno de ellos con dos ramales de

distribución por compuertas y sin vertedero lateral, y el otro con un ramal distribuidor y un vertedero lateral. El primero de ellos se ubicará inmediatamente después del tanque repartidor de caudales y el otro tipo de distribuidor luego de la fosa séptica, el cual posee un caudal sanitario Qs=1.138 l/s

2.2. Tratamiento Primario

Este proceso se realiza por medio de dos fosas sépticas trabajando en paralelo, su objetivo es no interrumpir el funcionamiento del proceso cuando éste requiera reparación o mantenimiento. Los tanques son de superficie rectangular, en ellos ocurren la sedimentación y la digestión de los lodos y líquidos por medio de un tratamiento anaerobio. En la tabla 1 se puede observar los porcentajes de remoción de acuerdo con el tipo de tratamiento empleado.

Tabla 1. Procesos de Tratamiento y grados de remoción

PROCESO DE TRATAMIENTO	REMOCIÓN, %		REM., ciclos log $_{10}$	
	DBO	Sólidos Suspendidos	Bacteria	Helminto
Sedimentación primaria	25 – 40	40 – 70	0 – 1	0 – 1
Lodos activados (a)	55 – 95	55 – 95	0 – 2	0 – 1
Filtros percoladores (a)	50 – 95	50 – 92	0 – 2	0 – 1
Lagunas aireadas (b)	80 – 90	(c)	1 – 2	0 – 1
Zanjas de oxidación (d)	90 – 98	80 – 95	1 – 2	0 – 1
Lagunas de estabilización (e)	70 – 85	(c)	1 - 6	1 – 4

Fuente: (Secretaria del Agua, s. f.)

Para cumplir con la normativa local se espera que la remoción de DBO5 en esta etapa de al menos el 25% y la eliminación de sólidos suspendidos del 40% a 70%. Estos parámetros serán controlados dependiendo de los valores que arroje el muestreo del agua residual.

La fosa séptica consta de dos cámaras, la primera con al menos 2/3 del volumen total del tanque, denominada cámara de digestión donde se separan los sólidos suspendidos que decantan hacia el fondo, la espuma, aceite y grasas que puedan estar contenidos en el afluente quedan expuestos en la superficie de la lámina del líquido. La siguiente cámara de clarificación es donde el líquido libre de grasas y de materia sólida (fangos o lodos) es direccionada al siguiente proceso.

Los tanques sépticos contienen, cada uno, un volumen de 90 m3 para una superficie de 36 m2. El tiempo de retención es de medio día. En la figura 2 se detalla la planta y el corte del tanque séptico de la EDAR de Cebadas.

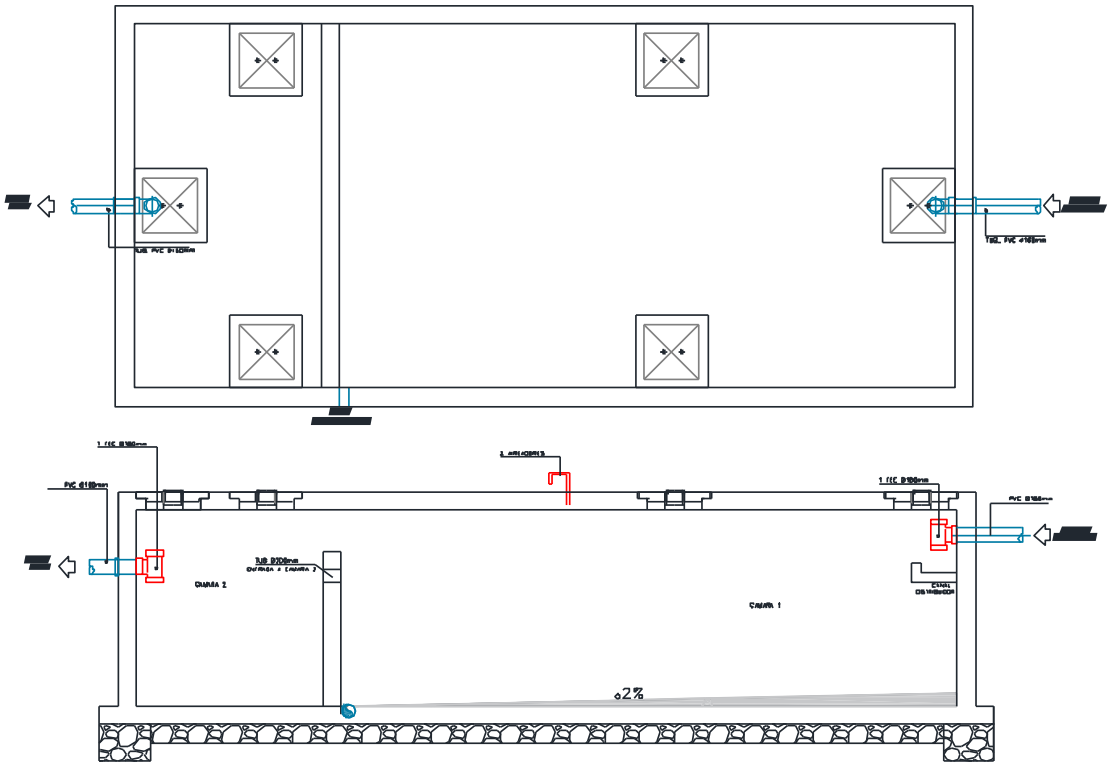


Figura 2. Tanque séptico EDAR-Cebadas

Fuente: Elaboración propia

2.3. Tratamiento Secundario

Esta etapa de tratamiento está cubierta por dos sistemas en paralelo, al igual que las fosas sépticas, los cuales se asemejan a humedales artificiales de flujo subsuperficial y a filtros percoladores, esto debido a que la profundidad que presentan es de 1.8 m, y la forma de distribución del agua residual es a través de toda la superficie, mediante el empleo de tubería perforada, la granulometría del estrato es de 3/4 pulgada en la capa superficial y de 2 pulgadas en la capa intermedia y baja. La dirección de distribución de agua residual al efluente del sistema es vertical en un inicio y horizontal en las capas más profundas. Por lo que a criterio este sistema representa una combinación entre un humedal de flujo subsuperficial y un filtro percolador.

Es de importancia conocer que "Un humedal es una eco tecnología que, mediante procesos de biotransformación y mineralización, permite reducir la concentración de carbono, nitrógeno y fósforo, por debajo de lo establecido por la normatividad vigente." (Pabello & Castañeda, 2014), mientras que un filtro percolador son lechos bacterianos que constan de un medio poroso a través del cual se hace pasar el agua a depurar, cuya diferencia radica que para que sea estrictamente un filtro percolador, el sistema debe trabajar en un régimen no saturado. (José Ferrer Polo, 2018)

A continuación, se describe con mayor detalle el sistema secundario de la EDAR-Cebadas, donde la distribución de caudal está

conformada por tubería PVC en forma de espinas de pez a lo largo del tanque. A este filtro se adhiere a su superficie un cultivo bacteriano llamado biopelícula o biofilm. El agua residual pretratada o decantada es rociada sobre el filtro, entrando en contacto con las bacterias que degradan la contaminación. El agua bruta pretratada es rociada sobre el lecho. En el seno de éste, el agua residual entra en contacto con la biopelícula y con el aire, permitiendo la disolución del oxígeno del aire en el líquido y su transferencia por difusión a la biopelícula junto con los nutrientes presentes en al agua residual. Además, el aire entra en contacto directo con la biopelícula, ya que el lecho no debe ser inundado. Así, las bacterias de la biopelícula incorporan la materia orgánica que lleva el agua a su metabolismo para generar nuevo tejido celular y mantener su actividad vital (figura 3).

El efluente resultante de este proceso continúa hacia el cuerpo de agua cercano a la EDAR.

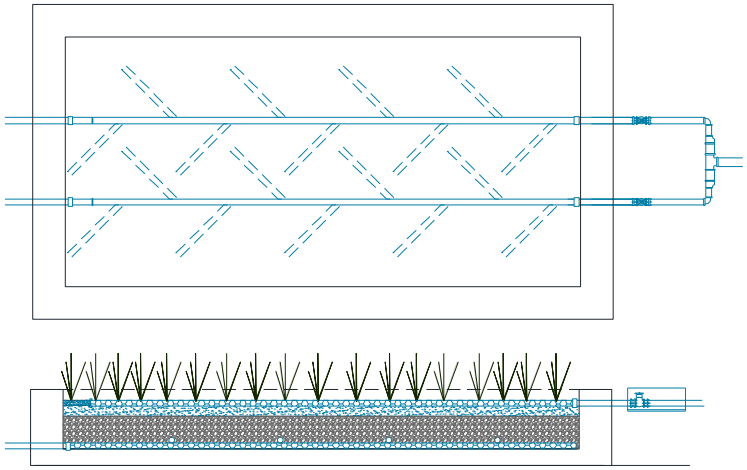


Figura 3. Humedal artificial de flujo subsuperficial EDAR-Cebadas

Fuente: Elaboración propia

2.4. Tratamiento de Lodos

Los lodos sedimentados en el tratamiento primario son dispuestos en depósitos con un medio filtrante, compuesto convencionalmente de una primera capa de bloques de concretos espaciados lo suficiente como para retener estos lodos, dejarlos secar y filtrar la parte líquida por una cama de arena y grava que le continúan a la primera. Luego de pasar por el medio filtrante el líquido es recogido y direccionado al tratamiento secundario o por recirculación al primer tratamiento. En el caso de la EDAR Cebadas, el efluente resultante del tratamiento de lodos se conduce hacia la descarga en el cuerpo de agua dulce.

El proceso de secado se basa en dos principios, la percolación a través del medio poroso y la evaporación que sucede al ser expuesto el lodo sobre la capa de bloque durante un tiempo determinado que puede llegar a ser de hasta semanas, dependiendo del clima del sector y las horas de luz solar. En la figura 4 se detalle un esquema del lecho de secado empleado en la EDAR Cebadas.

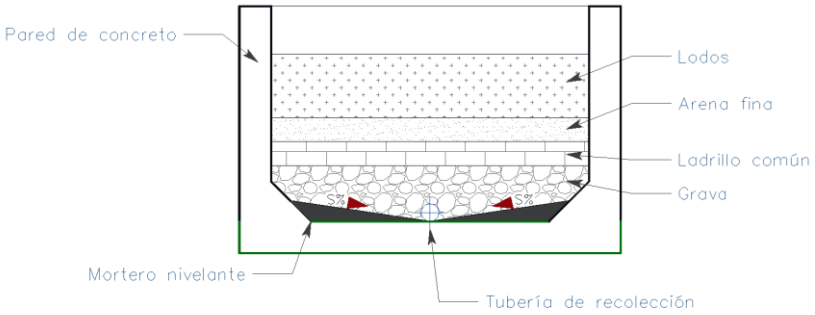


Figura 4. Lecho de Secado de Lodos

Fuente: Elaboración propia

El lodo se extiende sobre una capa disipadora compuesta normalmente por bloques de hormigón dispuestos sobre una capa de grava y se deja secar. El lodo se deshidrata por drenaje a través de la capa de material pétreo y por evaporación desde la superficie expuesta al aire. La mayor parte se extrae por drenaje, razón por la cual es fundamental disponer de un sistema de drenaje adecuado.

En la figura 5 se muestra un flujograma de la planta de tratamiento de agua residual de Cebadas.

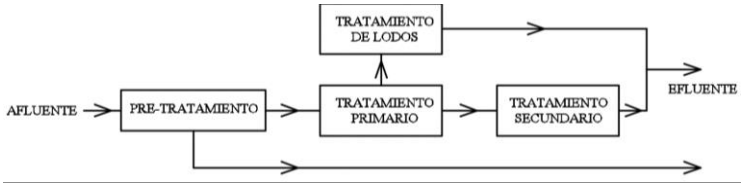


Figura 5. Flujograma Proceso de Depuración del Afluente

Fuente: Elaboración Propia

La figura 6 muestra la implantación de la EDAR Cebadas.

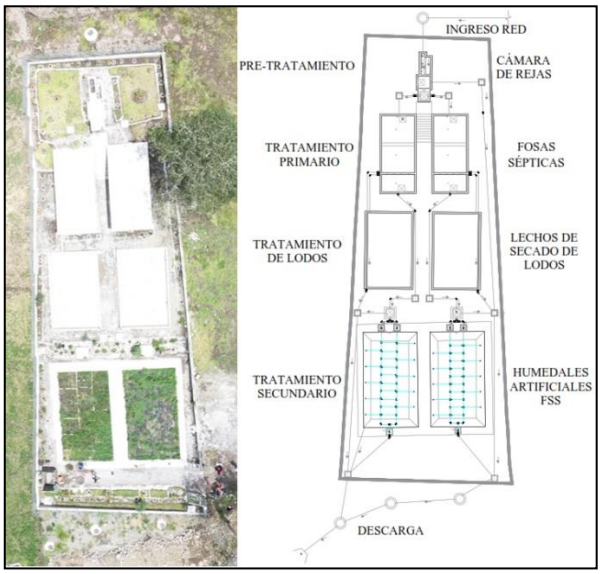


Figura 6. Estación Depuradora de Aguas Residuales Cebadas. Implantación

Fuente: Elaboración propia

2.5. Toma de muestras y análisis de Laboratorio

2.5.1. Muestreo

Se tomaron 4 muestras durante las etapas de tratamiento de la EDAR. La primera al ingreso del pre-tratamiento, ésta servirá para evaluar los parámetros de descarga en el sistema de alcantarillado de la cual se determinará la eficiencia de tratamiento al final del proceso. La segunda muestra se obtuvo de un tanque séptico donde se evaluará la influencia del proceso anaerobio. La muestra 3 evalúa las condiciones del agua residual luego del tratamiento primario y antes de ingresar al tratamiento secundario, tomada en la caja de revisión entre ambos procesos. Por último, la muestra final se la obtuvo en la red de descarga, con ella se determinará la eficiencia total de todo el tratamiento de depuración. En la Figura 7 se muestra la localización de la toma de muestras.

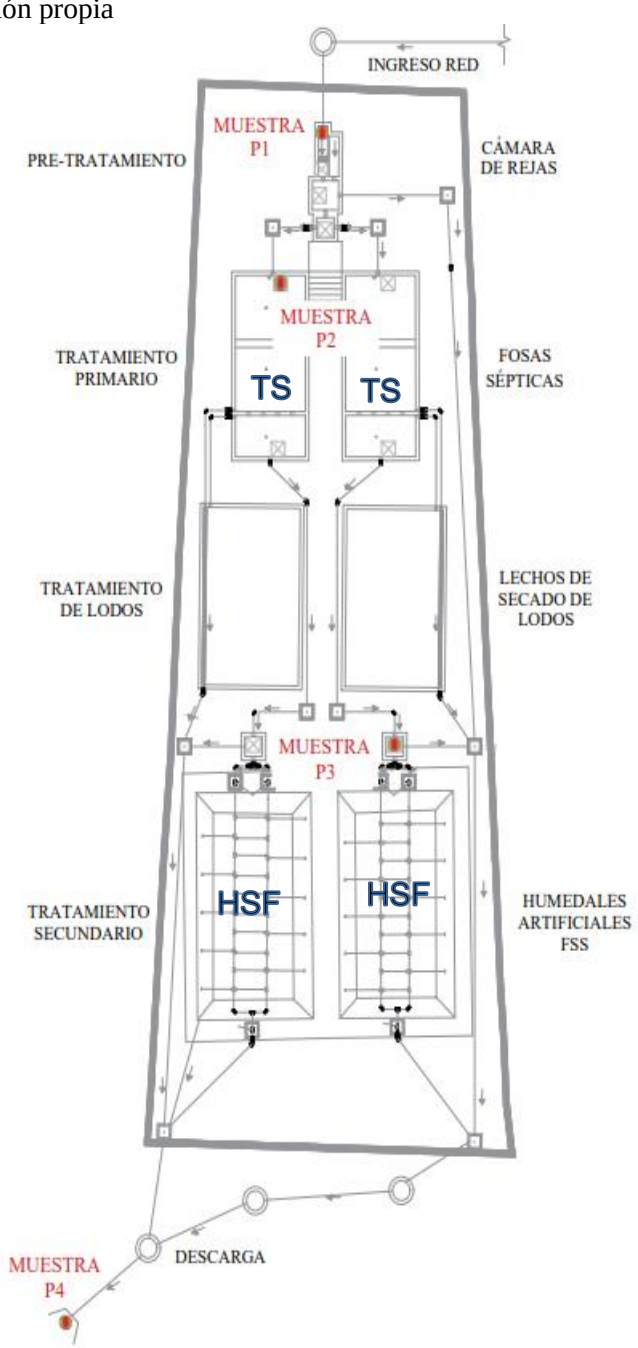


Figura 7. Puntos de muestreo

2.5.2. Análisis de Laboratorio

El análisis de las muestras se realizó en el Laboratorio de Servicios Ambientales de la Universidad Nacional de Chimborazo basados en los métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. El método fue

preparado y publicado conjuntamente por American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. Método HACH, manual de análisis de agua, adaptado por el Standard Methods 23rd Edition.

En la tabla 2 se detallan los procedimientos y métodos empleados para determinar las concentraciones en los distintos puntos de muestreo de la EDAR antes descrita, donde se ha determinado la demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días (DBO5), nitrógeno total, fósforo total, sólidos totales, y coliformes totales.

Tabla 2: Método aplicado para determinación de varios parámetros en agua residual

Parámetros	Unidades	Método/Procedimiento
DQO	mg/l	Standard Methods 5220-D
DBO_5	mg O_2/l	Standard Methods 5210-B
Nitrógeno total	mg/l	Standard Methods 4500 N-B
Fósforo total	mg/l	Standard Methods 4500 P-E
Solidos totales	mg/l	Standard Methods 2540-B
Coliformes totales	NPM/100ml	Standard Methods 9221-C

Fuente: Elaboración propia

2.5.3. Caudales y cargas de operación

- Medición de Caudal.

Para la determinación del caudal instantáneo se empleó el método volumétrico, mediante un balde graduado de 5 litros de capacidad durante un tiempo de 5 segundos. La medición se realizó tres veces y se determinó el promedio. El caudal se calculó utilizando la siguiente fórmula:

$$Q = \frac{V}{t} \qquad (1)$$

Donde:

Q: caudal (l/s)

V: volumen del recipiente (l)

t: tiempo de llenado (s)

Para obtener el caudal diario (Q_{Diario}) se aplica la ecuación 2, estableciendo como hipótesis que el caudal aforado se encuentra presente las 24 horas del día.

$$Q_D = \frac{Qx3600x24}{1000} \qquad (2)$$

Donde:

Q_D: Caudal diario (m^3/d)

Q: Caudal (l/s)

- Carga hidráulica superficial (CHS)

La carga hidráulica superficial se determina en base al caudal diario divido por el área activa del humedal (Ecuación 3).

$$CHS = \frac{Q_D}{A_A} \qquad (3)$$

Donde:

CHS: carga hidráulica superficial (m^3 /m^2·d)

Q_D: caudal diario (m^3/d)

A_A: área activa (m^2)

- Carga orgánica superficial (COS)

La carga orgánica superficial en el afluente se determinó mediante la ecuación 4 y 5.

Parámetros fisicoquímicos

$$COS = c_{IN} \cdot CHS \qquad (4)$$

Donde:

COS: carga orgánica de contaminante (g m^2 /d)

C_{IN}: concentración en el afluente (mg/l)

CHS: carga hidráulica superficial (m^3 /m^2·d)

Parámetros microbiológicos

$$COS = c_{IN} \cdot CHS \cdot 10000 \quad (5)$$

Donde:

COS: carga orgánica de contaminante (NMP m^2 /d)

C_{IN}: concentración en el afluente (NMP /100 ml)

CHS: carga hidráulica superficial (m^3 /m^2·d)

En el presente análisis se toma como hipótesis que los caudales de ingreso y salida de los sistemas primarios y secundarios de las dos líneas de agua son los mismos debido a que en algunas unidades de tratamiento no se podía aforar y en las que se tenía acceso a esta medición los caudales eran similares a los de ingreso.

- Eficiencia de remoción (%)

Se evaluó la eficiencia de remoción de contaminantes para los parámetros medidos mediante la ecuación 6:

$$E = 100 \cdot \left(1 - \frac{c_{OUT} \cdot Q_{OUT}}{c_{IN} \cdot Q_{IN}}\right) \quad (6)$$

Donde:

E: eficiencia de remoción del sistema (%)

C_{OUT}: concentración contaminante de salida (mg/l – NMP/ 100 ml)

C_{IN}: concentración contaminante de entrada (mg/l – NMP/ 100 ml)

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 3 se describe de manera detallada las características hidráulicas, tipo de vegetación y granulometría de ser el caso, tanto del tratamiento primario como secundario de la EDAR Cebadas, los cuales corresponden al tanque séptico (TS) y al humedal subsuperficial (HSFH)- Filtro, determinando que el caudal diario correspondiente a TS y HSFH es de 98.5 m3/d. Caudal que genera una CHS al humedal horizontal de 2.3 m3/m2/d.

Tabla 3: Características hidráulicas, tipo de vegetación y granulometría de estratos

Abreviación de Sistema	Tratamiento	Tipo de flujo	Vegetación	Estado de Saturación	Profundidad[a] (m)	Medio Filtrante	Area (m^2)	Caudal diario (m^3/d)	CHS (m^3/m^2·d)
TS	Primario	na	na	na	1.7	na	36.0	98.5	na
HSFH-Filtro	Secundario	Horizontal	Pasto Alemán (*Echinochloa polystachya*)	semisaturado	1.8	Grava ¾" Grava de 2"	43.7	98.5	2.3

na: no aplica

[a]: distancia vertical de los medios involucrados en el tratamiento

Fuente: Elaboración propia

Los resultados de la caracterización de agua residual se muestran en la tabla 4; a la vez en la figura 7 se identifica los puntos de muestreo realizados en la EDAR. A continuación, se

etiqueta a las muestras con la siguiente nomenclatura:

Punto	Nomenclatura	Descripción
P1	MA-006-22	Canal de entrada
P2	MA-007-22	Fosa séptica
P3	MA-008-22	Humedales entrada
P4	MA-009-22	Descarga

La evaluación de los datos se efectuará de acuerdo con el Libro VI Anexo I de la NORMA DE CALIDAD AMBIENTAL Y DE DESCARGA DE EFLUENTES: RECURSO AGUA, para determinar la calidad ambiental y de descarga del efluente en la red de alcantarillado y en el cuerpo de agua dulce.

La línea de tratamiento de agua se ha estudiado en el mes de febrero de 2022, mes que corresponde a la estación de invierno, donde la temperatura ambiental media es de 13 °C, según datos establecidos en el Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INAMHI). El caudal de ingreso a los tratamientos primarios TS y HFSH corresponde a 98.5 m3/d, como se expuso en el apartado anterior.

En la tabla 4 se detallan los parámetros medidos en laboratorio, determinando las concentraciones tanto a la entrada como a la salida del pretratamiento, tratamiento primario y secundario.

Tabla 4: Resultados de análisis de agua residual en puntos de muestreo

Muestra /Parámetros	DQO (mg/l)	DBO_5 (mg/l)	Nitrógeno total (mg/l)	Fósforo total (mg/l)	Solidos totales (mg/l)	Coliformes totales (NPM/100ml)	Observación
P1	284	126	38.6	2.7	752	75000	*MA-006-22*
P2	164	72	44.8	3.0	564	70000	*MA-007-22*
P3	149	61	39.2	3.6	542	69000	MA-008-22
P4	77	29	26.7	2.5	506	64000	MA-009-22

Fuente: Laboratorio Universidad Nacional de Chimborazo

3.1. Análisis parámetros fisicoquímica EDAR-Cebadas.

Tabla 5: Caracterización fisicoquímica y eficiencia de la EDAR Cebadas

Abreviación de Sistema	Tratamiento	Caudal diario (m^3/d)	CHS ($m^3/m^2 \cdot d$)	DQO					DBO_5				
				Influente (mg/l)	Efluente (mg/l)	n	Eficiencia E (1^{ra})	Eficiencia E (1^{ra}-3^{ra})	Influente (mg/l)	Efluente (mg/l)	n	Eficiencia E (1^{ra})	Eficiencia E (1^{ra}-3^{ra})
Pretratamiento	PT	197.0		284	164	1	42%	-	126	72	1	43%	-
TS	P	98.5		164	149	1	9%	48%	72	61	1	15%	52%
HSFH-Filtro	S		2.3	149	77	1	48%	73%	61	29	1	52%	77%

Abreviación de Sistema	Tratamiento	Caudal diario (m^3/d)	CHS ($m^3/m^2 \cdot d$)	ST					Nitrógeno Total (N)				
				Influente (mg/l)	Efluente (mg/l)	n	Eficiencia E (1^{ra})	Eficiencia E (1^{ra}-3^{ra})	Influente (mg/l)	Efluente (mg/l)	n	Eficiencia E (1^{ra})	Eficiencia E (1^{ra}-3^{ra})
Pretratamiento	PT	197.0		752	564	1	25%	-	38.6	44.8	1	-	-
TS	P	98.5		564	542	1	4%	28%	44.8	39.2	1	13%	-
HSFH-Filtro	S		2.3	542	506	1	7%	33%	39.2	26.7	1	32%	40%

Abreviación de Sistema	Tratamiento	Caudal diario (m^3/d)	CHS ($m^3/m^2 \cdot d$)	Fósforo (P)				
				Influente (mg/l)	Efluente (mg/l)	n	Eficiencia E (1^{ra})	Eficiencia E (1^{ra}-3^{ra})
Pretratamiento	PT	197.0		2.7	3.0	1	-	-
TS	P	98.5		3.0	3.6	1	-	-
HSFH-filtro	S		2.3	3.6	2.5	1	31%	7%

PT:	pretratamiento	**TS:**	Tanque séptico
P:	Tratamiento primario	**HSFH:**	Humedal subsuperficial de flujo horizontal
S:	Tratamiento secundario	**n:**	número de muestras
E (1^{ra}):	Eficiencia por tratamiento	**E (1^{ra}-3^{ra})**	Eficiencia acumulada desde pretratamiento a tratamiento primario y secundario respectivamente

Fuente: Elaboración propi

Eficiencia de eliminación de sólidos totales

La concentración de sólidos totales (ST) de ingreso de agua cruda a la EDAR es de 752 mg/l y la concentración de salida corresponde a 564 mg/l, determinando una eficiencia de 25% en reducción de ST en el pretratamiento.

La concentración de ingreso y salida del tanque séptico de sólidos totales corresponde a 564 mg/l y 562 mg/l respectivamente, obteniendo una eficiencia de reducción de contaminante de 4%. Nasr y Mikhaeil (2013) analizaron varios parámetros fisicoquímicos en comparación con tanques sépticos determinando la eficiencia de cada tratamiento, evidenciando remociones contrarias a los resultados obtenidos en esta investigación; es decir, en el trabajo de los autores antes mencionados se describe una remoción de SST de 65.30% en el tanque séptico, obteniendo rendimientos mucho mayores al obtenido en este estudio.

Si tomamos en cuenta la eficiencia absoluta del sistema; es decir el pretratamiento más el tratamiento primario, obtendríamos un porcentaje de reducción de 28% valor que es inferior al rango establecido de reducción de ST en tratamientos primarios (40-70%) de la tabla de antes mencionada **.** Límites de descarga a un cuerpo de agua o receptor: agua dulce y agua marina (2003).

Se conoce que, en climas cálidos, los tanques sépticos pueden ser construidos con un tiempo de retención hidráulica de 1-2 días. En climas fríos, pueden ser necesarios más de 5 días (Hoffmann et al., 2011), motivo por el cual al trabajar el TS de Cebadas con un tiempo de retención hidráulico de 15 horas ha generado que no exista una buena eficiencia en reducción de sólidos totales.

Con respecto al tratamiento secundario, se determina una concentración de ingreso de 542 mg/l y de salida de 506 mg/l, obteniendo una eficiencia del 7%. Porcentaje inferior a los expuestos en bibliografía para humedales horizontales, generalmente > 80% (Dotro et al., 2017). Esto se debe a que el humedal posee una profundidad y granulometría de estrato mayor a lo recomendado en bibliografía, al poseer una altura de 1.8m y estar conformado por grava de 2” (5cm), siendo esto importante debido a que uno de mecanismos de remoción de sólidos suspendidos es la sedimentación y filtración. Además, el humedal HFSH opera con CHS superiores a las recomendadas en bibliografía de 0.02-0.04 m/d para humedales horizontales (DWA, 2006) (Dotro et al., 2017), alcanzando CHS de 2.3 m3/m2·d en la EDAR-Cebadas, esto se debe a las dimensiones y conformación del propio humedal, puesto que, al poseer diámetros nominales de grava superiores a los característicos en humedales, evita la colmatación y por ende mayor ingreso de agua contaminada. También contribuye que la distribución de agua en el lecho es por la parte superior como se avizora en humedales verticales, lo que permite aplicar CHS superiores en comparación con los humedales horizontales, así lo indica recomendaciones del grupo de trabajo de la IWA (Dotro et al., 2017) para la segunda etapa del Sistema Francés, donde se trabaja con humedales verticales y se aplica una CHS de 0.37 m/d.

Eficiencia de eliminación en DBO_5.

La reducción de este tipo de contaminante es debido a la conversión biológica por intervención de bacterias facultativas y anaeróbicas adheridas a la superficie de las plantas y los detritos del medio de relleno del humedal.

La concentración media de DBO5 de agua cruda de ingreso es de 126 mg/l. En el efluente del pretratamiento se ha obtenido una concentración de 72 mg/l, obteniendo un porcentaje de remoción de 43%. La concentración de salida del tanque séptico corresponde a 61 mg/l con un porcentaje de reducción del 15%. Nasr y Mikhaeil (2013) analizaron varios parámetros fisicoquímicos en comparación con tanques sépticos y baffled a escala, donde se destaca que el tanque séptico presenta un rendimiento de 68.00 %, valores superiores a los obtenidos en esta investigación. En otro estudio de la literatura se ha establecido que los porcentajes de remoción de DBO5 en tanques sépticos son inferiores, encontrando que su rango característico se encuentra entre el 20-30% (Ortega de Miguel et al., 2010), motivo por el cual al tener un rendimiento del 15% en TB de Cebadas, se pudiese acotar que este sistema se acerca a un funcionamiento bueno.

Con respecto a los tratamientos secundarios, se determina una concentración de salida del humedal horizontal de 29 mg/l, obteniendo una eficiencia del 52% en este sistema. La carga orgánica superficial (COS) corresponde a 137.49 g/m2·d, valores superiores a los recomendados para humedales horizontales que corresponde de 4 a 8 g DBO5/m2·d y verticales de 20 g DBO5/m2·d (Dotro et al., 2017), motivo por el cual al reducir la CHS aplicada mejoraríamos las características del efluente. Al igual que en el apartado anterior se acota que las dimensiones y granulometría del sustrato de este tipo de humedal es distinta a las recomendaciones en bibliografía, por lo que la eficiencia de remoción de DBO5 no es óptima. Otro factor que puede influir en la eficacia de la remoción es el estado de estabilización y madurez del sistema tanto del sustrato como de la vegetación, obteniendo mayores rendimientos en la etapa de mayor desarrollo de la vegetación (primavera y verano) y menores en invierno, el periodo en cual se ha desarrollado nuestro estudio.

Eficiencia de eliminación de DQO.

La concentración de ingreso de agua cruda a la EDAR Cebadas corresponde a 284 mg/l y la concentración de salida del pretratamiento es de 164 mg/l, obteniendo una eficiencia de remoción de un 42%. En el ingreso al tratamiento primario la concentración de DQO corresponde a 164 mg/l y en la salida de este tratamiento se ha detectado una concentración de DQO de 149 mg/l obteniendo una remoción de un 9% en este contaminante. Si sumamos los porcentajes de remoción absoluta tanto del pretratamiento como del tratamiento primario se tuvo una reducción del 48%. Al realizar una comparativa con otros sistemas se han encontrado concentraciones superiores, como es el caso de (Portilla, 2019), donde se obtuvo rendimientos de hasta una 60% en reducción de DQO, con un ingreso de caudal de 3m3/d, un

TRH de 11 horas y una media en temperatura de 22.03°C. Lo mismo ocurre en (Madera et al., 2011), obteniendo un 56.2% de remoción en DQO, aplicando un caudal 108 m3/d y un TRH de 24 horas y variación de temperaturas ambientes de 21.6 a 24°C. Por lo que la eficiencia de remoción de DQO es afectada por la variación de caudal, disminuyendo la eficiencia cuando este parámetro se incrementa, situación que puede estar asociada a menor tiempo de contacto entre la fase liquida y sólida, conllevando esto a un menor grado de conversión de la materia orgánica afluente.

Por otro lado, en el tratamiento secundario que corresponde a un HFSH de la EDAR Cebadas, se tiene un ingreso de 149 mg/l y un efluente de 77 mg/l, alcanzando una reducción del 48%, señalando que el porcentaje de remoción es bajo comparado con la investigación de (Zurita et al., 2008), donde obtuvieron eficiencias del 79%, con un tiempo de retención de 4 días.

Eficiencia de eliminación de nutrientes

La eficiencia de eliminación del nitrógeno total (NT) mostró diferentes tendencias, aumentando su concentración en sistemas primarios y disminuyendo en el sistema secundario (humedal), situación también evidenciada en el fósforo total (PT).

En la tabla 6 y 7 se muestra el incremento existente en la concentración de nitrógeno y fósforo presentado a la salida del pretratamiento y de la fosa séptica, por ejemplo, la concentración de ingreso del agua cruda de nitrógeno total es de 38.6 mg/l y a la salida del pretratamiento de 44.8 mg/l, lo que representa un porcentaje de incremento del 16.1%. De igual forma las concentraciones de fósforo total incrementaron considerando una eficiencia absoluta del sistema entre el pretratamiento y el tratamiento primario (TS) en un 33.3%. Esto debido a la digestión anaerobia que se presenta en estos sistemas. En un inicio se puede definir que en un proceso anaerobio se degrada la materia orgánica en ausencia de oxígeno y de nitratos, las bacterias anaerobias que se caracterizan en este proceso presentan etapas; es decir en un principio las bacterias acidogénicas en su proceso de anabolismo captan nutrientes (N y P), generan biomasa y posterior materia inerte que procede de la desaparición de las bacterias etapa en la cual también se libera N y P, en cambio que por el catabolismo y respiración endógena de las propias bacterias se libera CO_2, H_2, ácidos grasos volátiles entre otros. El proceso antes descrito es conocido como una fase acidogénica, posterior a este se encuentra la fase metanogénica donde se conforma la biomasa de bacterias metanogénicas que de igual forma en su proceso de anabolismo consumen nutrientes, generan biomasa y se produce debris y en el catabolismo y respiración endógena de estas bacterias se genera CH_4 (metano), H_2O y CO_2, entre otros.

Por lo que, en el proceso de digestión y en materia inerte generada en estos procesos la concentración de N_T y P_T se incrementa a la salida del tratamiento primario. Además, al no existir presencia de oxígeno se inhibe la nitrificación y por ende la reducción de amonio.

De acuerdo al análisis realizado con otras investigaciones se tiene que en efluentes de tanques Imhoff al igual que nuestro caso de estudio ha existido un incremento en aproximado de un 20% de N_T y de un 10% de P_T (Mariño, 2021).

Tabla 6: Eficiencia nutrientes EDAR-Cebadas puntos P1 y P2

Parámetros	Unidades	Canal de entrada P1 (MA-006-22)	Fosa Séptica P2 (MA-007-22)	Eficiencia
Nitrógeno total	mg/l	38.6	44.8	Aumento del 16.1%
Fósforo total	mg/l	2.7	3	Aumento del 11.1%

Fuente: Elaboración propia

Tabla 7: Eficiencia nutrientes EDAR-Cebadas puntos P2 y P3

Parámetros	Unidades	Influente-Fosa Séptica P2 (MA-007-22)	Efluente (Fosa séptica) P3 (MA-008-22)	Eficiencia Relativa por Etapa	Eficiencia Absoluta Sistema
Nitrógeno total	mg/l	44.8	39.2	Remoción del 12.5%	Aumento del 1.5%
Fósforo total	mg/l	3	3.6	Aumento del 20%	Aumento del 33.3%

Fuente: Elaboración propia

En el tratamiento secundario de la EDAR-Cebadas se ha obtenido concentraciones de ingreso de NT de 39.2 mg/l y de salida de 26.7 mg/l alcanzando una reducción en este sistema del 32%. A la vez las concentraciones de ingreso de fósforo total corresponden a 3.6 mg/l y de salida de 2.5 mg/l, obteniendo una remoción del 31% en este sistema. Valores que van acorde a lo establecido en bibliografía donde generalmente se estipula remociones del 30-50% en humedales de flujo horizontal para concentraciones de nitrógeno total (Dotro et al., 2017). Esto se debe gracias a que sistemas basados en flujo horizontal se encuentran permanentemente saturados de agua, por lo que dependen principalmente de la difusión del aire y las plantas para la transferencia de oxígeno, por ello pueden existir zonas anóxicas que favorecen la desnitrificación al combinarse la materia orgánica existente con los nitratos. A la vez este rendimiento se puede dar debido a que la granulometría con la que está conformada este tipo de humedal corresponde a grava de 2" (5cm), lo que conlleva a la presencia de áreas libres entre gravas y pudiese generar cavidades con presencia de aire.

De acuerdo a referencias bibliográficas la reducción de fósforo en la EDAR-Cebadas, representa porcentajes de reducción acorde a los obtenidos, mismos que se encuentran en el rango de 10-20% en humedales horizontales. (Dotro et al., 2017).

7.2. Análisis microbiológicos EDAR-Cebadas.

En la tabla 8 se detallan las concentraciones del influente y efluente de cada sistema de tratamiento (pretratamiento, primario y secundario). Obteniendo en todos los sistemas

unitarios reducciones inferiores al 7%. Cabe indicar que la concentración de ingreso de agua residual cruda corresponde a 75000 NMP/100 ml (7x104 NMP/100 ml), concentración relativamente inferior a concentraciones características establecidas para agua residual cruda, valores correspondientes a 106 -107 NMP/100 ml en una concentración débil, como se establece en referencias de concentración microbiológica (Merino, 2021). A pesar de poseer la EDAR-Cebadas una concentración inicial baja, no ha presentado una eficiencia considerable tanto en el tratamiento primario como en el tratamiento secundario. En la tabla 8 se detalla que el TS presentó una reducción logarítmica de coliformes totales de 0.01; valores inferiores a los establecidos en bibliografía donde se indica una reducción logarítmica en este tipo de sistemas de máximo 2 y una eficiencia del 89.89% (Hussein & Mhamed A, 2013) o del 86% (Nars & Mikhaeil, 2013).

Tabla 8: Resultados de análisis microbiológicos EDAR – Cebadas

Abreviación de Sistema		Caudal diario (m^3/d)	Área (m^2)	Coliformes Totales					
				Influente (NMP/100 ml)	Efluente (NMP/100 ml)	n	Eficiencia E (1^{ra})	Eficiencia E (1^{ra}-3^{ra})	Log_{10} reducción
Pretratamiento	PT	197.0		75000	70000	1	7%	-	0.03
TS	P	98.5		70000	69000	1	1%	8%	0.01
HSFH-filtro	S	98.5	43.7	69000	64000	1	7%	15%	0.03

PT:	pretratamiento	**TS:**	Tanque séptico
P:	Tratamiento primario	**HSFH:**	Humedal subsuperficial de flujo horizontal
S:	Tratamiento secundario	**n:**	número de muestras
E (1^{ra}):	Eficiencia por tratamiento		
E (1^{ra}-3^{ra})	Eficiencia acumulada desde pretratamiento a tratamiento primario y secundario respectivamente		

Fuente: Elaboración propia

El tratamiento secundario al igual que el tratamiento primario no presenta una eficiencia buena en remoción de coliformes totales, obteniendo una reducción logarítmica de 0.03 en el humedal de flujo horizontal (HSFH), reducciones que no se asemejan a expuestas en bibliografía cuando se trabaja con COS recomendadas; ciertos autores han determinado valores característicos de 1.5 logaritmo reducción (Azaizeh et al., 2012), considerando una carga hidráulica de 0.16 m/d. Algo similar ocurre con los investigadores Kadlec & Wallace (2009b) que para una base de datos de 130 humedales en condiciones operativas, la media global de remoción fue de 1.82 ud.log reducción para coliformes fecales, mientras que Dotro el al (2017), establece una reducción típica logarítmica de 2.

. Por lo que se identifica que se tiene tasa de remoción logarítmica inferior a la de los autores

antes descritos, una de las justificaciones sería que la carga hidráulica a la que han estado sometidos los humedales es superior a las recomendadas de 0.02-0.04 md^{-1} (DWA, 2006) (Dotro et al., 2017). A su vez, la velocidad de las reacciones biológicas depende de una forma muy sensible de la temperatura. (Ferrer Polo et al., 2018). Algo similar sucede con el TRH, puesto que a mayores tiempos de retención hidráulico se presenta mayor eficiencia en remoción de bacterias (Azaizeh et al., 2012).

3.3. Porcentaje de remoción de toda la línea de agua de la EDAR-Cebadas.

En la figura 8 se detallan varios gráficos donde se indica en el color azul oscuro, etiquetado como número "2" en la parte inferior de cada ilustración, la remoción en porcentaje de varios parámetros de toda la línea de agua de la EDAR Cebadas, es decir, la eficiencia obtenida después del pretratamiento, tratamiento primario y tratamiento secundario respectivamente. Al igual que se indicó anteriormente en la tabla 4. Teniendo en cuenta a modo de resumen que el porcentaje de reducción general en el efluente de DQO corresponde a 73%, la reducción de DBO5 es de 77%, de sólidos totales es de 33%, de nitrógeno y fósforo total es de 31% y 7% respectiva y finalmente el porcentaje de reducción de coliformes totales representa un 15%.

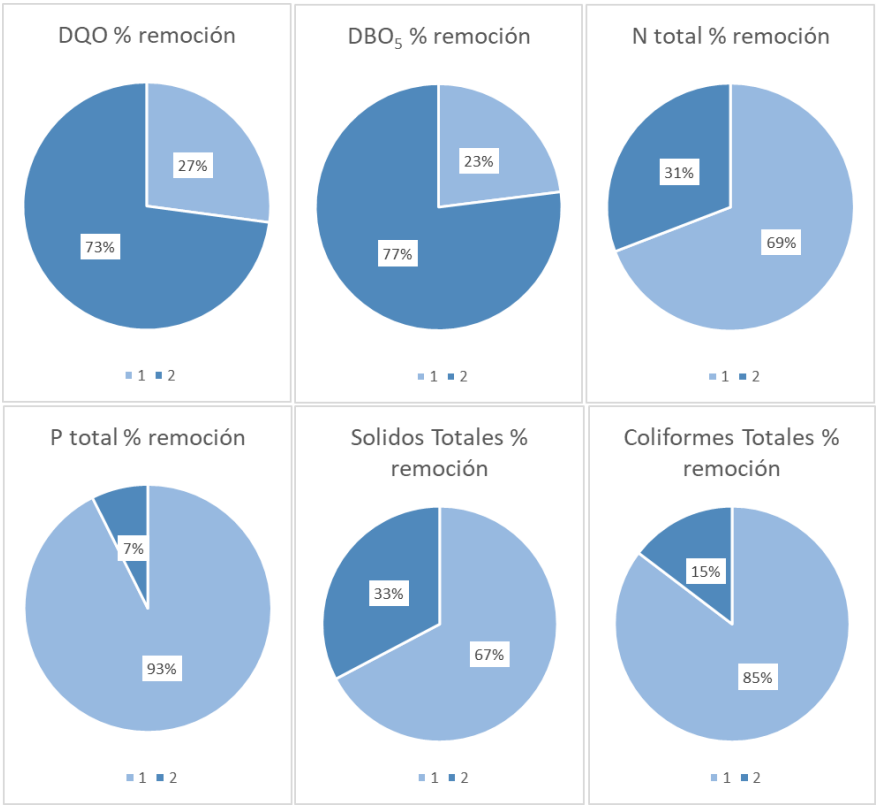


Figura 8. Marcadores de Porcentaje de Remoción

Fuente: Elaboración propia

3.4. Evaluación descarga de la EDAR-Cebadas a medios receptores de agua dulce

En la figura 9 se establece una comparativa entre las concentraciones de descarga de la EDAR-Cebadas y los límites máximos permisibles que establece la normativa ecuatoriana hacia cuerpos de agua dulce (Tabla 7). Determinando que existe un sólo parámetro que presenta incumplimiento, al haber obtenido una concentración de coliformes totales de 64000 NMP/100 ml y los límites máximos permitidos es de 2000 NMP/100 ml, sin embargo, en la tabla 9 se puede observar la caracterización realizada al río Cebadas, donde de acuerdo a análisis realizados en el río presenta su propia contaminación a través de su recorrido, obteniendo concentraciones de DQO, DBO5 y coliformes totales superiores a lo establecido en normativa, razón por la cual cumplir con la remoción casi total de los Coliformes en el proceso de tratamiento no tendía mayor incidencia en la descarga del cuerpo de agua. Se debe controlar que los valores de descarga no sean mayores que los contenidos en el cuerpo de agua dulce.

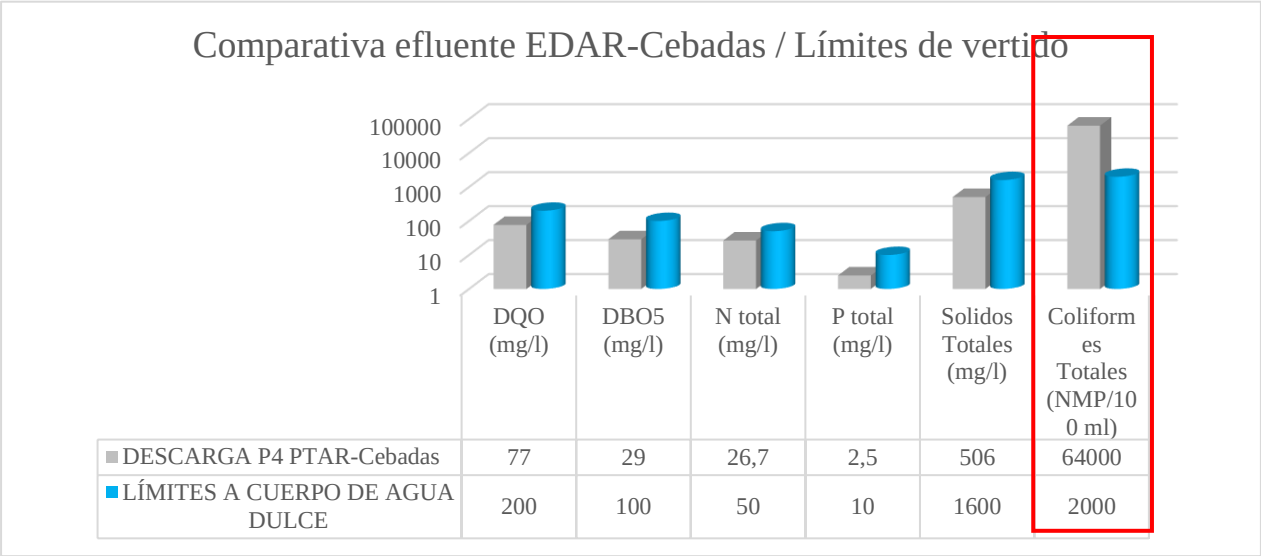


Figura 9. Calidad de Agua Residual Tratada en la Descarga al Cuerpo de Agua Dulce
Fuente: Elaboración Propia

Tabla 9: Caracterización de agua del río Cebadas

Parámetros	Método	Unidad	Resultado
Sólidos totales	PEE/CESTTA/10 Standard Methods Nro. 2540 B	mg/l	392
Demanda Química de Oxígeno	PEE/CESTTA/9 Standard Methods Nro. 5220 D	mg/l	1046
Demanda Bioquímica de Oxígeno (5 días)	PEE/CESTTA/46 Standard Methods Nro. 5210 B	mg/l	400
Coliformes totales	PEE/CESTTA/229 Standard Methods Nro. 9221B/9221C	NMP/100 ml	110000

Fuente: Laboratorio CESSTTA ESPOCH

4. CONCLUSIONES

- Se evidenció que las concentraciones en DQO, DBO5 y SST se reducen significativamente en el pretratamiento, alcanzando remociones del 42% en DQO, 43% en DBO5 y el 25% en SST; caso contrario las concentraciones de N y P se incrementaron.
- Realizando un análisis general de la línea de agua del pretratamiento, tratamiento primario y tratamiento secundario se obtuvo en el efluente una remoción de contaminantes en un 73% en DQO, 77% en DBO5, 33% en ST, 40% en NT y 7% en PT, porcentajes que conllevaron para que el efluente sea apto para vertido a cuerpos de agua dulce.
- De acuerdo a la evaluación realizada se evidencia que la EDAR-Cebadas cumple límites de vertido a cuerpos de agua dulce en parámetros fisicoquímicos como DQO, DBO5, NT, PT y ST, a pesar de que los sistemas unitarios no han presentado rendimientos característicos descritos en bibliografía. Cabe indicar que la EDAR se encuentra en funcionamiento a penas 2 años, tiempo relativamente corto en función a su período de diseño de 20 años para evaluar la eficiencia real, por lo que pudiese presentar colmatación en el tratamiento secundario o que empezasen a tener menor eficiencia si se acumula una carga contaminante excesiva en su interior y requeriría de mantenimiento para mantener límites de vertido.
- Es interesante disponer de la información obtenida en este estudio, para conocer el comportamiento de los sistemas unitarios que conforman la EDAR, en especial el sistema secundario, puesto que se ha empleado un tratamiento que resulta una combinación entre humedal horizontal y filtro percolador, lo que al momento ha generado buenos resultados al cumplir parámetros fisicoquímicos para efluentes a cuerpos de agua dulce.
- La implementación de un tratamiento de desinfección a la EDAR-Cebadas permitirá la reducción de coliformes totales en el vertido, acción que permitirá cumplir límites de vertido a cuerpos de agua dulce, a pesar de que la concentración de este contaminante en el río sea superior al descrito por normativa.
- Este tipo de trabajos encaminados a disponer de sistemas de regeneración sostenibles contribuyen a diversos Objetivos de Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas, permitiendo alcanzar las metas 6.2, 6.3, 6a y 6b, sobre acceso universal y equitativo a servicios de agua y saneamiento.

5

.

BIBLIOGRAFÍA

Acuerdo Ministerial Nro. 097-A. (2015). *Acuerdo Ministerial N0. 097-A*. Ministerio del Ambiente-Ecuador.

Azaizeh, H., Linden, K., Barstow, C., Kalbouneh, S., Tellawi, A., Albalawneh, A., & Gerchman, Y. (2012). *Constructed wetlands combined with UV disinfection systems for removal of enteric pathogens and wastewater contaminants. Water Science and Techonology*, 651-657. https://doi.org/10.2166/wst.2012.615

Contrato Social por la Educación Plan Internacional Ecuador. (2016). *Diálogo cantonal sobre educación Mirada Territorial*.

Dotro, G., Molle, P., Nivala, J., Langergraber, G., Puigagut, J., Stein, O., & Von Sperling, M. (2017). *TREATMENT WETLANDS* (Vol. 16). IWA PUBLISHING. https://doi.org/10.2166/9781780408774.

DWA. (2006). *Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung kommunalen Abwassers (Principles for the dimensioning, construction and operation of constructed wetlands for municipal wastewater, in German). DWA A 262*. www.dwa.de.

EPA. (2002). *Onsite Wastewater Treatment Systems Manual*. Office of Water. Office of Research and Development. U.S. Environmental Protection Agency. EPA/625/R-00/008.

Espinoza, K. A. (2019). *Cambio del uso del suelo en las comunidades de la parroquia Cebadas. Quito.*

FAO. (2020). *El Estado Mundial de la Agricultura y la Alimentación. Superar los desafíos relacionados. Roma.* Food and Agriculture Organization.

Ferrer Polo, J., & Seco Torrecillas, A. (2005). *Tratamiento físicos y químicos de aguas residuales*. Universidad Politecnica de Valencia.

Ferrer Polo, J., Seco Torrecillas, A., & Robles Martínez, A. (2018). *Tratamiento biológico de aguas residuales* (3.ª ed.). Universidad Politécnica de Valencia.

Hoffmann, H., Winker, M., Platzer, C., & Muench, E. von. (2011). Technology Review of Constructed Wetlands Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment. *Agencia de Cooperación Internacional de Alemania, GIZ Programa de*

Saneamiento Sostenible ECOSAN, 39.

Hussein, A.-S., & Mhamed A, E.-K. (2013). Integration of septic tank and constructed wetland for the treatment of wastewater in Egypt. *Desalination and Water Treatment*, *51*, 16-18. https://doi.org/doi:10.1080/19443994.2012.749585

Kadlec, R. H., & Wallace, S. D. (2009). *TREATMENT WETLANDS SECOND EDITION*.

Madera, C. A., Silva, J. P., & Peña, M. R. (2011). Sistemas combinados para el tratamiento de aguas residuales basados en tanque séptico—Filtro anaerobio y humedales subsuperficiales. *INGENIERÍA Y COMPETITIVIDAD*, *7*(2), 5-10. https://doi.org/10.25100/iyc.v7i2.2512

Mariño, C. (2021). *Evaluación de la eficiencia de desinfección de los humedales artificiales de la estación depuradora de aguas residuales de Carrícola (Valencia)*. Universidad Politécnica de Valencia. http://hdl.handle.net/10251/177674

Merino, C. (2021). *Analisis de Degradacion de coliformes termotolerantes en humedales aritificiales y evaluacion del potencial reuso de los efluentes*. Universidad Politecnica de Valencia. http://hdl.handle.net/10251/177648

Nars, F., & Mikhaeil, B. (2013). *Treatment of domestic wastewater using conventional and baffled septic tanks. Environmental Technology*. https://doi.org/doi:10.1080/09593330.2013.767285

Ortega de Miguel, E., Ferre Medina, Y., Salas Rodríguez, J. J., Aragón Cruz, C., & Real Jiménez, A. (2010). *Manual para la implantación de sistemas de depuración en pequeñas poblaciones*. Ministerio Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

Pabello, L., & Castañeda, A. (2014). *Sistema de Humedales Artificiales para el control de la eutrofización del lago del Bosque de San Juan de Aragón*. Revista especializada en ciencias Químico-Biológicas.

Portilla, E. (2019). *Sistema Integrado tanque septico y humedal de flujo horizontal para el tratamiento de agua residual doméstica*. Universidad nacional Agraria La Molina.

Ramalho, R. S. (1996). *Tratamiento de aguas residuales*. EDITORIAL REVERTE, S. A.

Salas, J., Pidre, J., & Sánchez, L. (s. f.). Humedales Artificiales. En *Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas*

residuales: Vol. Capitulo 4 (Centro de las nuevas Tecnologías del Agua (CENTA), p. 114). Instituto del Agua de Andalucía.

Secretaria del Agua. (s. f.). *Normas para Estudio y Diseño de Sistemas de Agua Potable y Disposición de Aguas Residuales para Poblaciones mayores a 1000 habitantes. Quito, Ecuador*.

Sperling, M. von. (2007). *Wastewater characteristics, treatment and disposal*. IWA Publ. [u.a.].

Villareal Morales, J. (2020). *Modelo para un Desarrollo Sostenible. Bogotá.*

Zurita, F., Belmont, M. A., De Anda, J., & Cervantes-Martinez, J. (2008). Stress detection by laser-induced fluorescence in Zantedeschia aethiopica planted in subsurface-flow treatment wetlands. *Ecological Engineering*, *33*(2), 110-118. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.02.004

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ

Y

UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

MASTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

PROYECTO DE FIN DE MASTER

Modelación de la Respuesta Hidrológica de Cuencas de los Andes Semiáridos de Chile (30°S) a Escenarios de Cambio Climático

AUTOR:
Eduardo Yáñez San Francisco

DIRECTORES:
Dr. Juan Antonio Pascual (IMDEA Agua)
Dra. Shelley MacDonell (Waterways Centre for Freshwater Management)

Alcalá de Henares, 30 de junio de 2022

ÍNDICE

RESUMEN.....5

1. INTRODUCCIÓN……. 5
2. OBJETIVOS ……..8

2.1. Objetivos específicos ……..….9

3. METODOLOGÍA 9

3.1. Zona de estudio……..9

3.2. Hydro-BID……11

3.3. Datos Hidro-climáticos ……....11

3.4. Proyecciones de CMIP6 ……..15

3.5. Calibración y validación del modelo ……...……..16

4. RESULTADOS.....17

4.1. Homogenización de datos de caudal ……17

4.2. Eficiencia del modelo ……..19

4.3. Escenarios climáticos ……..28

4.3.1 SSP2 4.5 ……28

4.3.2 SSP5-8.5 ……..29

5. DISCUSIÓN 30

5.1. Importancia de la nieve…….. 30

5.2. Reservas de agua para el futuro……... 32

6. CONCLUSIONES 35

7. BIBLIOGRAFÍA 36

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Resumen de algunas características de las subcuencas que se encuentran en la zona de estudio…….. 13

Tabla 2. Resumen de la homogenización de las series de tiempo de caudal en estaciones de monitoreo para el periodo 1986-2018……18

Tabla 3. Resumen de los parámetros ajustados para calibrar el modelo hidrológico en la subcuenca del río Turbio…… 21

Tabla 4. Resumen de los resultados obtenidos de la calibración y validación del modelo hidrológico…… 23

Tabla 5. Resultados del análisis de sensibilidad del modelo hidrológico……. 27

Tabla 6. Resumen de los resultados de las proyecciones de caudal para las trayectorias SSP2-4.5 y SSP5-8.5……. 30

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de ubicación de la zona de estudio……. 10

Figura 2. Ejemplo de la información hidrometereológica empleada como dato de entrada para el modelo hidrológico Hydro-BID. Los datos de esta figura corresponden a los registrados por la estación meteorológica y de monitoreo de caudal en la subcuenca de La Laguna…… 14

Figura 3. Ejemplo de la información hidrometereológica empleada como dato de entrada para el modelo

hidrológico Hydro-BID. Los datos de esta figura corresponden a los registrados por la estación meteorológica Elqui en Algarrobal …….…… 14

Figura 4. Modelos de regresión lineal entre estaciones de monitoreo de caudal de la zona de estudio…… 19

Figura 5. Resultados de la calibración del modelo hidrológico en la subcuenca del río Turbio…… 22

Figura 6. Resultados de la validación del modelo hidrológico en la subcuenca del río Turbio…… 25

Figura 7. Resultados de la validación del modelo hidrológico en la salida de la parte alta de la cuenca del río Elqui…… 26

Figura 8. Reproducción del modelo calibrado y validado del proceso de precipitación y fusión de la nieve y su efecto en el caudal del río Turbio……. 28

Figura 9. Proyecciones de los caudales para la parte alta de la cuenca del río Elqui bajo las trayectorias SSP2-4.5 y SSP5 8.5 ……..… 30

TABLA DE ABREVIATURAS

°C: Celsius

AHD: Conjunto de Datos Hidrográficos Analíticos

AWC: Cantidad de Agua Disponible

CAMELS-CL: Conjunto de Datos Físicos e Hidrometereológicos de cuencas de Chile

CR: Coeficiente de Recesión

CMIP5: Proyecto de Intercomparación de Modelos Climáticos Acoplados Fase 5

CMIP6: Proyecto de Intercomparación de Modelos Climáticos Acoplados Fase 6

ENSO: El Niño Oscilación del Sur

ELA: Altitud de la Línea de Equilibrio Glaciar

GWLF: Función de Carga de Cuenca Generalizada

IPCC: Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático

LAC: Latino América y El Caribe

NC: Número de Curva

NSE: Coeficiente de eficiencia de modelos hidrológicos Nash–Sutcliffe

PET: Evapotranspiración Potencial

RMSE: Error Cuadrático Medio

R^2: Coeficiente de Determinación

r: Coeficiente de Correlación

r_{mod}: Coeficiente de Correlación Modificada

S: Coeficiente de Perdidas

SWE: Equivalente de Agua de Nieve (cm o mm)

SSP2-4.5: Trayectoria Socioeconómica Compartida con emisiones intermedias de CO2.

SSP5-8.5: Trayectoria Socioeconómica Compartida con altas emisiones de CO2.

RESUMEN

Producto de la topografía irregular que domina en las cuencas de los Andes, los modelos hidrológicos deben considerar un grado de ajuste mayor para reproducir la influencia de la nieve en los caudales. Lo anterior se fundamenta en que, en las cuencas de los Andes semiáridos la fusión de la nieve, es la principal entrada de agua al sistema hidrológico. En esta región, la nieve es clave para cubrir la demanda de agua de la población, el ecosistema y las actividades económicas. Por lo tanto, la finalidad de este trabajo es analizar el rol de la nieve, dentro de un sistema hidrológico de cuenca, en los Andes semiáridos de Chile. Para ello, se utilizó el modelo hidrológico Hydro-BID. Este último, usa una base de datos hidrográficos para LAC y un modelo de lluvia-escorrentía que se basa en una función de carga de cuenca generalizada. También, se empleó un conjunto de datos hidro-climáticos de 32 años (1986-2018), que permitió incluir los efectos de la mega sequía de los últimos 13 años. El modelo permitió simular la escorrentía diaria y la escorrentía promedio mensual y anual de parte alta de la cuenca del río Elqui (30°S). Además, con el módulo de cambio climático de Hydro-BID, se proyectaron los caudales promedio anuales, mensuales y diarios de la cuenca para los periodos 2040-2059, 2060-2079 y 2080-2099, considerando las Trayectorias Socioeconómicas Compartidas (SSP2-4.5 y SSP5-8.5). Los resultados muestran que, el ajuste del umbral de temperatura del modelo, produjo una mejora sustantiva del modelo. Esto último, evidencia el importante rol que desempeña la nieve en el sistema hidrológico de la cuenca del río Elqui. En términos estadísticos, el modelo calibrado (NSE=0.7) y validado (NSE=0.6) reproducen satisfactoriamente los caudales registrados. Respecto, a las proyecciones del caudal en el futuro, en general se espera una reducción entre el 51% a 77% de los caudales diarios, mensuales y anuales. Además, se proyecta que para los próximos 20, 40 y 80 años, el caudal máximo se alcanzará tres meses antes, respecto a la actualidad. Esto implica que, en zonas donde actualmente precipita nieve, precipitará lluvia. Por lo que, incrementará la presión hídrica sobre reservas de agua dulce de largo plazo, como glaciares y glaciares de roca.

1. INTRODUCCIÓN

En las regiones montañosas, donde dominan las condiciones áridas a semiáridas, la disponibilidad de agua dulce depende de la nieve acumulada en invierno, el aporte de glaciares y las expresiones del permafrost de montaña (Huss et al. 2017; Jones et al. 2018, 2019). Estos elementos de la criósfera, se concentran en las cabeceras de las cuencas hidrológicas y se ha estimado que representan entre el 50 a 95% de la descarga total de los ríos (Viviroli y Weingartner, 2004). Este aporte es fundamental para la población, el ecosistema y el desarrollo de actividades económicas (Viviroli et al. 2003; Ragettli et al. 2016; Immerzeel et al. 2020). De hecho,

cerca de 1,4 billones de personas dependen del agua que se origina en las montañas (Immerzeel et al. 2010; Viviroli et al. 2020). El progresivo aumento del uso de combustibles fósiles ha incrementado la concentración de gases invernaderos en la atmosfera y ha causado que la temperatura del aire, aumente aproximadamente ~1.1°C (IPCC, 2021). Lo que, ha alterado la temporalidad y la cantidad de nieve que precipita en invierno, afectando directamente a las zonas montañosas cuya demanda de agua es cubierta por la fusión de la nieve acumulada en invierno (Barnett et al. 2005; Immerzeel et al. 2010; Huss et al. 2017). No obstante, esto último también ha afectado a las reservas de agua dulce que dependen de la acumulación de nieve. En relación a lo anterior, a nivel global la mayoría de los glaciares están experimentando un retroceso acelerado y la degradación del permafrost se ha incremento progresivamente (Milner et al. 2017; Biskaborn et al. 2017; Zemp et al. 2019; Dimiri et al. 2021). Sin embargo, el cambio climático no es el único factor responsable de la menor disponibilidad de agua. El cambio de uso de suelos en regiones montañosas semiáridas, es otro elemento que se ha reportado como responsable de afectar la calidad y cantidad de agua disponible (e.g. Wamucii et al. 2021). Los efectos de contar con menos agua, están impactando directamente sobre el sector de la agricultura e industria alimentaria. A partir de esto, ha incrementado las alertas sobre la disponibilidad de alimentos tanto para el presente como para el futuro (Mancosu et al. 2015; Qin et al. 2020).

Los Andes semiáridos (27°S - 35°S), es una de esas regiones montañosas donde las principales actividades agrícolas, ganaderas, económicas y de la población en general dependen del input de agua que proviene de las precipitaciones de los meses de invierno (Masiokas et al. 2006). La cantidad e intensidad de estas precipitaciones, esta influenciado por el fenómeno del ENSO (Salas et al. 2016). Durante la fase cálida de ENSO (El Niño), el nivel de precipitaciones sólidas y líquidas aumentan en la región. Sin embargo, durante la fase fría de ENSO (La Niña), ocurre el proceso inverso (Masiokas et al. 2006). Durante los últimos 13 años la fase fría de ENSO ha sido la dominante, lo que ha promovido un periodo de mega sequía en los Andes semiáridos (Garreaud et al. 2017, 2019). A partir de lo anterior, las lluvias se han vuelto menos frecuentes y la cantidad de precipitación líquida es insuficiente para cubrir la demanda de agua (Réveillet et al. 2019).

La criósfera de los Andes semiáridos representa, también, una reserva de agua dulce, clave para el ecosistema de alta montaña y la recarga de acuíferos (Masiokas et al. 2020). En los Andes semiáridos chilenos, los glaciares más el permafrost de montaña, cubren una superficie de ~1000 km^2 (Barcaza et al. 2017). Mientras que, en el segmento argentino los glaciares junto al permafrost de montaña, cubren un área de ~1800 km^2 (Zalazar et al. 2020). El agua que deriva de glaciares y expresiones de permafrost es

importantes durante los periodos de sequía y el verano donde el nivel de precipitaciones es mínimo (Azócar y Brenning, 2010; Ayala et al. 2016; Bravo et al. 2017; Burger et al. 2018). En el caso de algunas cuencas de los Andes semiáridos de Chile, se ha estimado que la contribución de los glaciares a la descarga total, fluctúa entre el 42% a 67% (Ayala et al. 2016). Mientras que, en el caso de las expresiones del permafrost (glaciares de roca), se ha estimado que representan 2,4 km^3 de equivalente en agua (Azócar y Brenning, 2010) y entre el 10% a 20% de la escorrentía superficial (Schaffer et al. 2019). En el caso de expresiones de permafrost no asociadas a glaciares de roca, se ha hipotetizado sobre la potencial influencia en la hidrología local de las cuencas de los Andes semiáridos (Hilbich et al. 2022). Esto se fundamenta en datos geofísicos, que ha detectado una significativa presencia de hielo intersticial (11 a 49%) en laderas de montañas en los Andes semiáridos argentinos y chilenos (Hilbich et al. 2022).

A pesar del aporte significativo que, representan los glaciares y el permafrost de alta montaña, al sistema hidrológico de los Andes semiáridos. La conservación y distribución de ambos elementos de la criósfera, depende en gran medida de la nieve acumulada durante el invierno (Masiokas et al. 2020). La fusión de la nieve es el principal ingreso anual de agua al sistema hidrológico en los Andes (Ayala et al. 2016; Burger et al. 2018). Este elemento de la criósfera, explica gran parte de las variaciones anuales de los caudales de los ríos de los Andes semiáridos (Masiokas et al. 2020). En los Andes chilenos, se ha estimado que la nieve representa entre 13 a 66 km^3 de agua equivalente (SWE) (Cortes y Margulis, 2017). No obstante, su tiempo promedio de conservación, ha disminuido entre 2 a 5 días en el año y la posición de la línea de nieve ha aumentado a una razón de 10 a 30 ma^{-1} (Saavedra et al. 2018). Incluso Cordero et al. (2019) ha estimado que, durante los últimos 50 años la superficie donde comúnmente precipita nieve, se ha reducido a una razón media anual de 12% por década. Esta tendencia ha potenciado aún más, el periodo de mega sequía de los Andes semiáridos de Chile (Garreaud et al. 2017, 2019). Evidencia de esto, es la disminución de la escorrentía superficial en algunos de principales ríos de los Andes semiáridos de Chile y el incremento de la pérdida de masa glaciar (Burger et al. 2018; Dussaillant et al. 2019; Ayala et al. 2020).

Una de las cuencas, que se emplaza en la zona montañosa de los Andes semiáridos de Chile, es la del río Elqui (~30°S). En esta cuenca, la escorrentía deriva principalmente del derretimiento de la nieve y la fusión del hielo glaciar (Favier et al. 2009; Ribeiro et al. 2015). Lo anterior, incluso ha sido confirmado a través de análisis de isotopos estables (Stauch et al. 2006; Valois et al. 2021). En ese sentido, el sistema de aguas subterráneas también depende de la precipitación de nieve, ya que la recarga de los acuíferos deriva principalmente de la infiltración de parte de la escorrentía superficial (Pourrier et al. 2014, Valois et al. 2020). Sin embargo, durante las últimas

décadas la disponibilidad de agua en la cuenca del río Elqui, no ha sido ajeno a los efectos del cambio climático. Se ha detectado un cambio en la temporalidad y un descenso a escala anual, de las precipitaciones (Sovignet et al. 2012). Estos cambios, sumados al incremento de los días con altas temperaturas durante el verano (Sovignet et al. 2012), han modificado la posición de la línea de nieve (Carrasco et al. 2005). Lo anterior, ha potenciado la reducción de la superficie ocupada por la criósfera en esta cuenca y en cuencas adyacentes (e.g. Kinnard et al. 2020; Robson et al. 2022). Esto ha causado una disminución en los caudales del río Elqui y por ende un descenso del nivel freático de las aguas subterráneas de la región (Ribeiro et al. 2015). No obstante, la componente asociada a la eficiencia del uso del agua, también explica el déficit de agua disponible en la zona baja de la cuenca (Orphanopoulos et al. 2013).

El desarrollo de modelos hidrológicos en regiones montañosas, representan un gran desafío. Principalmente porque, en estas zonas la escorrentía está determinada por la fusión de la nieve y las precipitaciones son irregulares, debido a los gradientes altitudinales (Ruelland et al. 2011; Scaff et al. 2017). Algunos de los modelos hidrológicos desarrollados para la cuenca del río Elqui, han intentado reproducir y proyectar el comportamiento de su escorrentía (e.g. Araya y Hunt, 2003; Trigos y Munizaga, 2006; Souvignet, 2007; Ruelland et al. 2011; Hublart et al. 2013, 2014, 2015). Sin embargo, algunos de los resultados de estos modelos, tienen un grado de incertidumbre significativo. Lo anterior, se fundamenta en que no han contemplado la influencia de la nieve acumulada en invierno (e.g. Araya y Hunt, 2003) o su rango de simulación ha sido acotado (e.g. Trigos y Munizaga, 2006; Souvignet, 2007). Por otra parte, modelos hidrológicos que si han considerado el efecto de la nieve y un rango temporal más amplio (~30 años), han logrado reproducir y proyectar caudales con un grado de realismo significativo (e.g. Ruelland et al. 2011; Hublart et al. 2014; Balocchi et al. 2017). Esto últimos, incluso ha permitido simular la influencia de la nieve en la dinámica del nivel freático del agua subterránea de la cuenca (Ruelland et al. 2011). Sin duda, el aporte que han realizado estos trabajos, ha tenido un impacto significativo sobre el conocimiento y caracterización de la escorrentía en la cuenca del río Elqui. Sin embargo, existe un déficit en estos modelos, y se relaciona a que estos no han considerado la variabilidad hidro-climática relacionada a la mega sequía de los últimos 13 años. Por lo tanto, los datos de caudales diarios, mensuales y anuales de estos modelos no representan parte del contexto actual de la cuenca. Además, las proyecciones de caudal considerando escenarios de cambio climático, potencialmente tienen un sesgo significativo. Principalmente, por no considerar la mega sequía y por utilizar modelos climáticos globales más antiguos al Proyecto de Intercomparación de Modelos Acoplados Fase 5, CMIP5.

2. OBJETIVOS

El objetivo general de esta investigación es analizar el rol de la nieve, dentro de un sistema hidrológico de cuenca semiárida montañosa, bajo escenarios climáticos futuros.

2.1 Objetivos específicos

• Simular con el modelo hidrológico Hydro-BID, la escorrentía diaria y la escorrentía promedio mensual y anual de parte alta de la cuenca del río Elqui (30°S), en los Andes semiáridos de Chile.

• Proyectar, a través del módulo de cambio climático de Hydro-BID, los caudales promedio anuales, mensuales y diarios de la cuenca para los años 2040-2059, 2060-2079 y 2080-2099, considerando las Trayectorias Socioeconómicas Compartidas (SSP) SSP2-4.5 y SSP5-8.5, del Proyecto de Intercomparación de Modelos Acoplados Fase 6 (CMIP6).

6. METODOLOGÍA

3.1 Zona de estudio

La parte alta de la cuenca del río Elqui se ubica en los Andes semiáridos de Chile (~ 30°S) y tiene una superficie de ~5700 km^2 (Figura 1). Esta incluye las subcuencas de los ríos Turbio (~4118 km^2), Claro (~1520 km^2) y Elqui en Algarrobal (~ 62 km^2). El río Turbio se origina por la confluencia del río Toro y el río La Laguna. Por su parte, el rio Claro es el resultado de la confluencia del río Derecho y el río Cochiguaz. La zona de estudio, se caracteriza por un fuerte gradiente altitudinal entre el océano Pacífico y los Andes, que cuenta con cumbres > 6000 m.s.n.m., a menos de 150 km del océano. Sobre los 3000 m.s.n.m. el paisaje montañoso es dominado por la geomorfología glaciar (e.g. morrenas frontales y laterales, valles en U y glaciares de roca) (e.g. Monnier et al. 2014). Estos elementos del relieve, han evolucionado como consecuencia de la intercalación de periodos glaciares e interglaciares con distintos procesos glaciares, fluviales y de ladera durante Cuaternario (Zech et al. 2008; Riquelme et al. 2011; Aguilar et al. 2013). La geología del sector se caracteriza por la presencia afloramientos de rocas graníticas y volcánicas fracturadas del Paleozoico y Cenozoico, rocas carbonatadas y volcano-sedimentarias del Jurásico y Cretácico inferior y depósitos aluviales Cuaternarios (Velásquez et al. 2021).

Debido a que el área de estudio se ubica al sur de la Diagonal Árida, las precipitaciones ocurren principalmente en invierno (Riquelme et al. 2011). En general, el clima de la región se caracteriza por una humedad relativa < 40%, precipitaciones del orden de 300 mm a^{-1} y una temperatura diaria del aire que fluctúa durante el año, entre -12°C a 10°C (~ 4200 m s.n.m.) (Kull et al. 2002; Kalthoff et al. 2006; Favier et al. 2009). La posición de la Altitud de la Línea de Equilibrio (ELA) se ubica aproximadamente a 5300 m.s.n.m. (Carrasco et al. 2005, 2008). La vegetación se limita a zonas específicas, por lo que a la escala de la cuenca la evapotranspiración es despreciable (Kalthoff et al. 2006). El principal proceso que involucra la perdida de agua, en la zona alta de

la cuenca, se asocia a la sublimación (Ginot et al. 2006; Hublart et al. 2015; Réveillet et al. 2019). En relación a los caudales de la parte alta de la cuenca del río Elqui. Registros diarios (1985-2018, Alvarez-Garreton et al. 2018) indican que, para los ríos Turbio, Claro y Elqui la descarga media es 5.7 m^3/s, 3.8 m^3/s y 9.6 m^3/s, respectivamente.

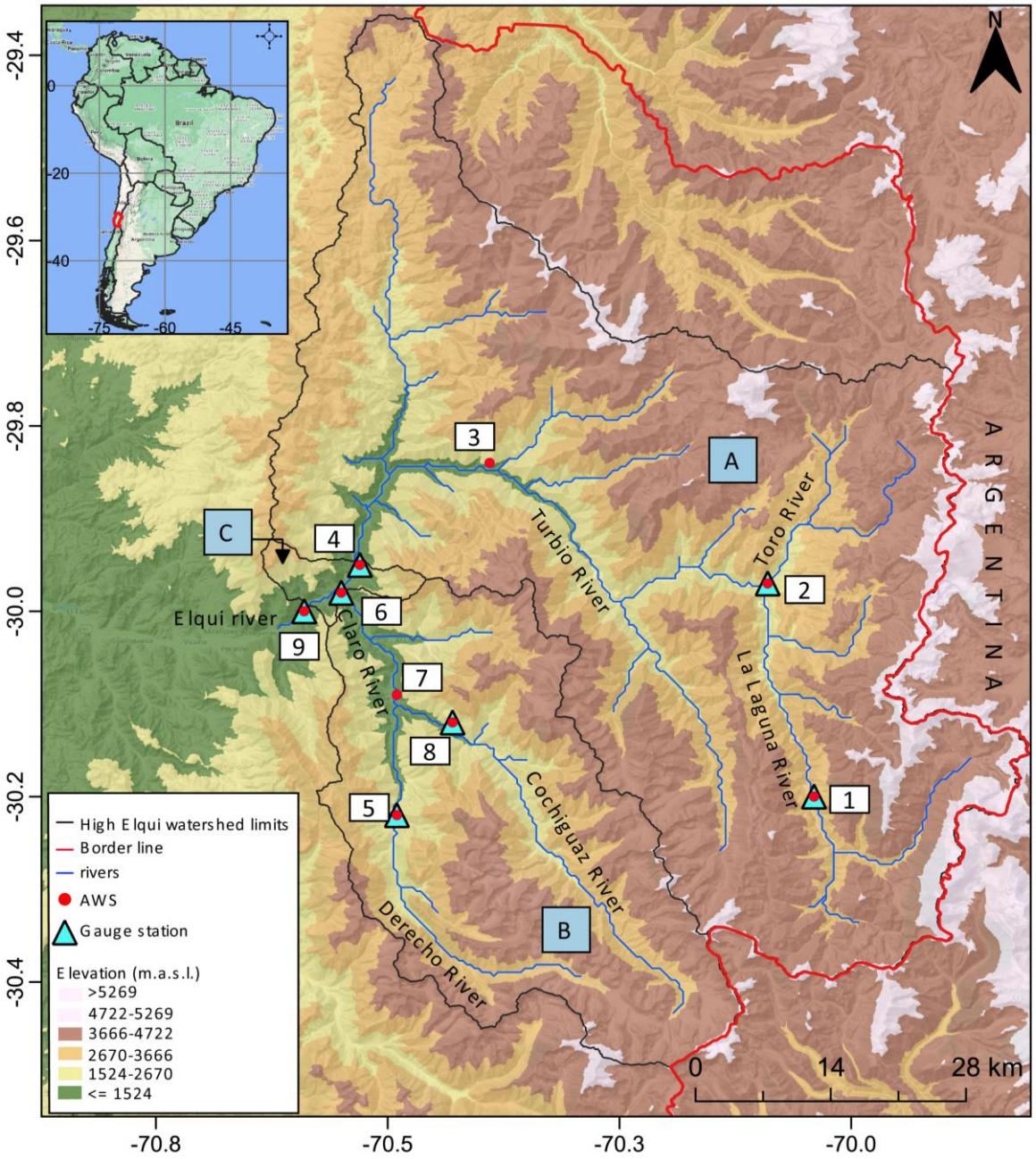


Figura 1 Mapa de ubicación de la parte alta de la cuenca del río Elqui. En la esquina superior izquierda se muestra el mapa de Sudamérica, en donde en rojo se destaca la región de Coquimbo, lugar donde se emplaza la zona de estudio. A= subcuenca del río Turbio, B= subcuenca del río Claro, C=subcuenca de salida de la parte alta de la cuenca del río Elqui. AWS= Estación Meteorológica Automática. 1= Estación río La Laguna, 2= Estación río Toro, 3= Estación río Turbio en Huanta, 4= Estación río Turbio en Varillar, 5= Estación río Derecho en Alcoguaz, 6= Estación río Claro en Rivadavia, 7= Estación río Claro en Montegrande, 8= Estación río Cochiguaz en el Peñón, 9= Estación río Elqui en Algarrobal. La base del mapa corresponde a un modelo de elevación digital SRTM de 30 m de resolución.

3.2 Hydro-BID

Hydro-BID es un modelo que permite simular y proyectar bajo escenarios de cambio climático la hidrología y la gestión de recursos hídricos en la región de Latino América y el Caribe (LAC) (Nalesso y Emanuel, 2018). El núcleo del modelo, es el Conjunto de datos Hidrográficos Analíticos (AHD). Este último es un sistema que cuenta con información de ~ 230.000 cuencas y redes de drenaje de LAC (Nalesso y Emanuel, 2018). ADH también integra información del uso de suelo, tipos de suelo, precipitación, temperatura y flujos de agua para cada cuenca y subcuenca de LAC. Para acceder a esta información para una determinada cuenca o subcuenca, es necesario instalar un complemento de ADH compatible con QGIS 2.18 (para más detalles ver Nalesso y Emanuel, 2018). Una vez instalado este complemento, es posible acceder a la base de datos de ADH. Sin embargo, antes es necesario identificar el número de serie asociado a la cuenca o subcuenca de interés. Este último se denomina COMID. En el caso del área de estudio, los COMID de interés se asocian a las subcuencas donde se emplazan los ríos La Laguna (316014700), Toro (315929700), Turbio (315930700), Derecho (316023100), Cochiguaz (315982300), Claro (315947400) y Elqui (315942500). Siendo este último es más importante, debido a que es la zona de descarga de salida de la parte alta de la cuenca del Elqui.

Hydro-BID calcula la escorrentía originada a partir de la precipitación, la evapotranspiración real, la percolación, el flujo base, la percolación profunda y los volúmenes de agua almacenada en la zona saturada y no saturada. Estos cálculos se fundamentan en la Función de Carga de Cuenca Generalizada (GWLF) (Haith et al.1992). Esta función integra procesos asociado a la fusión de la nieve o hielo, Evapotranspiración Potencial (PET), escorrentía (R) y percolación (Nalesso y Emanuel, 2018). La escorrentía se calcula a través del Número de Curva (NC). Por su parte, para calcular la evapotranspiración real, es necesario considerar la temperatura diaria y un factor de cobertura que depende el uso del suelo y condiciones de la cobertura. El flujo basal y la percolación profunda se obtienen a partir de las constantes de recesión de agua subterránea y de percolación, respectivamente. Mientras que, el volumen de agua almacenado se estima en función del balance diario, el cual considera la situación del día previo y flujos del día. Lo anterior, permite calcular el volumen de escorrentía a escala de cuenca y subcuenca (Moreda et al. 2014). Por lo cual, para realizar la modelización hidrológica de cuencas, Hydro-BID requiere datos de entrada asociados a series de tiempo diarias de temperatura (°C), precipitación (mm o cm) y caudales (m^3/s).

3.3 Datos hidro-climáticos

Los registros hidro-climáticos derivan de nueve estaciones meteorológicas y siete estaciones de monitoreo de caudal (Tabla 1, Figura 1). Las series de tiempo de estas

estaciones son de libre acceso y se encuentran disponibles en la plataforma de digital de CAMELS-CL (https://camels.cr2.cl/). Las características y aplicaciones de esta plataforma se describen en los trabajos de Alvarez-Garreton et al. (2018) y Barría et al. (2021). Un ejemplo de los datos proporcionados por CAMELS-CL, se pueden observar en la Figura 2 y 3. En estas figuras también se puede apreciar la variabilidad hidro-climática de los últimos 32 años en la zona de estudio.

Los datos de temperatura del aire y precipitación diaria, muestran un registro continuo para los 41 años de estudio (1979-2020). Mientras que, las series de tiempo de caudal diario de las estaciones registran rangos temporales de datos diferentes (Tabla 1). Considerando la estación la estación de monitoreo de caudal con menor continuidad temporal de datos (Tabla 1) y el objetivo de captar la mayor variabilidad hidro-climática posible del área de estudio, se utilizó una base de datos hidro-climáticos de aproximadamente ~32 años (1986-2018).

Debido a la extensión CVS (Valores Separados por Comas) de los datos obtenidos de CAMELS-CL, es relativamente sencillo filtrar esta información con Microsoft Excel, R o Python. Lo anterior permite, detectar rápidamente y de manera gráfica, la presencia de datos faltantes en las series de tiempo de los datos hidro-climáticos. En el caso del área de estudio, se identificaron dos inconsistencias en las series temporales. La primera se asoció al formato en el cual CAMELS-CL, proporciona registros de temperatura. Estos son de carácter máximo y mínimo diario. Hydro-BID, no discrimina sobre el tipo dato de temperatura necesario para modelar el caudal de una cuenca. Sin embargo, hacer un análisis de la escorrentía para temperaturas máximas diarias y otro para temperaturas mínimas diarias escapa de los objetivos de este trabajo.

La segunda inconsistencia se relacionó a los datos de caudal diario. Del análisis de estos datos, se identificaron series de tiempo de caudal incompletas asociadas a series de tiempo de temperatura y precipitación continuas.

Para solucionar el problema de las series de tiempo de temperatura, se procedió a calcular el promedio entre los datos de temperatura diaria máxima y mínima. Este último calculo, se basó en la siguiente relación:

$$T_{media\ diaria}(°C) = \frac{Tmax_n + Tmin_n}{2}$$

Donde $T_{media\ diaria}$ (°C) = Temperatura media diaria, T_{maxn} = Temperatura máxima en el n-día (1,2,3 … n) y T_{minn} = Temperatura mínima en el n-día (1,2,3 … n).

Por su parte, el problema de las series de tiempo de caudal incompletas se concentró en las estaciones ubicadas en los ríos Derecho, Claro, Turbio y Elqui. En primer lugar, para homogenizar estas series de tiempo, se consideraron solo los días con registro de

datos de las estaciones. En función de estos últimos, se procedió a elaborar modelos de regresión lineal, entre las estaciones de caudal. Se definió como variable dependiente, la estación de caudal con datos faltantes en un rango de tiempo determinado. Mientras que, se definió como variable independiente, la estación de monitoreo que contaba con registros de caudal para ese periodo determinado de tiempo. Además, se consideraron validos aquellos modelos de regresión lineal con valores de R^2 >0.6, R^2 ajustado >0.6 y en error típico <10%.

Tabla 1 Resumen de las características de las subcuencas que se ubican en la parte alta de la cuenca del río Elqui. Área= Área de subcuenca (km^2), Eleva. = Elevación donde se ubica la estación (m.s.n.m.), P= Precipitación media anual entre (mma^{-1}), T= Temperatura media anual (°C), Q= Caudal promedio anual ($m3a^{-1}$), Lat.= Latitud, Long. = Longitud y s/d= sin datos. Los datos de P, Ty Q están asociados al periodo entre 1986-2018.

COMID	Subcuenca	Área	Estación	Eleva.	P	T	Q	Lat.	Long.
316014700	Río La Laguna	557.9	La Laguna	3160	159	2.49	1.9	30.20	70.03
315929700	Río Toro	467.4	Toro	2104	133	4.3	0.7	29.97	70.09
316023100	Río Derecho	338.2	Estero Derecho en Alcoguaz	1645	237	4.5	1.1	30.22	70.49
315982300	Río Cochiguaz	675.4	Cochiguaz en el Peñón	1341	189	6.9	3.8	30.12	70.43
315966600	Río Claro	1249.1	Claro en Montegrande	1074	202	6.3	s/d	30.08	70.49
315947400	Río Claro	1512.8	Claro en Rivadavia	812	201	5.4	3.8	29.97	70.55
315893000	Río Turbio	4083.5	Turbio en Huanta	1214	155	4.9	s/d	29.84	70.38
315930700	Río Turbio	4083.6	Turbio en Varillar	866	142	5.6	5.7	29.94	70.53
315942500	Río Elqui	5669.7	Elqui en Algarrobal	768	158	6.1	9.9	29.99	70.58

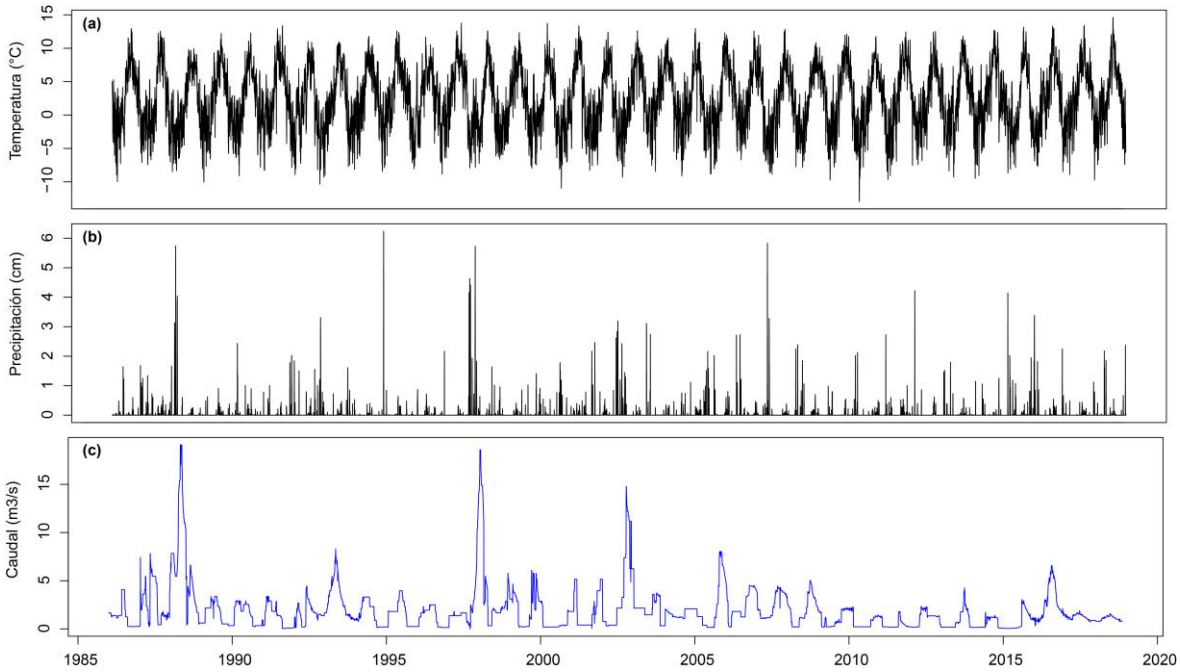


Figura 2 Serie de tiempo de datos hidro-climáticos de CAMELS-CL, registrados en la estación de monitoreo emplazada en la subcuenca del río La Laguna. (a) Serie de tiempo de la temperatura diaria del aire para el periodo 1986-2019. (b) Serie de tiempo de precipitación diaria para el periodo 1986-2018. (c) Serie de tiempo de caudales diarios para el periodo 1986-2018.

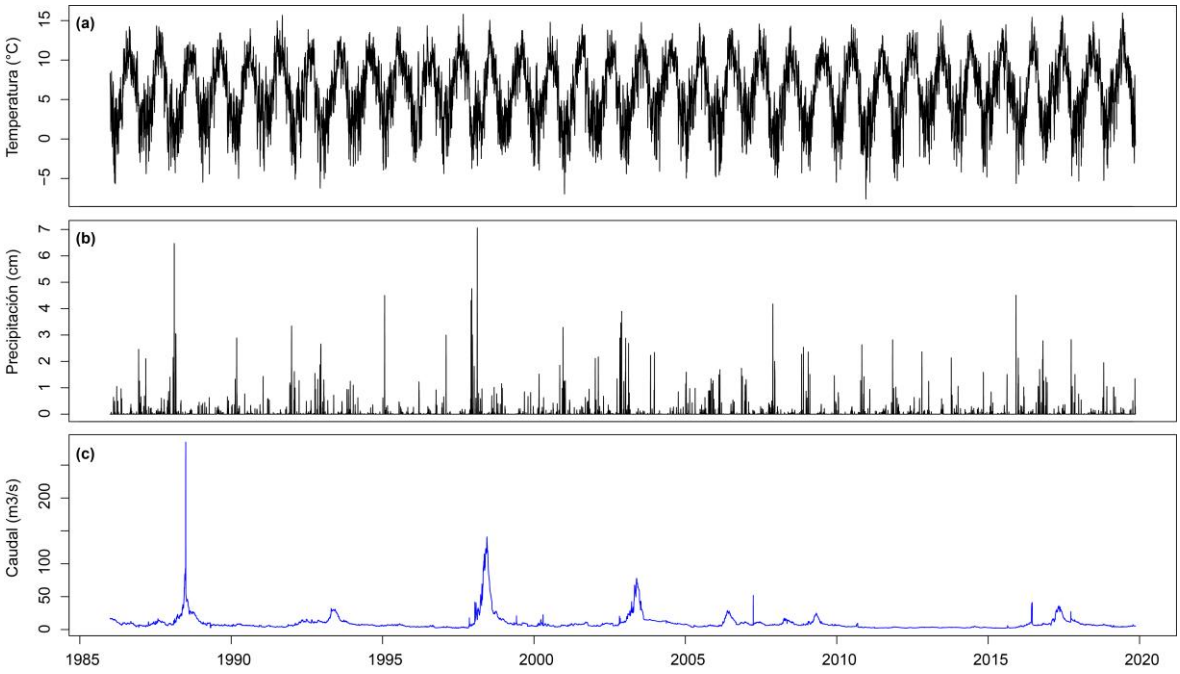


Figura 3 Serie de tiempo de datos hidro-climáticos de CAMELS-CL, registrados en la estación de monitoreo Elqui en Algarrobal. (a) Serie de tiempo de la temperatura diaria del aire para el periodo 1986-2018. (b) Serie de tiempo de precipitación diaria para el periodo 1986-2019. (c) Serie de tiempo de caudales diarios para el periodo 1986-2018.

3.4 Proyecciones de CMIP6

Las Trayectorias Socioeconómicas Compartidas (SSP), son escenarios de cambio climático que han sido desarrollados por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC). Estas trayectorias, describen los cambios que se experimentarán a escala social, demográfica y económica en los próximos cien años (Chen et al. 2020). Las proyecciones se fundamentan en la evolución y comportamiento del sistema socio-económico durante el siglo XXI (Riahi et al. 2017). El IPCC (2021), ha propuesto cinco potenciales escenarios en función de del nivel de emisiones de gases de efecto invernadero, medidas de mitigación y elementos socio-económicos. Los cinco escenarios corresponden a SSP1, SSP2, SSP3, SSP4 y SSP5. SSP1 es una trayectoria de carácter sostenible, la cual está orientada a la población y donde se fomenta el uso de energías verdes (van Vuuren et al. 2014). En esta trayectoria la temperatura del aire se incrementará por debajo de los 1.5°C en 2100 (IPCC,2021). SSP2, es una trayectoria intermedia entre SSP1 y SSP3 (Fricko et al. 2017). SSP3 es un escenario que resulta de la baja o nula cooperación global para enfrentar la crisis climática (Fujimori et al. 2017). Si bien SSP3, se caracteriza por una menor cantidad de emisiones de gases invernaderos que SSP5. Sin embargo, bajo SSP3, se espera que hacia el 2100 las emisiones de gases invernaderos sean el doble al de la actualidad (IPCC, 2021). Por su parte SSP4, es un escenario en la cual la inequidad y la estratificación se incrementará en los países (Calvin et al. 2017). SSP5 es una trayectoria que se encuentra en el extremo opuesto de SSP1 (IPCC, 2021). SSP5 se caracteriza por el uso indiscriminado de combustibles fósiles y por una economía que crece rápidamente, sin embargo, la población se enfrenta a grandes problemas en torno a medidas de mitigación (Kriegler et al. 2071).

Hydro-BID, cuenta con un módulo de cambio climático. Este último permite simular la respuesta de las cuencas hidrológicas de LAC, a los cambios de temperatura y precipitación asociados a escenarios de cambio climático. Para el presente trabajo se emplearon datos del último informe del IPCC (IPCC, 2021).

Los datos de los modelos climáticos globales, se encuentran disponibles en una plataforma web del banco mundial (https://climateknowledgeportal.worldbank.org/download-data). A partir de este sitio se obtuvieron los datos de precipitación (1990-2020) y datos de proyecciones de temperatura y precipitación mensual y anual para SSP2-4.5 y SSP5-8.5, para la región de Coquimbo. Los periodos de proyección seleccionados correspondieron a 2040-2059, 2060-2079 y 2080-2099. Se eligieron SSP2-4.5 y SSP5-8.5, considerando que es poco probable que las condiciones proyectadas por SSP1-1.9 y SSP1-2.6 se concreten en el futuro.

En Hydro-BID, en función de la trayectoria seleccionada y su respectivo periodo de tiempo, se ingresaron los datos de temperatura mensual proyectada. En el caso de la precipitación, se calculó un factor de cambio entre los datos de precipitación (1990-2020)

con respecto a los de precipitación mensual proyectados por cada trayectoria y periodo de tiempo a simular. Lo anterior se realizó a partir de las siguientes relaciones aritméticas:

$$P_{p(1990-2020)} = \sum_{n} \frac{P_{p1} + P_{p2} + .. P_{pn}}{n}$$

$$P_t = \frac{P_{t1} + P_{t2} + .. P_{tn}}{n}$$

$$D = \left({}^{P_t}\!/_{P_{p(1990-2020)}} \right)$$

$$F = 1 + D$$

Donde $P_{p(1990\text{-}2020)}$ = Precipitación promedio mensual entre 1990-2020, P_t= Precipitación promedio mensual de la trayectoria y periodo de tiempo seleccionado t (2040-2059, 2060-2070, o 2080-2099), F= Factor de reducción o incremento de la precipitación según la trayectoria seleccionada.

3.5 Calibración y validación del modelo

Para calibrar el modelo hidrológico de Hydro-BID, fue necesario ajustar algunos parámetros que considera la simulación, al contexto del área de estudio. Los parámetros a ajustar son Número de Curva (NC), el Contenido de Agua Disponible (AWC), el Coeficiente de Recesión (CR), las Perdidas (S), los factores de evapotranspiración durante la temporada con y sin cultivo, el umbral de temperatura y el factor de fusión. NC, caracteriza el tipo de uso de suelo y representa la hidrología en el suelo. AWC, es la cantidad de agua almacenada por el suelo que puede ser usado por las plantas. Este último factor, puede influir en el proceso de infiltración del agua hacia las aguas subterráneas. CR, determina el grado de aporte de las aguas subterráneas a los ríos después de eventos donde los caudales se incrementan. S, se asocia al intercambio de agua entre aguas subterráneas cerca de la superficie con los flujos de agua que circulan más profundo.

Para la evaluación de la efectividad de la calibración del modelo, se consideraron elementos estadísticos y gráficos. Respecto a los parámetros estadísticos se usaron los coeficientes de correlación (r), correlación modificada (r_{mod}), Nash-Sutcliffe (NSE) y el error de volumen general. Para el caso los coeficientes r, r_{mod} y NSE, cuando los valores de estos coeficientes son cercanos a 1, indican que el grado de ajuste entre el caudal modelado y el caudal observado es alto. Mientras que el error de volumen general, indica la media del porcentaje de error entre los valores simulados y los valores observados. En términos de error, se considera aceptable un error general $\leq \pm 15\%$ (Moriasi et al. 2015) Por su parte, la evaluación grafica de la calibración del modelo, se asocia al grado de ajuste entre la curva de volumen de agua simulada y observada.

La cobertura de nieve es fundamental dentro del ciclo hidrológico de la cuenca del río de Elqui, por lo tanto, la calibración del modelo se realizó en subcuencas que se encuentran a mayor elevación en el área de estudio. Inicialmente, se consideró calibrar el modelo con la subcuenca del río La Laguna. Sin embargo, los datos de caudales registrados en la estación de La Laguna están influenciados y determinados por el volumen de agua

liberado por el embalse de La Laguna. Por lo cual, estos datos no son del todo representativos del caudal natural del río La Laguna. En función de lo anterior, se optó por calibrar el modelo con la subcuenca del río Turbio. Con el objetivo de que el modelo incluyese parte del periodo de mega sequía que ha afectado a la zona de estudio, para la calibración se consideró el periodo entre 1986 y 2012. Por su parte, para la validación del modelo calibrado, se consideró la misma subcuenca del río Turbio y la totalidad de la parte alta de la cuenca del río Elqui. La validación del modeló contempló un periodo de seis años (2012-2018).

4. RESULTADOS

4.1 Homogenización de datos de caudal

Los resultados del análisis de datos faltantes de las series de tiempo de caudal diario para la zona de estudio, se resumen en la Tabla 2. En general, se observa que los datos faltantes fluctúan entre ~80 días (estación Elqui en Algarrobal) a ~440 días (estación río Turbio en Varillar). Lo que representa un porcentaje promedio cercano al 2%, con respecto al total de datos registrados por las estaciones de monitoreo de caudal (~12000 días de registro). Los datos no registrados no evidencian una tendencia clara, ya que, hay datos faltantes en los diferentes meses del año. Gran parte de los días sin datos se registra en los años 2015, 2016 y 2018. No obstante, también hay algunos días sin datos en los años 1986,1989,1991, 1999, 2009, 2011 y 2013.

En relación a la homogenización de los datos, los modelos de regresión lineal elaborados, se muestran en la Figura 4 y sus resultados estadísticos se resumen en la Tabla 2. Estos últimos evidencian un alto grado de correlación, entre los datos de caudal diario de la estación río Claro en Rivadavia con los datos de las estaciones ríos Turbio en Varillar (Figura 4a) y Estero Derecho en Alcoguaz (Figura 4b). En general, estos dos últimos modelos muestran un error que fluctúa entre ~4 a ~3%. A partir de lo anterior, ambos modelos se usaron para completar la serie de tiempo en las estaciones de río Claro en Rivadavia y río Turbio en Varillar. Por su parte, el modelo de regresión lineal entre los datos de la estación de río Claro y de la estación del río Elqui en Algarrobal muestra el valor de correlación más alto entre los modelos desarrollados (~0.9) (Tabla 2). No obstante, también muestra el porcentaje más alto de error. Sin embargo, aún es un modelo que permite relacionar de manera satisfactoria los datos entre las estaciones de río Claro y de la estación del río Elqui en Algarrobal.

Tabla 2 Resumen de los datos faltantes en las series de tiempo de caudal en estaciones de monitoreo para el periodo 1986-2018. Además, se muestran los resultados de los parámetros estadísticos que evalúan los modelos de regresión lineal. DT= Número de Datos Totales, NDT=Número de Datos Faltantes, %DF= Porcentaje de Datos Faltantes, VD=Variable Dependiente, R^2= Coeficiente de Determinación, R^2ajustado=Coeficiente de Determinación Ajustado.

				Modelo de regresión lineal			
Estación	**NDT**	**NDF**	**%DF**	**VD**	**R^2**	**$R^2_{ajustado}$**	**% error**
Estero Derecho en Alcoguaz	12053	123	1%	Claro en Rivadavia	0.64	0.64	3.5
Claro en Rivadavia	12053	299	3.0%	Turbio en Varillar	0.71	0.71	3.2
Turbio en Varillar	12053	437	3.6%	Claro en Rivadavia	0.71	0.71	3.2
Elqui en Algarrobal	12053	82	0.7%	Claro en Rivadavia	0.78	0.78	6.0

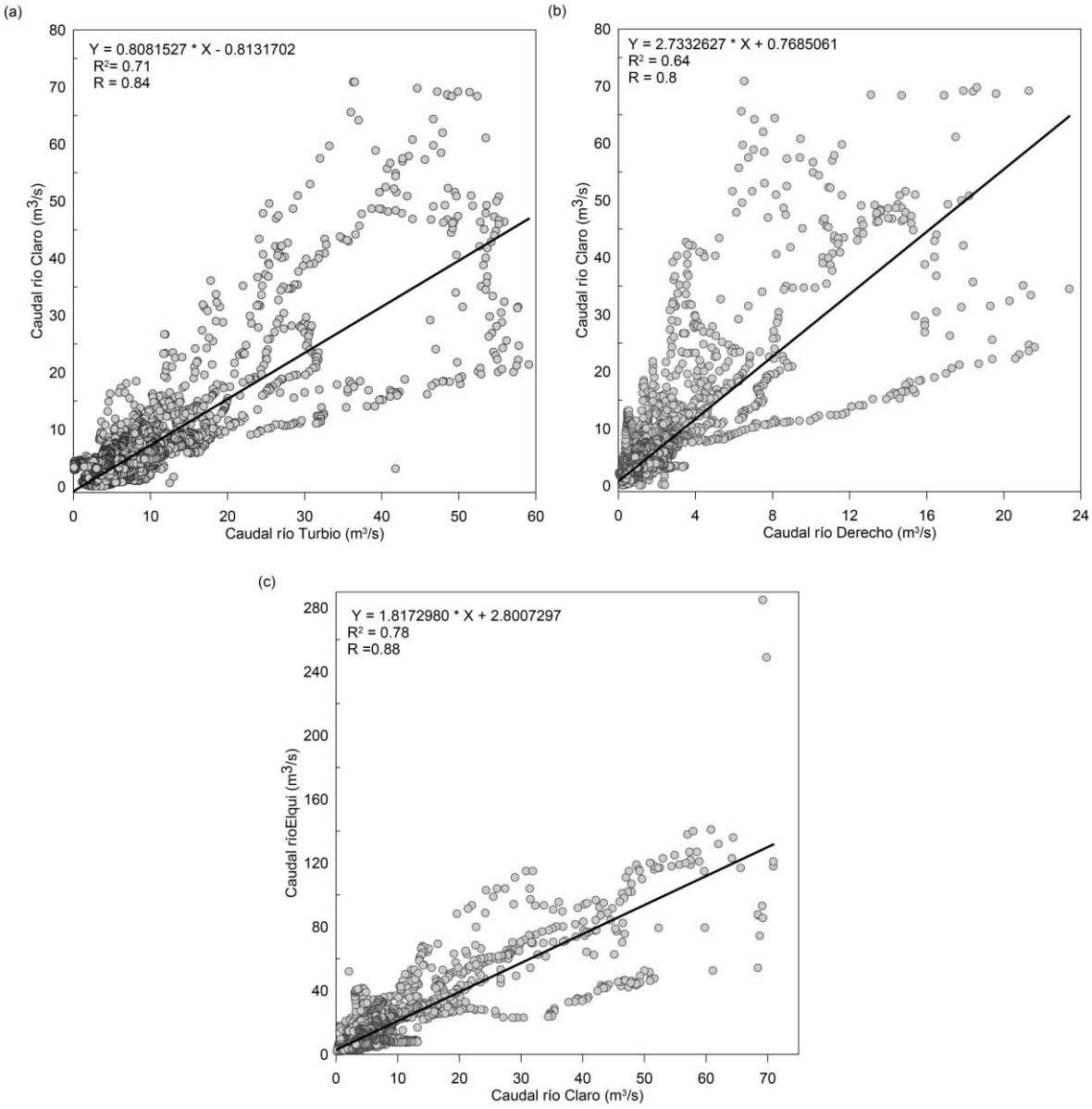


Figura 4 (a) Modelo de regresión lineal entre los datos de caudal de la subcuenca del río Claro y la subcuenca del río Turbio. (b) Modelo de regresión lineal entre los datos de caudal de la subcuenca del río Claro y la subcuenca del río Derecho. (c) Modelo de regresión lineal entre los datos de caudal de la subcuenca del río Claro y la subcuenca de la parte alta del río Elqui.

4.2 Eficiencia del modelo

Los resultados de los ajustes de parámetros para calibrar el modelo hidrológico de la parte alta de la cuenca del río Elqui, se resumen en la Tabla 3. Como se observa en esta última tabla, algunas de los variables (NC, S y el umbral de temperatura), se ajustaron fuera de los límites recomendados por Nalesso y Emanuel (2018). En el caso particular del umbral de temperatura, este se ajustó a 4°C. Esto último, respondió a que la precipitación a las elevaciones de la zona de estudio es principalmente nieve y no lluvia. Este ajuste coincide con lo realizado por Kraaijenbrink et

al. (2021) en el Himalaya, donde para su modelo para estimar SWE, asumió un umbral de temperatura de 2°C y no de 0°C. Asimismo, para su modelo hidrológico de la cuenca del Elqui, Ruelland et al. (2011) empleó un umbral de temperatura de ~14°C para la cuenca del río Claro.

Por su parte, los resultados de la calibración del modelo en la subcuenca del rio Turbio, muestran que Hydro-BID, simula con grado significativo de realismo el caudal de salida en esta subcuenca (Figura 5). Respecto a los parámetros estadísticos, que se resumen en la Tabla 4, se aprecia que el valor del coeficiente de determinación es ~0.7 para los datos caudales diarios y mensuales. Esto se traduce en que el modelo explica aproximadamente el 70% de la variabilidad de los datos de respuesta en torno a su media. Lo anterior, en parte demuestra el alto grado de ajuste entre los valores de los hidrogramas diarios, mensuales y anuales simulados, con los datos de caudal observados (Figura 5a, 5b y 5c). No obstante, se observa que los caudales máximos relacionados a periodos con mayor precipitación, son subestimados por el modelo (Figura 5a y 5b). Respecto, a los valores de los coeficientes de correlación modificada, estos son > 0.5. Por lo cual, a nivel general, el modelo explica relativamente bien gran parte de la varianza del caudal simulado respecto al caudal observado.

Por su parte, el valor del coeficiente de Nash–Sutcliffe, es ~0.7 tanto para los datos de caudal diario como mensual simulados. En términos de error, los resultados del modelo calibrado muestran un error general de ~ -2% y ~ -1% para los caudales diarios y mensuales simulados, respectivamente. En el caso del caudal de salida simulado para el río Turbio, este se puede visualizar gráficamente en la Figura 5d, en donde el grado de ajuste entre la curva de volumen de agua simulada y ajustada es alta.

En relación a la validación del modelo, los resultados de su aplicación en la misma subcuenca del río Turbio y a la salida de la parte alta de la cuenca del Elqui, también se resumen en la Tabla 4. Respecto a la subcuenca del río Turbio, el valor del coeficiente de determinación disminuye a ~0.6, para los datos caudales diarios y mensuales. Esto implica que, incluyendo los últimos seis años de datos, el modelo explica aproximadamente el 60% de la variabilidad de los datos de respuesta en torno a su media. Si bien el coeficiente de determinación disminuye, aun es un valor que explica el alto grado de ajuste que se observa entre los valores simulados, con los observados (Figura 6a, 6b y 6c). No obstante, también se observa que los picos de caudal relacionados a periodos con abundante precipitación en los seis años de validación, son subestimados por el modelo (Figura 6a y 6b). Respecto, a los valores de los coeficientes de correlación modificada, estos permanecen por sobre el límite de 0.5. Por lo cual, la validación del modelo explica relativamente bien gran parte de la varianza del caudal simulado respecto al caudal observado.

Tabla 3 Resumen de los parámetros que considera Hydro-BID para calibrar los modelos hidrológicos. En la segunda columna se muestran los valores sugeridos por Nalesso y Emanuel (2018). Mientras que, la última columna muestra los parámetros calibrados para el modelo hidrológico de la parte alta de la cuenca del río Elqui.

Parámetro	**Valores estandarizados sugeridos**	**Valor calibrado para el modelo**
Velocidad de flujo	0.5 m/s	0.5 m/s
Inicio temporada de cultivo (día juliano)	Depende del área de estudio	274
Fin temporada de cultivo (día juliano)	Depende del área de estudio	31
NC	0.8 – 1.2 (Factor multiplicador)	0.5
AWC	0.2 – 1.2 (Factor multiplicador)	0.29
CR	0.001 – 0.75	0.002
S	0.005 – 0.1	0.001
Factor de PE (etapa de cultivo)	0.5 – 1.5	1
Factor de PE (etapa de latencia)	0.5 – 1.5	1
Porcentaje de cobertura impermeable	1	1
Umbral de temperatura	1	4
Factor de fusión	1	1

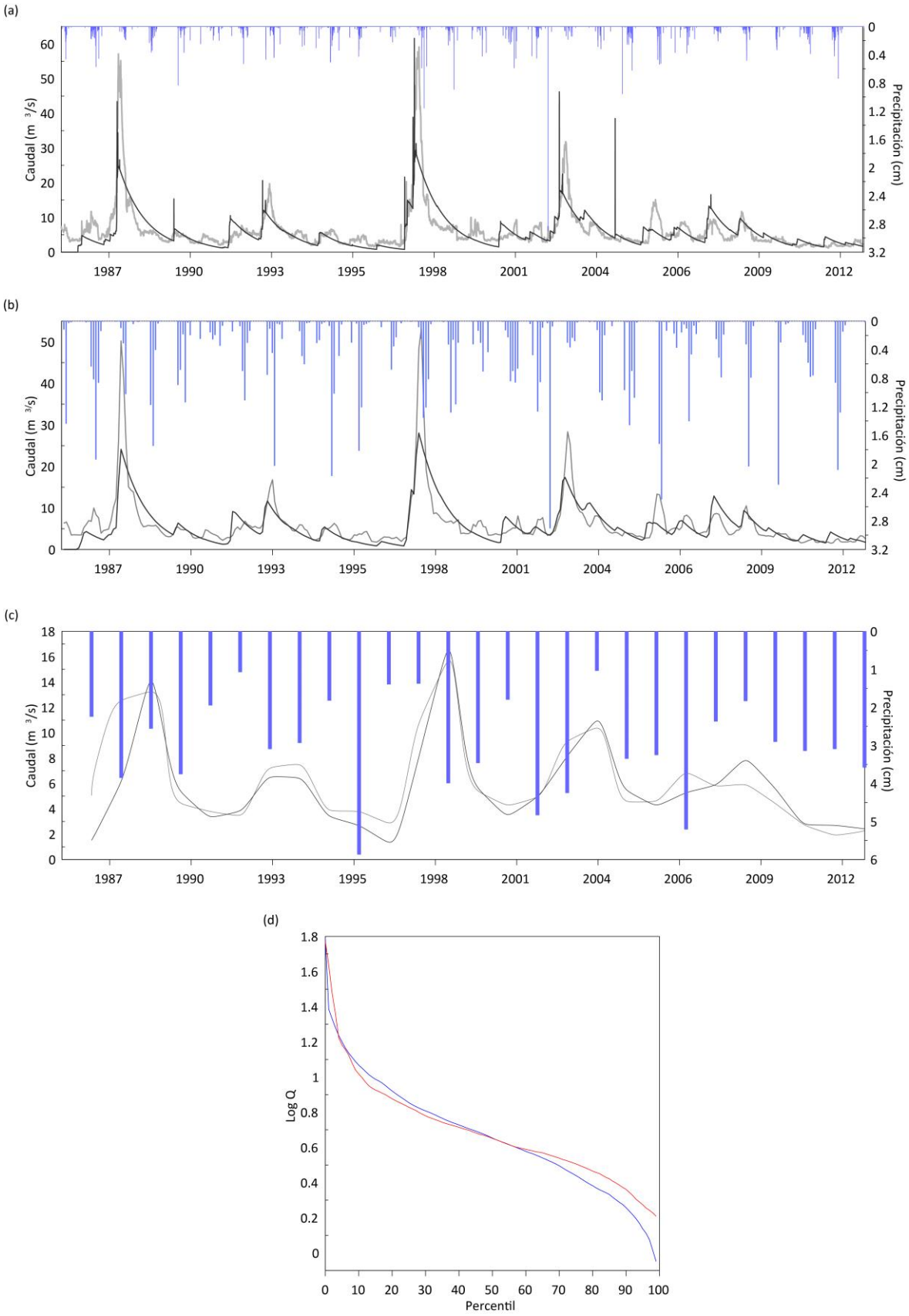


Figura 5 Calibración del modelo en la subcuenca del río Turbio. (a) caudal diario simulada y observado (b) caudal mensual y (c) caudal anual. Barras azules= precipitación, línea de color gris=

caudal observado y línea de color negro= caudal simulado. (d) gráfica de volumen de agua simulado (azul) y volumen de agua observado (rojo).

Tabla 4 Resumen de los resultados del proceso de calibración y validación del modelo hidrológico de la parte alta de la cuenca del río Elqui. r= coeficiente de correlación, R^2= coeficiente de determinación, r_{mod}= coeficiente de correlación modificado, NSE= coeficiente de Nash–Sutcliffe.

Modelo Calibrado río Turbio		
	Caudal diario	Caudal mensual
Error (%)	-1.87	-0.94
r	0.81	0.83
R^2	0.65	0.68
r_{mod}	0.62	0.66
NSE	0.65	0.69
Modelo Validado río Turbio		
	Caudal diario	Caudal mensual
Error (%)	2.66	3.55
r	0.76	0.79
R^2	0.58	0.62
r_{mod}	0.64	0.68
NSE	0.57	0.63
Modelo Validado río Elqui		
	Caudal diario	Caudal mensual
Error (%)	-12.7	-12.03
r	0.76	0.79
R^2	0.58	0.62
r_{mod}	0.44	0.46
NSE	0.53	0.57

Respecto, al coeficiente de Nash–Sutcliffe, este tiene un valor de ~0.6 tanto para los datos de caudal diario como mensual simulados. En términos de error, los resultados del modelo validado en la subcuenca del río Turbio, muestran un error general de ~3% y ~4% para los caudales diarios y mensuales simulados, respectivamente. En el caso del caudal de salida simulado para el río Turbio, este se puede visualizar gráficamente en la Figura 6d, en donde el grado de ajuste entre la curva de volumen de agua simulada y ajustada es alta.

Los resultados de la validación del modelo en la salida de la parte alta de la cuenca del Elqui, se visualizan en la Figura 7. Para este caso, el valor del coeficiente de determinación también disminuye a ~0.6 para los datos

caudales diarios y mensuales (Tabla 4). Por lo tanto, en esta parte del área de estudio, el modelo también explica ~60% de la variabilidad de los datos de respuesta en torno a su media. A pesar de la disminución del coeficiente de determinación, aun es un valor que explica el alto grado de ajuste entre los valores de los hidrogramas diarios, mensuales y anuales simulados, con los datos de caudal observados (Figura 7a, 7b y 7c). Sin embargo, nuevamente se observa que los caudales máximos asociados a periodos con abundante precipitación en los seis años de validación, son subestimados por el modelo (Figura 7a y 7b). Respecto a los valores de los coeficientes de correlación modificada para caudales diarios y mensuales estos son ~0.4 y ~0.5, respectivamente. Lo anterior implica que, el modelo explica relativamente bien gran parte de la varianza del caudal mensual simulado respecto al caudal mensual observado. No obstante, en el caso del caudal diario el modelo no explica gran parte de la varianza entre caudal diario simulado respecto al caudal diario observado.

Por su parte, el valor del coeficiente de Nash–Sutcliffe es ~0.5 y ~0.6 para caudales diarios y mensuales respectivamente. En términos de error, la validación del modelo en la parte alta de la cuenca del río Elqui muestra un valor general de ~ -13% y ~ -12% para los caudales diarios y mensuales simulados, respectivamente (Tabla 3). En el caso del caudal de salida simulado para el río Elqui, este se puede visualizar gráficamente en la Figura 7d, en donde el grado de ajuste entre la curva de volumen de agua simulada y ajustada es alta.

Según el trabajo de Moriasi et al. (2015), los resultados diarios, mensuales o anuales de un modelo hidrológico a escala de cuenca puede definirse como "satisfactorio", cuando el valor de R^2>0.6, NSE>0.5 y el error general es ≤ ±15%. Esto implica que, los resultados del modelo calibrado y validado para la subcuenca del río Turbio y el modelo validado a la salida de la parte alta de la cuenca del río Elqui, indican que al menos que el modelo hidrológico desarrollado puede catalogarse como satisfactorio. Incluso, esto último es corroborado con el análisis de sensibilidad del modelo (Tabla 5). En este último, se demuestra la alta sensibilidad del modelo, en relación al grado de ajustes realizados a los parámetros. De hecho, su bajo valor de RMSE, concuerda con el alto grado de ajuste entre los datos observados y simulados que muestran las Figuras 5, 6 y 7. Otro de los elementos que apoya lo anterior, se relaciona a que Hydro-BID, reproduce con alto grado de realismo es el periodo de fusión de la nieve acumulada, durante el año hidrológico. En general las gráficas muestran que posterior a las precipitaciones de inverno, los caudales de los ríos se incrementan a finales de septiembre (Figura 8).

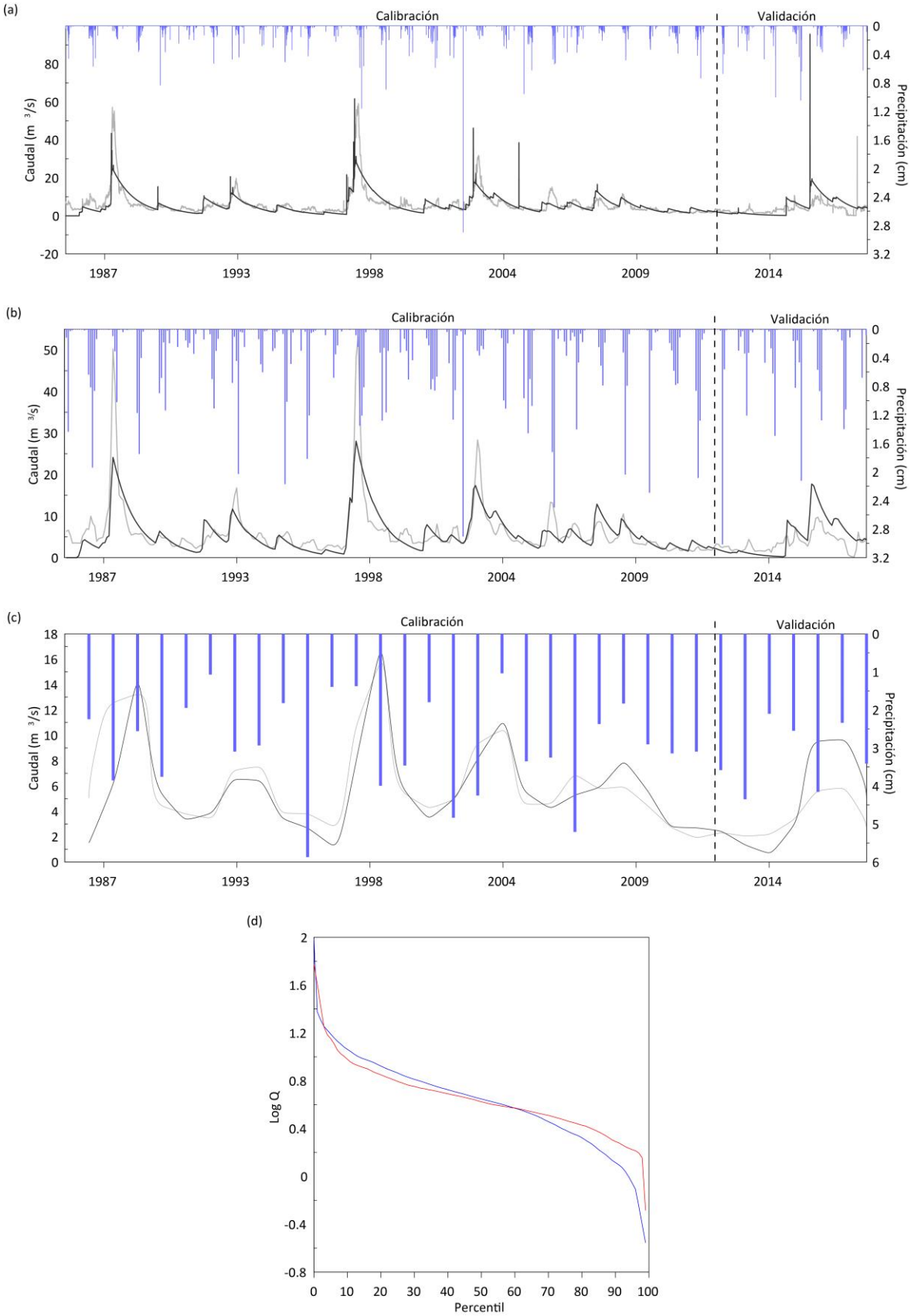


Figura 6 Validación del modelo en la subcuenca del río Turbio. (a) curva simulada y observada del caudal diario, (b) caudal mensual y (c) caudal anual. Barras azules= precipitación, línea de color negro= caudal simulado, línea de color gris= caudal observado. (d) gráfica de volumen de agua simulado (azul) y volumen de agua observado (rojo).

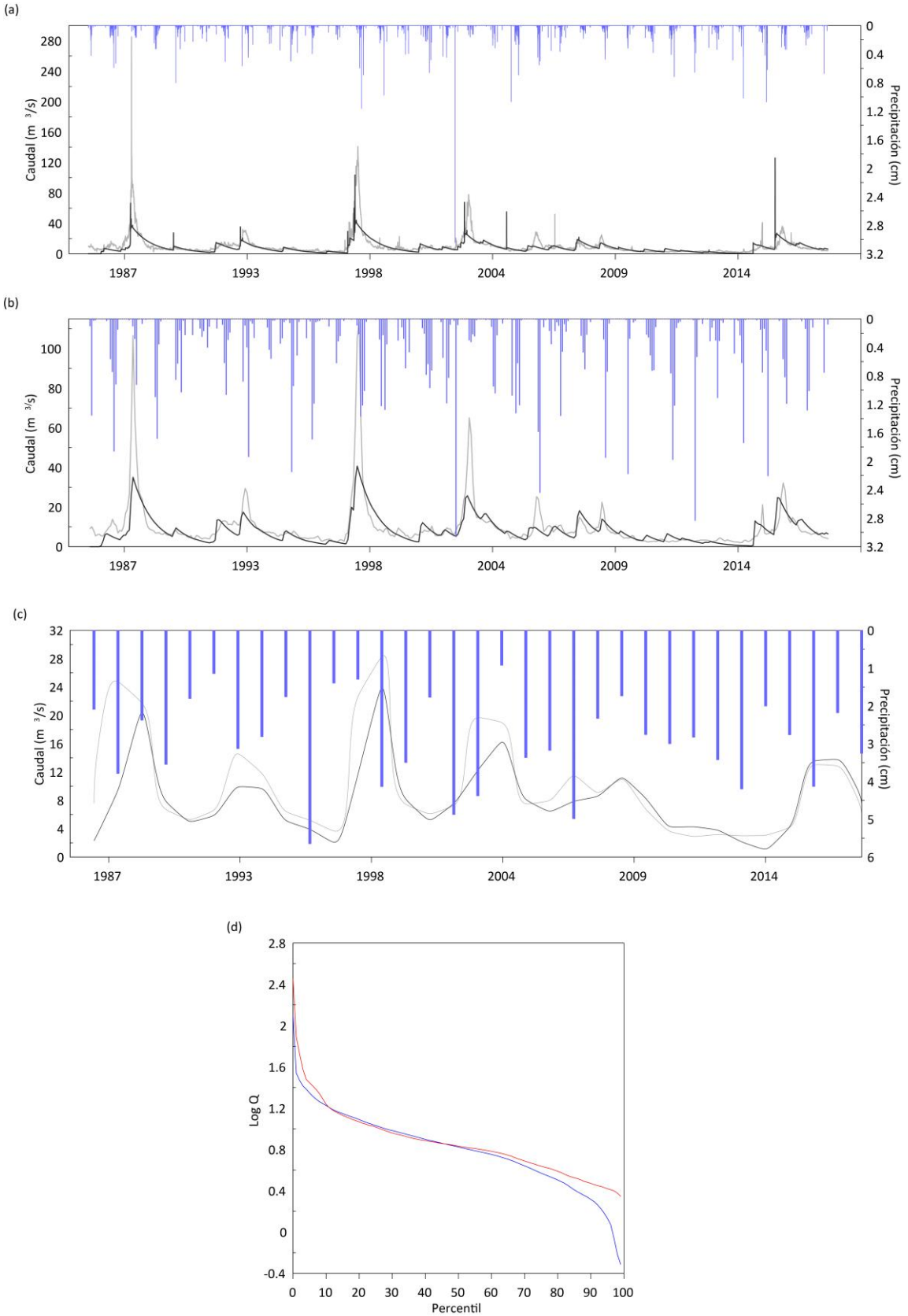


Figura 7 Validación del modelo en Elqui en Algarrobal. (a) curva simulada y observada del caudal diario, (b) caudal mensual y (c) caudal anual. Barras azules= precipitación, línea de color negro= caudal simulado, línea de color gris= caudal observado. (d) gráfica de volumen de agua simulado (azul) y volumen de agua observado (rojo).

Tabla 5 Resultados del análisis de sensibilidad del modelo. Este último, se realizó a partir de las modificaciones de parámetros que Hydro-BID permite realizar. El análisis consideró los valores extremos aconsejados por Nalesso y Emanuel (2018). Los parámetros ajustados para el análisis, fueron el Número de Curva (NC), el Contenido de Agua Disponible (AWD), el coeficiente de recesión (R), las perdidas (S) y el umbral de temperatura (T). OB= observado, RSME= Error Cuadrático Medio, Δ= diferencia, %Δ= porcentaje de reducción (-) o aumento (+), I= indeterminado. Las dos últimas filas, muestran los resultados del modelo con los ajustes de la Tabla 2.

Variable	**Q_{diario}**				**$Q_{mensual}$**				**Q_{anual}**			
	sum	Δ	%Δ	RMSE	sum	Δ	%Δ	RMSE	sum	Δ	%Δ	RMSE
OB	**102507**				**3368**				**280**			
NC	163579	+61072	+60	81	5361	+3409	+75	35	448	+168	+60	12
1.2												
	60091	-42416	-41	22	1973	-1395	-59	12	165	-116	-41	6
0.8												
AWD	21325	-81182	-79	15	701	-2667	-79	14	58	-222	-79	6
1.2												
	31357	-71150	-69	14	1031	-2337	-69	13	86	-194	-69	9
0.8												
R	82800	-19707	-19	I	8.17	-3359	-99	I	227	-53	-19	10
0.75												
	41837	-60670	-59	14	1375	-1993	-59	14	115	-166	-59	9
0.001												
S	1982	100525	-98	18	65	-3303	-98	17	5.4	-275	-98	13
0.1												
	24206	-81301	-79	14	795	-2573	-76	14	66	-214	-76	10
0.005												
T	62556	-38951	-39	12	2053	-1315	39	12	172	-108	-39	6
0°C												
	61660	-40847	-40	12	2024	-1344	-40	11	169	111	-40	6
1°C												
	sum	Δ	%Δ	RMSE	sum	Δ	%Δ	RMSE	sum	Δ	%Δ	RMSE
OB	**59354**				**1952**				**163**			
Modelo	55998	-3356	-6	4	1840	-112	-6	4	153	-10	-6	2

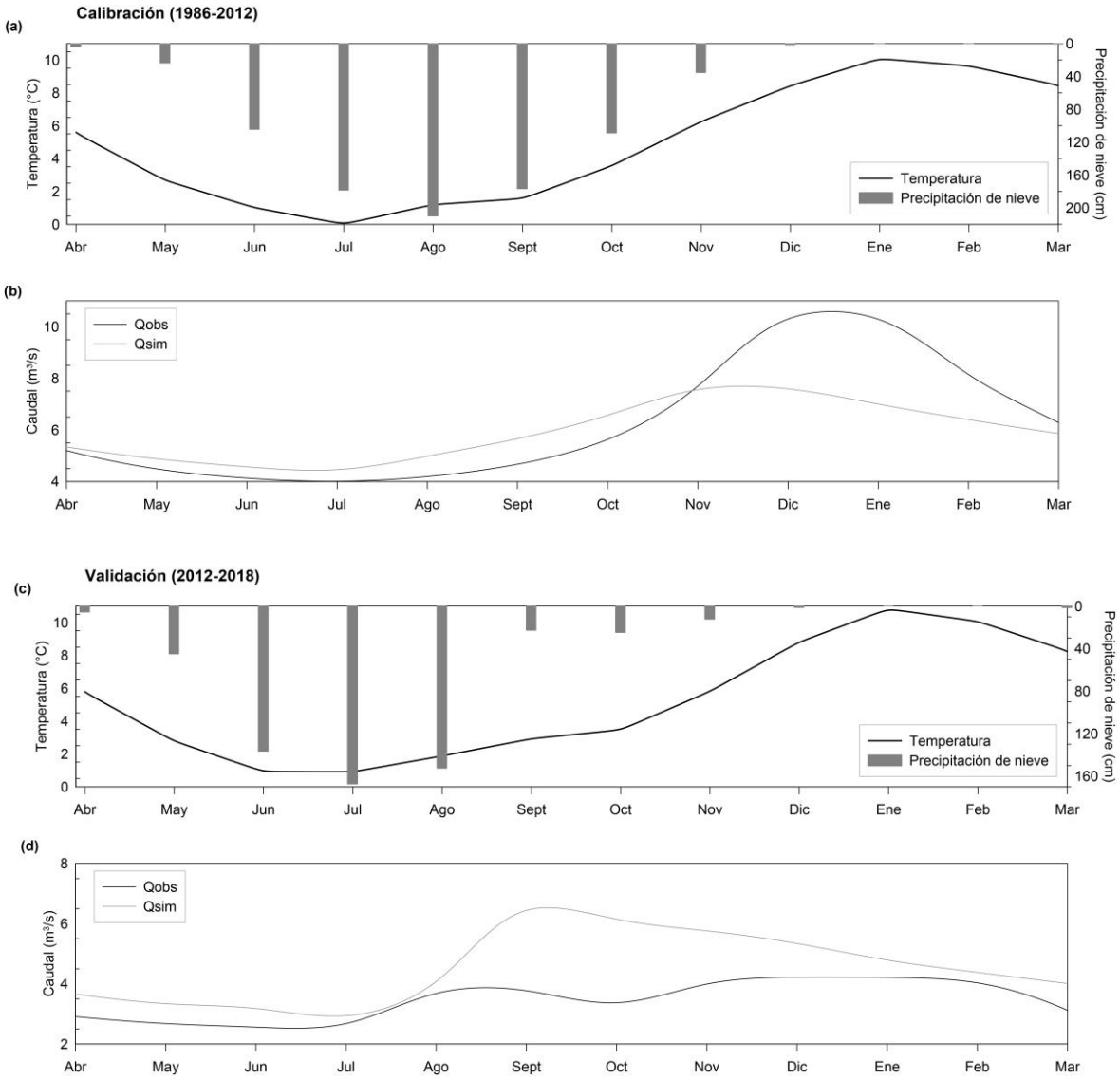


Figura 8 Reproducción del proceso del proceso de precipitación y fusión de la nieve y su relación con el incremento del caudal durante el año hidrológico. (a) y (b) datos basados en el modelo calibrado para la subcuenca del río Turbio. (c) y (d) datos basados en el modelo validado para la subcuenca del río Turbio

4.3 Escenarios climáticos

4.3.1 SSP2-4.5

Para la Región de Coquimbo, bajo SSP2-4.5 se proyecta que la temperatura media anual del aire se incrementará en 1.2, 1.6 y 1.9 °C para los periodos 2040-2059, 2060-2079 y 2080-2099, respectivamente. Mientras que, bajo la misma trayectoria se estima que las precipitaciones disminuirán en un 26% (2040-2059), 29% (2060-2079) y 36% (2080-2099). En general para la trayectoria SSP2-4.5, se observan cambios significativos a escala anual, mensual y diaria en el caudal del área de estudio. Bajo SSP2-4.5 para los periodos 2040-2059, 2060-2079 y 2080-2099, se proyecta que el caudal promedio anual se reducirá en un 54%, 58% y 66%, respectivamente (Tabla 6). En el caso de los

caudales promedio mensuales (Figura 9), para el periodo 2040-2059, se estima que disminuirá en promedio un 51% (Figura 9a). Por su parte, para el periodo 2060-2079, se proyecta una reducción en cerca del 55% (Figura 9b). ¬Mientras que, para el periodo 2080-2099, los datos simulados indican que los caudales promedios mensuales disminuirán en promedio un 64% (Figura 9c). En relación a la descarga diaria del área de estudio, los datos de la Tabla 6 muestran que para el periodo 2040-2059 muestran que esta experimentará una disminución promedio del 55%. Para el rango comprendido entre 2060 y 2079, la simulación muestra que el caudal diario se reducirá en promedio un 58%. Mientras que, para el periodo 2080-2099, la descarga diaria disminuirá en un 67%.

En el contexto de año hidrológico los datos observados (abril a marzo 1990-2020), muestran que el caudal máximo, se alcanza durante diciembre. Sin embargo, bajo la trayectoria SSP2-4.5 y en los diferentes periodos analizados, el caudal máximo del año hidrológico se alcanza durante septiembre (Figura 9).

4.3.2 SSP5-8.5

Para la Región de Coquimbo, bajo SSP5-8.5 se proyecta que la temperatura media anual del aire se incrementará en 1.5, 2.6 y 3.7 °C para los periodos 2040-2059, 2060-2079 y 2080-2099, respectivamente. Mientras que, bajo la misma trayectoria se estima que las precipitaciones disminuirán en un 28% (2040-2059), 39% (2060-2079) y 44% (2080-2099).

En el caso de la trayectoria SSP5-8.5, los resultados de las proyecciones también muestran cambios significativos a escala anual, mensual y diaria en el caudal del área de estudio. En el contexto de SSP2-4.5 para los periodos 2040-2059, 2060-2079 y 2080-2099, se proyecta que el caudal promedio anual se reducirá en un 57%, 70% y 77%, respectivamente (Tabla 6). En el caso de los caudales promedio mensuales (Figura 9d), para el periodo 2040-2059, se estima que disminuirá en promedio un 57%. Por su parte, para el periodo 2060-2079, se proyecta una reducción en cerca del 70% (Figura 9e). Mientras que, para el periodo 2080-2099, los datos simulados indican que los caudales promedios mensuales disminuirán en promedio un 76% (Figura 9f).

En relación a la descarga diaria del área de estudio, los resultados de la simulación para el periodo 2040-2059 muestran que, el caudal se reducirá en promedio un 58% (Tabla 6). Para el rango comprendido entre 2060 y 2079, la simulación muestra que el caudal diario en promedio disminuirá un 71%. Mientras que, para el periodo 2080-2099, la descarga diaria se reducirá en un 77% (Tabla 6).

En el caso del año hidrológico, SSP5-8.5, muestra la misma tendencia observada en SSP2-4.5. Es decir, en los distintos periodos analizados para la trayectoria SSP5-8.5, el caudal máximo durante el año hidrológico se alcanza durante septiembre y no diciembre como muestran los datos entre 1986-2019 (Figura 9).

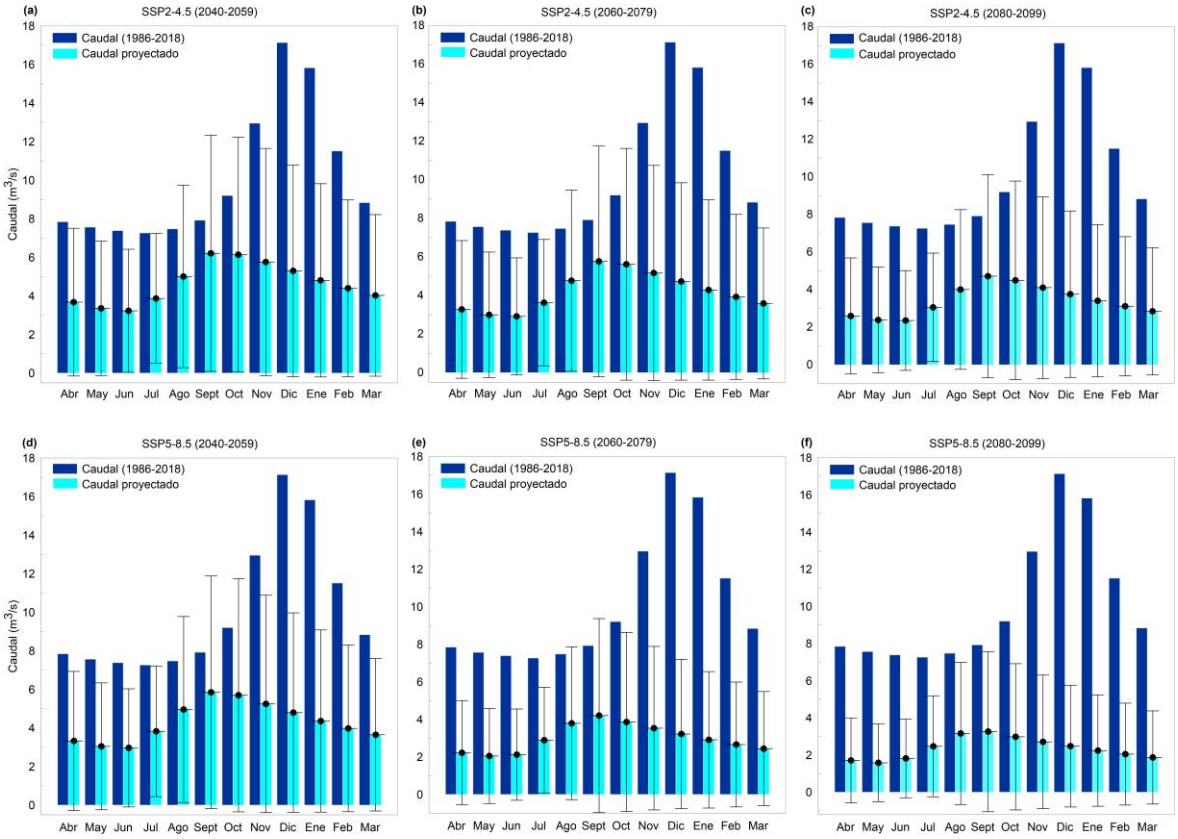


Figura 9 Proyecciones del caudal para la parte alta de la cuenca del río Elqui. El panel superior muestra los resultados de la trayectoria SSP2-4.5 para (a) 2040-2059, (b) 2060-2079 y (c) 2080-2099. El panel superior muestra los resultados de la trayectoria SSP5-8.5 para (d) 2040-2059, (e) 2060-2079 y (f) 2080-2099. Las líneas verticales con un punto negro representan la desviación estándar de los resultados proyectados.

Tabla 6 Resumen de los resultados de la proyección de caudales en función de las trayectorias SSP2-4.5 y SSP5-8.5.

Q promedio (m^3/s)		**Q promedio SSP2-4.5 (m^3/s)**			**Q promedio SSP5-8.5 (m^3/s)**		
(1986-2018)		**2040-2059**	**2060-2079**	**2080-2099**	**2040-2059**	**2060-2079**	**2080-2099**
Diario	10	4.5 (-55%)	4.1 (-58%)	3.3 (-67%)	4.2 (-58%)	2.9 (-71%)	2.3 (-77%)
Mensual	10	4.7 (-51%)	4.2 (-55%)	3.4 (-64%)	4.3 (-57%)	3.0 (-70%)	2.4 (-76%)
Anual	121	56 (-54%)	51 (-58%)	41 (-66%)	52 (-57%)	36 (-70%)	28 (-77%)

4. DISCUSIÓN

4.1 La importancia de la nieve

El proceso de modelación hidrológica con Hydro-BID, para un contexto de morfología abrupta y elevación heterogénea propio de los Andes semiáridos de Chile, no es una tarea simple de llevar a cabo. Lo anterior se fundamenta en que, ninguno de estos parámetros morfológicos, puede ser ajustado en el modelo. A pesar de lo anterior, Hydro-BID cuenta con otros elementos que posibilitan simular la escorrentía para un contexto de montaña. A partir de lo anterior, fue posible desarrollar un modelo hidrológico para una cuenca semiárida en los Andes chilenos (30°S). Si bien algunos de los parámetros que son posibles de modificar en Hydro-BID, se ajustaron fuera de los rangos recomendados (NC y S) y posibilitaron una mejora del modelo (Tabla 4). No fue hasta la modificación del parámetro asociado al umbral de temperatura, lo que permitió ajustar satisfactoriamente el modelo hidrológico, para el contexto de la cuenca de los Andes semiáridos estudiada. Este límite, define la temperatura a la cual la precipitación es líquida o sólida, y se incrementó de 1°C (recomendado) a 4°C. Lo modificación del umbral de temperatura se fundamentó en dos consideraciones. La primera se relacionó al hecho de que la cuenca del río Elqui, es una cuenca de régimen nival (Favier et al. 2009; Hublart et al. 2014, Balocchi et al. 2017). Mientras que, la segunda se basó en que gran parte de las estaciones meteorológicas del área de estudio, reflejan condiciones de temperatura asociadas a las zonas de menor elevación. Por lo tanto, la tendencia de sus datos está mucho más relacionados a eventos precipitación líquida. En función de esto, el aumento del umbral de temperatura, significó que Hydro-BID considerara una mayor proporción de precipitación tipo nieve. Esto implicó que, el modelo hidrológico para el área de estudio, reprodujera con mayor grado de realidad el proceso natural de precipitación que domina en la zona alta de las cuencas de los Andes semiáridos chilenos. De hecho, Hydro-BID simula relativamente bien el efecto de la fusión de la nieve sobre el caudal de salida de la parte alta del río Elqui. Esto último, coincide con lo planteado por otros trabajos (Ruelland et al. 2011; Hublart et al. 2013). Lo anterior, demuestra la influencia del aporte que deriva de la fusión de la nieve, en la escorrentía de la parte alta de la cuenca del río Elqui. Sin embargo, a diferencia de los trabajos citados anteriormente, Hydro-BID permite reproducir este fenómeno con datos de cobertura de nieve y no precipitación liquida (Figura 8).

Hydro-BID, también muestra las proyecciones de los caudales a la salida de la cuenca de estudio, en relación a trayectorias climáticas futuras. En términos de la disminución en la escorrentía, los resultados del modelo concuerdan con la tendencia proyectada para Sudamérica por el IPCC (2021). Sin embargo, la Figuras 9 además de mostrar una clara disminución de los caudales, también muestran un evidente cambio en la temporalidad en la cual se alcanza el caudal

máximo durante el año hidrológico. Bajo las condiciones climáticas actuales (1990-2020), el caudal máximo anual se alcanza en diciembre (Figura 8 y 9). Mientras que, en el futuro este se producirá durante septiembre (Figura 9). Po lo cual, se asume que, esta tendencia tendrá un impacto en la acumulación de nieve durante el invierno. Esta último, se fundamenta en trabajos anteriores (e.g. Ayala et al. 2016; Burger et al. 2018; Masiokas et al. 2020), donde se destaca la influencia de la nieve en los caudales de las cuencas de los Andes semiáridos. De hecho, lo observado en la Figura 9, es una evidencia más de los cambios proyectados para las precipitaciones en el futuro, en cuencas de régimen nival (Barnett et al. 2005, Huss et al. 2017). Por lo cual, el cambio de temporalidad en cual se alcanza el caudal máximo durante el año hidrológico, se interpreta para el área de estudio como el incremento de las precipitaciones líquidas en zonas donde actualmente precipita nieve. Esto concuerda, con trabajos realizados en los Andes semiáridos, donde se ha evidenciado la reducción del área donde precipita nieve y su duración (Saavedra et al. 2018; Rondanelli et al. 2019). En relación a lo anterior, los resultados del modelo ya muestran indicios actuales sobre estos cambios. En la Figura 8c y 8d, se observa que durante los últimos seis a ocho años, la acumulación máxima de nieve ha sido menor y se alcanza en julio. Esto ha implicado que, durante este periodo el caudal máximo sea inferior y se alcance en septiembre. Lo anterior, son tres meses antes de lo que se venía observando entre 1986-2012 (Figura 8a y 8b). A nivel local, el factor que explica esta situación, es la mega sequía de los últimos 13 años que ha afectado a la región (Garreaud et al. 2017, 2019). No obstante, el efecto local de la mega sequía tiene una componente importante asociada al aumento de la temperatura del aire, relacionada al cambio climático. Los resultados de Hydro-BID en la cuenca del río Elqui, son una evidencia de que una menor cantidad de precipitación de nieve (por ende, menor acumulación) tanto en la actualidad como en el futuro, influye significativamente en la cantidad de agua disponible para la población, ecosistema y el desarrollo de actividades económicas.

5.2 Reservas de agua para el futuro

Según el Índice de Sustentabilidad de Cuenca (WSI), la cuenca del río Elqui, ha sido categorizada dentro del grado de sustentabilidad intermedio (Cortés et al. 2012). En relación a esto último, Cortés et al. (2012) señala que el principal déficit de la cuenca del río Elqui, es la escasez hídrica. Esta escasez, según los resultados del trabajo de Hublart et al. (2013), también se extenderá en los caudales anuales en el futuro. Para el periodo 2041-2060, Hublart et al. (2013) ha estimado que el caudal máximo se alcanzará en noviembre y el volumen de agua anual se reducirá entre 30 a 70%. Este rango, concuerda con los resultados de Hydro-BID para el periodo 2040-2059, donde se proyecta una reducción del caudal anual en un 54% y 57% bajo las trayectorias SSP2-4.5 y SSP5-8.5, respectivamente (Tabla 6). Sin embargo,

a diferencia del trabajo de Hublart et al. (2013) los resultados de Hydro-BID indican que, el caudal máximo se alcanzará en septiembre (Figura 9). Las diferencias en términos de cantidades y temporalidad, entre ambos modelos responde a dos elementos. El primero se relaciona a que el modelo hidrológico con Hydro-BID, consideró parte del efecto de la mega sequía en su calibración. Mientras que, el segundo elemento, se asocia a los datos climáticos forzantes de entrada para Hydro-BID. Estos últimos, derivan de modelos de proyección climática con menor grado de incertidumbre a los empleados por Hublart et al. (2013). A pesar de estas diferencias, ambos modelos proyectan la misma tendencia asociada a la disminución de los caudales en la cuenca del río Elqui. Es decir, independiente a la trayectoria modelada se proyectan un mismo escenario, en donde en la cuenca del río Elqui habrá menos flujo de agua a escala diaria, mensual y anual (Figura 9, Tabla 6). Bajo este contexto será necesario considerar el aporte de agua que deriva de recursos hídricos almacenados en zona montaña de la cuenca.

En ocasiones se asumen conceptos que no tienen relación con su significado real. Ejemplo de lo anterior, es afirmar que los glaciares, glaciares de roca, la nieve acumulada en invierno y los acuíferos son fuentes de agua dulce. Sin embargo, sin la generación de precipitaciones líquidas o sólidas, no es posible que algunos de estos recursos hídricos de montaña se conserven por un tiempo prolongado (Xu et al. 2008). Evidencia de esto son las alteraciones en los regímenes de precipitación producto del cambio climático, que han impactado en la acumulación de nieve y balance de masa glaciar (Barnett et al. 2005; Painter et al., 2012). Por ende, la precipitación es la única fuente real de agua y el motor del ciclo del agua, en cada cuenca hidrológica (Levizzani y Cattani, 2019). Por lo cual, los recursos hídricos de montaña cumplen la función de redistribuir la precipitación acumulada en invierno a la escorrentía durante la primavera y el verano (Viviroli et al., 2011). Por lo tanto, glaciares, glaciares de roca, la nieve y los acuíferos entran en la categoría de reservas de agua dulce (Immerzeel et al. 2019; Viviroli et al, 2020). Algunas de estas reservas, pueden ser categorizadas de mediano plazo y largo plazo. En el caso de las primeras, estas tienen el potencial de cubrir la demanda de agua a escala diaria, mensual y anual. Ejemplo de este tipo de reservas, es la nieve acumulada durante el invierno (Jansson et al. 2003). En el caso de las reservas de agua de largo plazo, estas tienen la capacidad de contribuir con agua al sistema hidrológico por un periodo de tiempo que varía entre meses a siglos. Este último tipo de reserva, se relaciona a los glaciares (Jansson et al. 2003). No obstante, también podrían ser incluidos los glaciares de roca (Jones et al. 2018, 2019).

Bajo un contexto, donde los resultados de Hydro-BID proyectan una disminución en la reserva de agua de mediano plazo (nieve). Las reservas de agua dulce de largo plazo de la cuenca del Elqui, se convierten en

fundamentales para enfrentar un futuro con menos precipitación y acumulación de nieve. La presencia de glaciares descubiertos en la cuenca del Elqui es reducida, el glaciar más importante de la región es el glaciar Tapado y se ubica en la parte alta de la cuenca del Elqui (Ginot et al. 2006; Monnier y Kinnard, 2014; Pourrier et al. 2014). Pourrier et al. (2014) señala que, la contribución de agua originada en el complejo glaciar Tapado, es importante para cubrir la demanda en las zonas bajas de la cuenca del río Elqui, especialmente durante el verano y periodos de sequía. No obstante, a escala global los glaciares han ido progresivamente perdiendo masa (Zemp et al. 2019) y los glaciares de los Andes semiáridos, no son la excepción (e.g. Kinnard et al. 2020). En el caso del glaciar Tapado, durante los últimos ~64 años, su superficie se ha reducido entre un 20 a 30%. Además, se ha detectado una tendencia hacia balances de masa negativos, que se han potenciado por el periodo de mega sequía que ha afectado la zona de estudio (Robson et al. 2022). Por lo cual, la reducción en la cantidad de nieve acumulada en invierno que se interpreta de los resultados proyectados por Hydro-BID, implicará una mayor presión sobre masas permanentes de hielo como Tapado. Esta mayor presión, contribuirá aún más a la pérdida de masa glaciar (Dussaillant et al. 2019). Por lo cual existe la probabilidad de que una reserva de agua dulce de largo plazo, como la que representa el glaciar El Tapado para la cuenca del Elqui, se transforme en una reserva de agua dulce de mediano plazo en el futuro.

En el caso de los glaciares de roca el contexto es diferente. Estos últimos, son una forma del relieve periglacial que se mueve por reptación y este compuesto por una mezcla de agua, hielo y detritos, bajo condiciones de permafrost (Berthling et al. 2011). Su categorización de potenciales reservas de agua dulce de largo plazo (Jones et al. 2018, 2019), responde en gran medida a su cobertura detrítica. Esta última, aísla de las temperaturas de aire y los efectos de la radiación al el hielo masivo o intersticial almacenado en el interior de los glaciares de roca. Es decir, este tipo de expresiones del permafrost de montaña, eventualmente se verán menos afectados por los efectos del cambio climático (Jones et al. 2018). Otra de las ventajas de la cobertura de roca, es que permite que la descarga de agua que deriva de estas estructuras sea de carácter gradual durante el verano (Krainer y Mostler, 2002; Harrington et al. 2018). En el caso de la parte alta de la cuenca del río Elqui, los glaciares de roca se distribuyen en gran número y, por lo tanto, ocupan una mayor superficie (Barcaza et al 2017; Schaffer et al. 2019). Se ha estimado que los glaciares descubiertos y glaciares de roca de la parte alta de la cuenca del Elqui, representan 0.1 y 0.5 km^3 de agua equivalente, respectivamente (Schaffer et al. 2019). En términos de contribución al caudal, se ha estimado que los glaciares de roca, aportan entre el 9 a 20% de la descarga anual de la subcuenca de la Laguna (Schaffer et al. 2019). Asimismo, en la parte alta de la cuenca del Elqui, datos geofísicos indican que este tipo de geoformas

cuentan con importante contenido de hielo (de Pasquale et al. 2022). De hecho, Monnier y Kinnard (2015), estimaron una fracción promedio de hielo de un 66% en un glaciar de roca ubicado en la subcuenca de La Laguna. Incluso, a partir de prospección geofísica combinada con perforaciones en glaciares de roca emplazados en una cuenca adyacente a la cuenca del río Elqui, se estimó una fracción de hielo cercana al 30% (Monnier y Kinnard, 2013).

Los procesos relacionados al permafrost de montaña, no son considerados de forma directa por Hydro-BID. De hecho, el claro y notorio descenso en los caudales de la cuenca del río Elqui (Tabla 6 y Figura 9), se ha asociado a una menor acumulación de nieve. No obstante, este descenso de caudal, no implica una reducción total de la escorrentía en la cuenca del río Elqui (Figura 9). Por lo tanto, un porcentaje del menor caudal proyectado por Hydro-BID, eventualmente podría derivar de los glaciares de rocas. Por lo cual, de forma indirecta los resultados de Hydro-BID, son una evidencia del probable y potencial rol que desempeñaran en el futuro los glaciares de roca en la cuenca del río Elqui. Esto se fundamenta en las características y el mecanismo gradual de liberación de agua de estas expresiones del permafrost de montaña. No obstante, para fundamentar esta hipótesis se convierte en fundamental, desarrollar aún más estudios que permitan cuantificar el significado hidrológico de los glaciares de roca. Incluso, como sugiere Hilbich et al. (2022), es necesario fomentar el estudio de la hidrología del permafrost de montaña que no involucre necesariamente a glaciares rocosos. Lo anterior permitirá mejorar los modelos hidrológicos de alta montaña.

5. CONCLUSIONES

El modelo de escorrentía superficial aplicado en la parte alta de la cuenca del río Elqui, muestra resultados satisfactorios desde el punto de vista estadístico y gráfico. Una vez ajustado el umbral de temperatura, el modelo calibrado reproduce el caudal diario, mensual y anual con un alto grado de realismo, respecto a los caudales registrados en estaciones de monitoreo. En el caso de su validación, desde el punto de vista estadístico, disminuyen un poco los valores de los parámetros que permiten evaluar el modelo. Esto último, se asocia a la dificultad de simular la escorrentía superficial de una cuenca en un contexto de mega sequía. A pesar de lo anterior, la validación del modelo aún puede catalogarse como satisfactoria.

La aplicación de Hydro-BID, para un contexto de una cuenca de los Andes semiáridos, se dificulta debido a las significativas diferencias de elevación, la topografía irregular y el régimen nival que caracteriza estas cuencas. Sin embargo, una vez ajustado el modelo para que considere mayor cantidad de precipitación tipo nieve, Hydro-BID reproduce bastante bien la escorrentía registrada en las estaciones de monitoreo. Por lo tanto, Hydro-BID pone en evidencia la importancia de la nieve que precipita y acumula en invierno, para los caudales de los ríos que suplen de agua durante el verano a la población, ecosistema y

actividades económicas en los Andes semiáridos chilenos.

En general para el área de estudio, el módulo de cambio climático de Hydro-BID proyecta una reducción entre el 51% a 77% de los caudales diarios, mensuales y anuales SSP2-4.5 y SSP5-8.5, para los periodos 2040-2059, 2060-2079 y 2080-2099. Asimismo, también se espera un cambio en la temporalidad en la cual se alcanza el caudal máximo, durante el año hidrológico. Para los periodos 2040-2059, 2060-2079 y 2080-2099, se proyecta que el caudal máximo se alcanzará tres meses antes de lo que sucede actualmente.

El cambio en el tiempo en la cual se alcanza el caudal máximo durante el año hidrológico, se interpreta como una reducción de las zonas donde actualmente precipita nieve. Es decir, en donde actualmente precipita nieve, en el futuro dominarán procesos intensos de precipitación liquida. Por lo cual, en la cuenca del río Elqui, esta reducción en las reservas de agua dulce de medio plazo significará mayor presión sobre reservas de agua de largo plazo como el glaciar Tapado y los glaciares de roca.

6. BIBLIOGRAFÍA

Ayala, Á., Farías-Barahona, D., Huss, M., Pellicciotti, F., McPhee, J., Farinotti, D. (2020). Glacier runoff variations since 1955 in the Maipo River basin, in the semiarid Andes of central Chile. The Cryosphere, 14(6), 2005-2027.

Alvarez-Garreton, C., Mendoza, P. A., Boisier, J. P., Addor, N., Galleguillos, M., Zambrano-Bigiarini, M., Lara, A., Puelma, Cristóbal., Cortes, G., Garreaud, R., McPhee, J., Ayala, A. (2018). The CAMELS-CL dataset: catchment attributes and meteorology for large sample studies–Chile dataset. Hydrology and Earth System Sciences, 22(11), 5817-5846.

Ayala, A., Pellicciotti, F., MacDonell, S., McPhee, J., Vivero, S., Campos, C., Egli, P. (2016). Modelling the hydrological response of debris-free and debris-covered glaciers to present climatic conditions in the semiarid Andes of central Chile. Hydrological Processes, 30(22), 4036-4058.

Aguilar, G., Riquelme, R., Martinod, J., Darrozes, J. (2013). Rol del clima y la tectónica en la evolución geomorfológica de los Andes Semiáridos chilenos entre los 27-32 S. Andean geology, 40(1), 79-101.

Azócar, G. F., Brenning, A. (2010). Hydrological and geomorphological significance of rock glaciers in the dry Andes, Chile (27–33 S). Permafrost and Periglacial Processes, 21(1), 42-53.

Araya, A., Hunt, J. (2003). Aplicación del Sistema de Modelación Hidrológica SHERTAN a la cuenca del rio Elqui. Memoria de Titulo para optar al titulo de Ingenior Civil, Universidad de La Serena.

Barría, P., Sandoval, I. B., Guzman, C., Chadwick, C., Alvarez-Garreton, C., Díaz-Vasconcellos, R., Ocampo-Melgar, A., Fuster, R. (2021). Water allocation under climate change: A diagnosis of the Chilean system. Elem Sci Anth, 9(1), 00131.

Biskaborn, B. K., Smith, S. L., Noetzli, J., Matthes, H., Vieira, G., Streletskiy, D. A., Schoeneich, P., Romanovsky, V. E., Lewkowicz, A. G., Abramov, A., Allard, M., Boike, J., Cable, W. L., Christiansen, H. H., Delaloye, R., Diekmann, B., Drozdov, D., Etzelmüller, B., Grosse, G., Guglielmin, M., Ingeman-Nielsen, T., Isaksen, K., Ishikawa, M., Johansson, M., Johannsson, H., Joo, A., Kaverin, D., Kholodov, A., Konstantinov, P., Kröger, T., Lambiel, C., Lanckman, J., Luo, D., Malkova, G., Meiklejohn, I., Moskalenko, N., Oliva, M, Phillips, M., Ramo, M., Sannel, A., Sergeev, D., Seybold, C., Skryabin, P., Vasiliev, A., Wu, Q., Yoshikawa, K., Zheleznyak, Mikhai., Lantuit, H. (2019). Permafrost is warming at a global scale. Nature communications, 10(1), 1-11.

Burger, F., Ayala, A., Farias, D., Shaw, T. E., MacDonell, S., Brock, B., McPhee, J., Pellicciotti, F. (2019). Interannual variability in glacier contribution to runoff from a high-elevation Andean catchment: understanding the role of debris cover in glacier hydrology. Hydrological Processes, 33(2), 214-229.

Bravo, C., Loriaux, T., Rivera, A., Brock, B. W. (2017). Assessing glacier melt contribution to streamflow at Universidad Glacier, central Andes of Chile. Hydrology and Earth System Sciences, 21(7), 3249-3266.

Barcaza, G., Nussbaumer, S. U., Tapia, G., Valdés, J., García, J. L., Videla, Y., Albornoz, Amapola., Arias, V. (2017). Glacier inventory and recent glacier variations in the Andes of Chile, South America. Annals of Glaciology, 58(75pt2), 166-180.

Balocchi, F., Pizarro, R., Meixner, T., Urbina, F. (2017). Annual and monthly runoff analysis in the Elqui River, Chile, a semi-arid snow-glacier fed basin. Tecnología y ciencias del agua, 8(6), 23-35.

Berthling, I. (2011). Beyond confusion: Rock glaciers as cryo-conditioned landforms. Geomorphology, 131(3-4), 98-106.

Barnett, T. P., Adam, J. C., Lettenmaier, D. P. (2005). Potential impacts of a warming climate on water availability in snow-dominated regions. Nature, 438(7066), 303-309.

Chen, G., Li, X., Liu, X., Chen, Y., Liang, X., Leng, J., Xu, X., Liao, W., Qiu, Y., Wu, Qianlian., Huang, K. (2020). Global projections of future urban land expansion under shared socioeconomic pathways. Nature communications, 11(1), 1-12.

Cordero, R. R., Asencio, V., Feron, S., Damiani, A., Llanillo, P. J., Sepulveda, E., Jorquera, J., Carrasco, J., Casassa, G. (2019). Dry-season snow cover losses in the andes (18–40 S) driven by changes in large-scale climate modes. Scientific reports, 9(1), 1-10.

Cortés, G., Margulis, S. (2017). Impacts of El Niño and La Niña on interannual snow accumulation in the Andes: Results from a high-resolution 31 year reanalysis. Geophysical Research Letters, 44(13), 6859-6867.

Calvin, K., Bond-Lamberty, B., Clarke, L., Edmonds, J., Eom, J., Hartin, C., Kim, S., Kyle,P., Link, R., Moss, R., McJeon, H., Patel, P., Smith, S., Waldhoff, S., Wise, M. (2017). The SSP4: A world of deepening inequality. Global Environmental Change, 42, 284-296.

Cortés, A. E., Oyarzún, R., Kretschmer, N., Chaves, H., Soto, G., Soto, M., Amézaga, Jaime., J, Oyarzún., Rötting, Tobias., Señoret, M., Maturana, H. (2012). Application of the watershed sustainability index to the Elqui river basin, North-Central Chile. Obras y Proyectos, 12(2), 57-69.

Carrasco, J. F., Osorio, R., Casassa, G. (2008). Secular trend of the equilibrium-line altitude on the western side of the southern Andes, derived from radiosonde and surface observations. Journal of Glaciology, 54(186), 538-550.

Carrasco, J. F., Casassa, G., Quintana, J. (2005). Changes of the 0 C isotherm and the equilibrium line altitude in central Chile during the last quarter of the 20th century/Changements de l'isotherme 0 C et de la ligne d'équilibre des neiges dans le Chili central durant le dernier quart du 20ème siècle. Hydrological Sciences Journal, 50(6).

de Pasquale, G., Valois, R., Schaffer, N., MacDonell, S. (2022). Contrasting geophysical signatures of a relict and an intact Andean rock glacier. The Cryosphere, 16(5), 1579-1596.

Dussaillant, I., Berthier, E., Brun, F., Masiokas, M., Hugonnet, R., Favier, V., Rabatel, A., Pitte, P., Ruiz, L. (2019). Two decades of glacier mass loss along the Andes. Nature Geoscience, 12(10), 802-808.

Dimri, A. P., Allen, S., Huggel, C., Mal, S., Ballesteros-Canovas, J. A., Rohrer, M., Shukla, A., Tiwari, P., Maharana, P., Bolch, T., Thayyen, R. J., Stoffel, M., Pandey, A. (2021). Climate change, cryosphere and impacts in the Indian Himalayan Region. Current Science.

Fricko, O., Havlik, P., Rogelj, J., Klimont, Z., Gusti, M., Johnson, N., Kolp, P., Strubegger, M., Valin, H., Amann, M., Ermolieva, T., Forsell, N., Herrero, M., Heyes, C., Kindermann, G., Krey,V., L.McCollum, D., Obersteiner, M., Riahi, K. (2017). The marker quantification of the Shared Socioeconomic Pathway 2: A middle-of-the-road scenario for the 21st century. Global Environmental Change, 42, 251-267.

Fujimori, S., Hasegawa, T., Masui, T., Takahashi, K., Herran, D. S., Dai, H., Hijioka, Y., Kainuma, M. (2017). SSP3: AIM implementation of shared socioeconomic pathways. Global Environmental Change, 42, 268-283.

Favier, V., Falvey, M., Rabatel, A., Praderio, E., López, D. (2009). Interpreting discrepancies between discharge and precipitation in high-altitude area of Chile's Norte Chico region (26–32° S). Water Resources Research, 45(2).

Garreaud, R. D., Boisier, J. P., Rondanelli, R., Montecinos, A., Sepúlveda, H. H., Veloso-Aguila, D. (2020). The central Chile mega drought (2010–2018): a climate dynamics perspective. International Journal of Climatology, 40(1), 421-439.

Garreaud, R. D., Alvarez-Garreton, C., Barichivich, J., Boisier, J. P., Christie, D., Galleguillos, M., LeQuesne, C., McPhee, J., Zambrano-Bigiarini, M. (2017). The 2010–2015 megadrought in central Chile: Impacts on regional hydroclimate and vegetation. Hydrology and earth system sciences, 21(12), 6307-6327.

Ginot, P., Kull, C., Schotterer, U., Schwikowski, M., Gäggeler, H. W. (2006). Glacier mass balance reconstruction by sublimation induced enrichment of chemical species on Cerro Tapado (Chilean Andes). Climate of the Past, 2(1), 21-30.

Hilbich, C., Hauck, C., Mollaret, C., Wainstein, P., Arenson, L. U. (2022). Towards accurate quantification of ice content in permafrost of the Central Andes–Part 1: Geophysics-based estimates from three different regions. The Cryosphere, 16(5), 1845-1872.

Harrington, J. S., Mozil, A., Hayashi, M.,Bentley, L. R. (2018). Groundwater flow and storage processes in an inactive rock glacier. Hydrological Processes, 32(20), 3070-3088.

Huss, M., Bookhagen, B., Huggel, C., Jacobsen, D., Bradley, R. S., Clague, J. J., Vuille, M., Buytaert, W., Cayan, D.R., Greenwood, G., Mark, B.G., Milner, A.M., Weingartner, R., Winder, M. (2017). Toward mountains without permanent snow and ice. Earth's Future, 5(5), 418-435.

Hublart, P., Ruelland, D., Dezetter, A., Jourde, H. (2015). Reducing structural uncertainty in conceptual hydrological modelling in the semi-arid Andes. Hydrology and Earth System Sciences, 19(5), 2295-2314.

Hublart, P., Ruelland, D., Dezetter, A., Jourde, H. (2014). Assessing the capacity to meet irrigation water needs for viticulture under climate variability in the Chilean Andes. Hydrology in a Changing World: Environmental and Human Dimensions, IAHS Publ. 363.

Hublart, P., Ruelland, D., Dezetter, A., & Jourde, H. (2013). Modelling current and future trends in water availability for agriculture on a semi-arid and mountainous Chilean catchment. Cold and Mountain Region Hydrological Systems Under Climate Change: Towards Improved Projections, IAHS-AISH P, 360, 26-32.

Haith, D. A., Mandel, R., Wu, R. S. (1992). Generalized Watershed Loading Functions Version 2.0 User's Manual, Department of Agricultural and Biological Engineering, Cornell University, Cornell University, Ithaca, New York, 62 p.

IPCC. (2021). Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change[Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, In press, doi:10.1017/9781009157896.

Immerzeel, W. W., Lutz, A. F., Andrade, M., Bahl, A., Biemans, H., Bolch, T., Hyde, S., Brumby, S., Davies, B. J., Elmore, A. C., Emmer, A., Feng, M., Fernández, A., Haritashya, U., Kargel, J. S., Koppes, M., Kraaijenbrink, P. D. A., Kulkarni, A. V., Mayewski, P. A., Nepal, S., Pacheco, P., Painter, T. H., Pellicciotti, F., Rajaram, H., Ruppe, S., Sinisalo, A., Shrestha, A. B., Viviroli, D., Wada, Y., Xiao, C., Yao, T., Baillie, J. E. M. (2020).

Importance and vulnerability of the world's water towers. Nature, 577(7790), 364-369.

Immerzeel, W. W., Van Beek, L. P., Bierkens, M. F. (2010). Climate change will affect the Asian water towers. science, 328(5984), 1382-1385.

Jones, D. B., Harrison, S., Anderson, K., Betts, R. A. (2018). Mountain rock glaciers contain globally significant water stores. Scientific reports, 8(1), 1-10.

Jones, D. B., Harrison, S., Anderson, K., Whalley, W. B. (2019). Rock glaciers and mountain hydrology: A review. Earth-Science Reviews, 193, 66-90.

Kinnard, C., Ginot, P., Surazakov, A., MacDonell, S., Nicholson, L., Patris, N., Rabate, A., Rivera, A., Squeo, F. A. (2020). Mass balance and climate history of a high-altitude glacier, Desert Andes of Chile. Frontiers in Earth Science, 8, 40.

Kriegler, E., Bauer, N., Popp, A., Humpenöder, F., Leimbach, M., Strefler, J., Baumstark, L., Leon Bodirsky, B., Hilaire, J., Klein, D., Mouratiadou, I., Weindl, I., Bertram, C., Dietrich, J.P., Luderer, G., Pehl, M., Pietzcker, R., Piontek, F., Edenhofer, O. (2017). Fossil-fueled development (SSP5): an energy and resource intensive scenario for the 21st century. Global environmental change, 42, 297-315.

Kalthoff, N., Fiebig-Wittmaack, M., Meißner, C., Kohler, M., Uriarte, M., Bischoff-Gauß, I., Gonzales, E. (2006). The energy balance, evapo-transpiration and nocturnal dew deposition of an arid valley in the Andes. Journal of Arid Environments, 65(3), 420-443.

Kull, C., Grosjean, M., Veit, H. (2002). Modeling modern and Late Pleistocene glacio-climatological conditions in the north Chilean Andes (29–30). Climatic Change, 52(3), 359-381.

Krainer, K., Mostler, W. (2002). Hydrology of active rock glaciers: examples from the Austrian Alps. Arctic, Antarctic, and Alpine Research, 34(2), 142-149.

Levizzani, V., Cattani, E. (2019). Satellite remote sensing of precipitation and the terrestrial water cycle in a changing climate. Remote Sensing, 11(19), 2301.

Masiokas, M. H., Rabatel, A., Rivera, A., Ruiz, L., Pitte, P., Ceballos, J. L., Barcaza, G., Soruco, A., Bown, F., Berthier, E., DussailLant, I., MacDonell, S. (2020). A review of the current state and recent changes of the Andean cryosphere. Frontiers in Earth Science, 8, 99.

Milner, A. M., Khamis, K., Battin, T. J., Brittain, J. E., Barrand, N. E., Füreder, L., Cauvy-Fraunié, S., Gíslason, G.M., Jacobsen, D., Hannah, D.M., Hodson, A.J., Hood, E., Lencioni, V., Ólafsson, J. S., Robinson, C. T., Tranter, M. Brown, L. E. (2017). Glacier shrinkage driving global changes in downstream systems. Proceedings of the National Academy of Sciences, 114(37), 9770-9778.

Mancosu, N., Snyder, R. L., Kyriakakis, G., Spano, D. (2015). Water scarcity and future challenges for food production. Water, 7(3), 975-992.

Moriasi, D. N., Gitau, M. W., Pai, N., Daggupati, P. (2015). Hydrologic and water quality models: Performance measures and evaluation criteria.

Transactions of the ASABE, 58(6), 1763-1785.

Monnier, S., Kinnard, C. (2015). Internal structure and composition of a rock glacier in the dry Andes, inferred from ground-penetrating radar data and its artefacts. Permafrost and periglacial processes, 26(4), 335-346.

Monnier, S., Kinnard, C., Surazakov, A., Bossy, W. (2014). Geomorphology, internal structure, and successive development of a glacier foreland in the semiarid Chilean Andes (Cerro Tapado, upper Elqui Valley, 30 08′ S., and ground-penetrating radar. Annals of Glaciology, 54(64), 61-72.

Masiokas, M. H., Villalba, R., Luckman, B. H., Le Quesne, C., Aravena, J. C. (2006). Snowpack variations in the central Andes of Argentina and Chile, 1951–2005: Large-scale atmospheric influences and implications for water resources in the region. Journal of climate, 19(24), 6334-6352.

Nalesso, M., Emanuel, S. (2018). Hydro-BID step by step guide. HydroBID. Technical Information, Inter-American Development Bank (4).

Orphanopoulos, D., Verbist, K., Chavez, A., Soto, G. (2013). Water use efficiency in an arid watershed: a case study. Sci Cold Arid Regions, 5, 16-26.

Pourrier, J., Jourde, H., Kinnard, C., Gascoin, S., Monnier, S. (2014). Glacier meltwater flow paths and storage in a geomorphologically complex glacial foreland: the case of the Tapado glacier, dry Andes of Chile (30 S). Journal of Hydrology, 519, 1068-1083.

Painter, T. H., Bryant, A. C.,Skiles, S. M. (2012). Radiative forcing by light

69 55′ W.). Geomorphology, 207, 126-140.

Moreda, F., Mirallesm, W., Muñoz, R. (2014). Hydro-BID: An integrated system for modeling impacts of climate change on water resources. Part 2. Inter-American Development Bank, Tech. Rep. IDB-TN-529.

Monnier, S., Kinnard, C. (2013). Internal structure and composition of a rock glacier in the Andes (upper Choapa valley, Chile) using borehole information

absorbing impurities in snow from MODIS surface reflectance data. Geophysical Research Letters, 39(17).

Qin, Y., Abatzoglou, J. T., Siebert, S., Huning, L. S., AghaKouchak, A., Mankin, J. S., Hong, C., Tong, D., Davis, S. J., Mueller, N. D. (2020). Agricultural risks from changing snowmelt. Nature Climate Change, 10(5), 459-465.

Robson, B. A., MacDonell, S., Ayala, Á., Bolch, T., Nielsen, P. R., Vivero, S. (2022). Glacier and Rock Glacier changes since the 1950s in the La Laguna catchment, Chile. The Cryosphere, 16(2), 647-665.

Réveillet, M., Macdonell, S., Gascoin, S., Kinnard, C., Lhermitte, S., Schaffer, N. (2019). Uncertainties in the spatial distribution of snow sublimation in the semi-arid andes of chile. Cryosphere Discuss, 1-34.

Riahi, K., Van Vuuren, D. P., Kriegler, E., Edmonds, J., O'neill, B. C., Fujimori, S., Bauerc, N., Calvin, K., Dellink, R., Fricko, O., Lutz, W., Popp, A., Crespo, J., Samir, KC., Leimbach, M., Leiwen, J., Kramb,T., Rao, S., Tavoni, M. (2017). The shared

socioeconomic pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: an overview. Global environmental change, 42, 153-168.

Ragettli, S., Immerzeel, W. W., Pellicciotti, F. (2016). Contrasting climate change impact on river flows from high-altitude catchments in the Himalayan and Andes Mountains. Proceedings of the National Academy of Sciences, 113(33), 9222-9227.

Ribeiro, L., Kretschmer, N., Nascimento, J., Buxo, A., Rötting, T., Soto, G., Señoret, M., Oyarzún, J., Maturana, H., Oyarzún, R. (2015). Evaluating piezometric trends using the Mann-Kendall test on the alluvial aquifers of the Elqui River basin, Chile. Hydrological Sciences Journal, 60(10), 1840-1852.

Riquelme, R., Rojas, C., Aguilar, G., Flores, P. (2011). Late Pleistocene–early Holocene paraglacial and fluvial sediment history in the Turbio valley, semiarid Chilean Andes. Quaternary Research, 75(1), 166-175.

Ruelland, D., Brisset, N., Jourde, H., Oyarzun, R. (2011). Modelling the impact of climatic variability on the groundwater and surface flows from a mountainous catchment in the Chilean Andes. Cold Regions Hydrology in a Changing Climate, IAHS-AISH P, 346, 171-179.

Schaffer, N., MacDonell, S., Réveillet, M., Yáñez, E., Valois, R. (2019). Rock glaciers as a water resource in a changing climate in the semiarid Chilean Andes. Regional Environmental Change, 19(5), 1263-1279.

Saavedra, F. A., Kampf, S. K., Fassnacht, S. R., Sibold, J. S. (2018). Changes in Andes snow cover from MODIS data, 2000–2016. The Cryosphere, 12(3), 1027-1046.

Scaff, L., Rutllant, J. A., Rahn, D., Gascoin, S., Rondanelli, R. (2017). Meteorological interpretation of orographic precipitation gradients along an Andes west slope basin at 30 S (Elqui Valley, Chile). Journal of Hydrometeorology, 18(3), 713-727.

Salas, I., Herrera, C., Luque, J. A., Delgado, J., Urrutia, J., Jordan, T. (2016). Recent climatic events controlling the hydrological and the aquifer dynamics at arid areas: The case of Huasco River watershed, northern Chile. Science of the Total Environment, 571, 178-194.

Souvignet, M., Oyarzún, R., Verbist, K. M., Gaese, H., Heinrich, J. (2012). Hydro-meteorological trends in semi-arid north-central Chile (29–32 S): Water resources implications for a fragile Andean region. Hydrological Sciences Journal, 57(3), 479-495.

Souvignet, M. (2007). Climate change impacts on water availability in the Semiarid Elqui Valley, Chile. Memoria para optar al grado de Master of Science Cologne University of Applied Sciences.

Strauch, G., Oyarzun, J., Fiebig-Wittmaack, M., González, E., Weise, S. M. (2006). Contributions of the different water sources to the Elqui river runoff (northern Chile) evaluated by H/O isotopes. Isotopes in Environmental and Health Studies, 42(3), 303-322.

Trigos, H., Munizaga, I. (2006). Análisis de modelos hidrologicos de bases fisicas para cuencas demi-aridas y estructuracion sistema de simulación

cuenca rio Elqui. Memoria para optar al titulo de ingenioro civil.

Valois, R., Araya Vargas, J., MacDonell, S., Guzmán Pinones, C., Fernandoy, F., Yánez Carrizo, G., Cuevas, J. G., Sproles, E., Maldonado, A. (2021). Improving the underground structural characterization and hydrological functioning of an Andean peatland using geoelectrics and water stable isotopes in semi-arid Chile. Environmental Earth Sciences, 80(1), 1-14.

Velásquez, R.; Coloma, F.; Murillo, I.; Merino, R.N.; Ortiz, M. Geología de las áreas Pisco Elqui-Río La Gloria y Paso del Agua Negra, Región de Coquimbo. Servicio Nacional de Geología y Minería, Carta Geológica de Chile, Serie Geología Básica. 1 mapa escala 1:100.000.

Valois, R., Schaffer, N., Figueroa, R., Maldonado, A., Yáñez, E., Hevia, A., Carrizo, G., MacDonell, S. (2020). Characterizing the water storage capacity and hydrological role of mountain peatlands in the arid andes of North-Central Chile. Water, 12(4), 1071.

Viviroli, D., Kummu, M., Meybeck, M., Kallio, M., Wada, Y. (2020). Increasing dependence of lowland populations on mountain water resources. Nature Sustainability, 3(11), 917-928.

Van Vuuren, D. P., Kriegler, E., O'Neill, B. C., Ebi, K. L., Riahi, K., Carter, T. R., Edmonds, J., Hallegatte, S., Kram, T., Mathur, R., Winkler, H. (2014). A new scenario framework for climate change research: scenario matrix architecture. Climatic Change, 122(3), 373-386.

Viviroli, D., Archer, D. R., Buytaert, W., Fowler, H. J., Greenwood, G. B., Hamlet, A. F., Huang, Y., Koboltschnig, G., Litaor, M. I., López-Moreno, J. I., Lorentz, S., Schadler B., Schreier, H., Schwaiger, K., Vuille, M., Woods, R. (2011). Climate change and mountain water resources: overview and recommendations for research, management and policy. Hydrology and Earth System Sciences, 15(2), 471-504.

Viviroli, D., & Weingartner, R. (2004). The hydrological significance of mountains: from regional to global scale. Hydrology and earth system sciences, 8(6), 1017-1030.

Viviroli, D., Weingartner, R., Messerli, B. (2003). Assessing the hydrological significance of the world's mountains. Mountain research and Development, 23(1), 32-40.

Wamucii, C. N., van Oel, P. R., Ligtenberg, A., Gathenya, J. M., Teuling, A. J. (2021). Land use and climate change effects on water yield from East African forested water towers. Hydrology and Earth System Sciences, 25(11), 5641-5665.

Xu, X., Lu, C., Shi, X., Gao, S. (2008). World water tower: An atmospheric perspective. Geophysical Research Letters, 35(20).

Zalazar, L., Ferri, L., Castro, M., Gargantini, H., Gimenez, M., Pitte, P., Ruiz, L., Masiokas, M., Costa, G., Villalba, R. (2020). Spatial distribution and characteristics of Andean ice masses in Argentina: results from the first National Glacier Inventory. Journal of Glaciology, 66(260), 938-949.

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ

Y

UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

MÁSTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

PROYECTO DE FIN DE MÁSTER

Modelo Hidrogeológico Conceptual de la Cuenca del Río Parita, República de Panamá

AUTOR:
David Enrique Trejos Hurtado

DIRECTOR:
Dr. Francisco Carreño Conde y Dr. Francisco Javier Montalván Toala
(Universidad Rey Juan Carlos)

Alcalá de Henares, 23 de septiembre de 2022

ÍNDICE

RESUMEN..... 7

10. INTRODUCCIÓN..... 7
11. OBJETIVOS..... 9
12. METODOLOGÍA..... 10
13. MATERIALES..... 11
    - 4.1. Descripción General de la Cuenca del Río Parita..... 11
    - 4.2. La Región del Arco Seco de Panamá..... 11
    - 4.3. Geología Regional..... 11
    - 4.4. Geología Estructural..... 14
    - 4.5. Geofísica..... 15
    - 4.6. Geomorfología..... 22
    - 4.7. Climatología..... 23
    - 4.8. Información Cartográfica Básica..... 24
    - 4.9. Información Meteorológica Básica..... 25
    - 4.10. Información Hidrológica Básica..... 25
    - 4.11. Estimación de la Precipitación Promedio Mensual y Máxima..... 26
    - 4.12. Estimación del Caudal Promedio, Mínimo y Máximo..... 27
    - 4.13. Hidrogeología..... 27
    - 4.14. Inventario de los Puntos de Agua..... 31
    - 4.15. Pozos de Monitoreo..... 32
    - 4.16. Modelo Geológico..... 32
    - 4.17. Modelo Hidráulico..... 34
    - 4.18. Ciclo Hidrológico..... 35
    - 4.19. Evapotranspiración Potencial Mensual..... 36
14. RESULTADOS Y DISCUSIÓN..... 37
15. CONCLUSIONES..... 60
16. BIBLIOGRAFÍA..... 61
17. ANEXOS..... 65

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Descripción de los tipos de rocas encontrados en las diferentes formaciones geológicas en la Cuenca del río Parita y su periodo aproximado. Fuente MICI, 1990..... 13

Tabla 2. Interpretación de Sondeo Eléctrico Vertical del Perfil A5. Fuente: Nómadas de Centroamérica, 2010..... 18

Tabla 3. Distribución geomorfológica de la Cuenca del río Parita. Fuente: Instituto Geográfico Nacional Tommy Guardia (IGTG), 2007..... 22

Tabla 4. Mosaicos con información digital de los mapas topográficos, red de drenaje y curvas de nivel de la Cuenca del Río Parita. Fuente: IGTG, 2012..... 24

Tabla 5. Características de las estaciones meteorológicas que se encuentran en la Cuenca del río Parita. Fuente: ETESA..... 25

Tabla 6. Descripción de la estación hidrológica La Valdesa. Fuente: ETESA..... 25

Tabla 7. Unidad Hidrogeológica en función de su productividad. Fuente: Fuente: ETESA, 1999..... 28

Tabla 8. Parámetros Hidráulicos que corresponden a las perforaciones en la Cuenca del Río Parita entre los años 1999 y 2003. Fuente: Tahal Consulting Engineers LTD., 2003 y ETESA, 1999..... 30

Tabla 9. Función de las Entidades en la explotación y Manejo de Recursos

de Agua Subterránea. Fuente: Castrellon, 2016. 31

Tabla 10. Litología en la Provincia de Herrera y en la Cuenca del Río Parita. Fuente: MIDA. 33

Tabla 11. Evapotranspiración potencial mensual en mm para los años 2010 y 2011 registrado por la Estación Los Santos. Fuente: Ruiz De León, 2012..... 37

Tabla 12. Evapotranspiración media mensual para el año 2021 en la Estación Los Santos. Fuente: ETESA, 2021..... 37

Tabla 13. Temperatura Promedio Mensual en la Estación Parita en el Periodo 2010-2018. 38

Tabla 14. Superficie de la Región del Arco Seco por Provincia 39

Tabla 15. Formas geológicas contrastadas con la superficie de la Cuenca del río Parita. Adaptado del MICI, 1990. 39

Tabla 16. Validación de los resultados geofísicos en la Cuenca del Río Parita..... 40

Tabla 17. Comparación de Precipitación Promedio Mensual de la Estación Llano de la Cruz. 41

Tabla 18. Comparación de Caudales Promedios Mensuales de la Estación La Valdesa..... 42

Tabla 19. Unidades Hidrogeológicas en la Parte Alta de la Cuenca del Río Parita. 44

Tabla 20. Unidades Hidrogeológicas en la Parte Media de la Cuenca del Río Parita..... 45

Tabla 21. Unidades Hidrogeológicas en la Parte Baja de la Cuenca del Río Parita 46

Tabla 22. Comparación de la Evapotranspiración Potencial Media Anual. 54

Tabla 23. Balance Hídrico en la estación Llano De La Cruz del año 2021..... 55

Tabla 24. Resultados del Balance Hídrico (Precipitación, Evapotranspiración Potencial y Real, Déficit y Excesos). 57

Tabla 25. Precipitación, Evapotranspiración Real y Escorrentía mensual 57

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización regional de la Cuenca del río Parita. Adaptado de Mi Ambiente. 12

Figura 2. Localización del Arco Seco en la República de Panamá. Adaptado de MiAmbiente..... 12

Figura 3. Placas tectónicas Nazca (color celeste) y de Cocos (color

crema) por el cual se estableció la teoría de formación geológica. Fuente USGS, 2017.....13

Figura 4. Geología de la Cuenca del río Parita. Fuente: Adaptado del MICI, 1990.....14

Figura 5. Fallas interpretadas de la Cuenca del Río Parita. Adaptado de STRI, 2021. 15

Figura 6. Configuración de Schlumberger. Fuente: Nómadas de Centroamérica, 2010. 16

Figura 7. Localización de los Sondeos Eléctricos Verticales en la Cuenca del Río Parita. Adaptado de Nómadas de Centroamérica, 2010. 17

Figura 8. En orden de arriba hacia abajo se muestra el gráfico de resistividades y el perfil interpretativo geológico – geofísico de los sondeos A05 SEV 01 y A05 SEV 02 del Corte A5. Fuente: Nómadas de Centroamérica, 2010. 20

Figura 9. Bloques aislados de granodiorita de grano medio. Fuente: Infinity Technology No Limits, 2017. 21

Figura 10. Localización de las tomografías eléctricas en la parte baja de la Cuenca del Río Parita. Adaptado de Infinity Technology No Limits, 2017.....21

Figura 11. Resultado de la tomografía en Sección Parita-Sector La Bota ubicado en la parte baja de la Cuenca del Río Parita. Fuente: Infinity Technology No Limits, 2017. 22

Figura 12. Geomorfología de la Cuenca del río Parita. Adaptado de IGTG, 2007. 23

Figura 13. Tipos de Clima de la Cuenca del Río Parita según la clasificación de Köppen. Adaptado de IGTG, 1988. 24

Figura 14. Localización de las estaciones hidrometeorológicas de la Cuenca del Río Parita. Adaptado de ETESA. 26

Figura 15. Precipitación Promedio y Máxima de la Estación Llano De La Cruz. Fuente: ETESA.....27

Figura 16. Caudales Mensuales de la Estación La Valdesa. Fuente: ACP, 2020.....28

Figura 17. Mapa Hidrogeológico de la Parte Alta, Media y Baja de la Cuenca del Río Parita. Adaptado de ETESA, 1999.....29

Figura 18. Localización de los 510 Pozos georreferenciados en la Cuenca del Río Parita. Adaptado del MIDA, 2021.....32

Figura 19. Localización de los 22 Pozos de Monitoreo en la Provincia de Herrera. Adaptado de MIDA, 2021.....33

Figura 20. Localización de los Registros de perforaciones en la Cuenca del Río Parita. Adaptado de MIDA, 2021. 34

Figura 21. Esquema del Ciclo Hidrológico. Modificado de Martínez-Alfaro y cols, 2006. 35

Figura 22. Localización de la Estación Meteorológica Los Santos. Adaptado de ETESA..... 36

Figura 23. Isoyetas de la Parte Alta, Media y Baja de la Cuenca del Río Parita. 38

Figura 24. Gráfico de Índice del Niño Oceánico. Fuente: NOAA, 2022. 42

Figura 25. Caudales Promedios Mensuales de la Estación La Valdesa. Fuente: ACP, 2020 43

Figura 26. Perfiles Hidrogeológicos en la Parte Alta, Media y Baja de la Cuenca del Río Parita. 47

Figura 27. Perfil Hidrogeológico de la Parte Alta de la Cuenca del Río Parita. 48

Figura 28. Perfil Hidrogeológico de la Parte Media de la Cuenca del Río Parita. 48

Figura 29. Perfil Hidrogeológico de la Parte Baja de la Cuenca del Río Parita. 49

Figura 30. Nivel Piezométrico en el mes de mayo de 2021. 50

Figura 31. Líneas de flujo en el mes de mayo de 2021 51

Figura 32. Cambios del Nivel Piezométrico entre los meses de mayo y octubre de 2021 en la Cuenca del Río Parita. 52

Figura 33. Distribución de la Conductividad Hidráulica en la Cuenca del Río Parita. 53

Figura 34. Distribución de la Transmisividad en la Cuenca del Río Parita. 53

Figura 35. Precipitación y Evapotranspiración Potencial. 56

Figura 36. Precipitación vs Escorrentía..... 57

Figura 37. Esquema del Modelo Hidrogeológico Conceptual de la Cuenca del Río Parita 59

TABLA DE ABREVIATURAS

ACP: Autoridad del Canal de Panamá

ETESA: Empresa de Transmisión Eléctrica

IDAAN: Instituto de Acueductos y Alcantarillados Nacionales

IGTG: Instituto Geográfico Nacional Tommy Guardia

IRHE: Instituto de Recursos Hidráulicos y Electrificación

MiAmbiente: Ministerio de Ambiente

MICI: Ministerio de Comercio e Industrias

MIDA: Ministerio de Desarrollo Agropecuario

MINSA: Ministerio de Salud

m.s.n.m.: metros sobre el nivel del mar

NE: Northeast (Noreste)

NP: Nivel Piezométrico

NW: Northwest (Noroeste)

PNSH: Plan Nacional de Seguridad Hídrica

SE: Southeast (Sureste)

SIG: Sistema de Información Geográficas

SRC: Sistema de Referencia de Coordenadas

STRI: Smithsonian Tropical Research Institute

SW: Southwest (Suroeste)

UNESCO: Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura.

UTM: Universal Transverse Mercator

WGS84: World Geodetic System 1984

ZCIT: Zona de Convergencia Intertropical

RESUMEN

La búsqueda y explotación de las aguas subterráneas en la Región del Arco Seco, ha sido uno de los grandes desafíos de la población ante los problemas de escasez hídrica. En Panamá desde el año 2010, las Entidades Gubernamentales no tienen estudios hidrogeológicos en una de las cuencas más explotadas: la Cuenca del Río Parita ubicada en la Región del Arco Seco.

El objetivo de este trabajo es desarrollar un modelo hidrogeológico conceptual de la Cuenca del Río Parita para dar cumplimiento a la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible y el Plan Nacional de Seguridad Hídrica que consiste en garantizar el acceso al agua potable y un consumo sostenible del recurso hídrico en respuesta a los problemas de falta de agua en las comunidades y el sector agropecuario.

De la información suministrada de las Entidades Gubernamentales, se realizó una revisión general, análisis y depuración de la base de datos hidrogeológica. Para la visualización de la información, georreferenciación y elaboración de mapas se utilizó herramientas de sistemas de información geográfica.

Con los resultados obtenidos se comprobó que las variables de precipitación, caudales y evapotranspiración potencial tienen una tendencia a disminuir con el tiempo. En el cálculo del Balance Hídrico se estimó las

entradas y salidas del sistema. El patrón general de flujo subterráneo indica que los ríos y afluentes ganan agua del acuífero y se identificó 2 posibles áreas de recarga en la cuenca del Río Parita. Según las unidades hidrogeológicas, se identificó las rocas volcánicas son áreas propicias para la explotación de pozos por la permeabilidad. Finalmente se hace una caracterización general del modelo conceptual hidrogeológico de la Cuenca del Río Parita.

1. INTRODUCCIÓN

La pandemia que ha sido causada por la enfermedad del COVID-19, ha puesto en evidencia la escasez de agua, el cual es un problema que afecta el 40% de la población mundial (ONU, 2020). Sin embargo, la agricultura es el principal consumidor de agua en el mundo y la recarga por riego se obtiene del 70% de toda el agua dulce disponible para el consumo humano según cifras del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD, 2015). Por esta razón, 2 de los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible que se han planteado por la Organización de las Naciones Unidas son: garantizar el acceso a agua potable segura y asequible para todos en 2030 y garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles (ONU, 2015).

La República de Panamá es uno de los países que forman parte de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible, la cual es un plan de acción a favor de las personas, el planeta y la prosperidad, que también tiene la intención de fortalecer la paz universal y acceso a la justicia (ONU, 2015). El país requiere con urgencia una gestión sostenible de los recursos hídricos, donde los últimos gobiernos se ha concentrado más en las inversiones en aguas superficiales que en las aguas subterráneas.

La Cuenca del río Parita se encuentra localizada en la parte central del país, en la zona conocida como el “Arco Seco”, además de la variabilidad climática, está siendo afectada por el Cambio Climático, en donde la población ha sido afectada por los problemas de escasez hídrica (Pérez, 2020).

Las aguas subterráneas de la Cuenca del Río Parita son utilizadas para las actividades domésticas, agrícolas y de ganadería (Ruiz De León, 2012). En la provincia de Herrera hubo una disminución de rendimiento de 295.5 hectáreas de arroz debido a la sequía (La Prensa, 2009). En las provincias de Herrera, Los Santos y Coclé se reportó la muerte de 500 animales bovinos por déficit hídrico (Calvo-Solano et al, 2014). Más de 4500 hectáreas dedicadas a la producción agropecuaria (maíz y arroz) en las provincias de Coclé, Herrera, Los Santos y Veraguas registraron pérdidas este año (ISA, 2019).

El uso desorganizado e intensivo del agua subterránea en Panamá ha generado problemas que podrían amenazar la cantidad y calidad del recurso (Castrellon, 2016). Como consecuencia de la intensa desertificación que el Arco Seco ha estado experimentando, la temporada seca se está extendiendo y los

recursos del agua superficial se están volviendo escasos (Castrellon, 2016).

A pesar de las Consultorías realizadas por la empresa Nómadas de Centroamérica Panamá, S.A. (Souifer, 2010), y la Autoridad del Canal de Panamá (ACP, 2020) en la Región del Arco Seco, actualmente en la Cuenca del Río Parita se desconocen el estado actual de los acuíferos y cuál ha sido la evolución cuantitativa de estos acuíferos en el tiempo.

Este trabajo constituye una revisión de la situación hidrogeológica en la Cuenca del río Parita, la cual es una iniciativa que va alineada al Plan Nacional de Seguridad Hídrica (PNSH): Agua para Todos 2015-2050 (Comité de Alto Nivel de Seguridad Hídrica, 2016).

Un modelo conceptual aumenta la comprensión de las características de un sistema o un sitio particular antes de introducir cantidades métricas (Hesch, 2009). En el presente trabajo sobre un modelo hidrogeológico conceptual se hará una caracterización geológica, geomorfológica, geofísica, climatológica, meteorológica, hidrológica, hidrogeológica, de la Cuenca del Río Parita y esto mejorará nuestra comprensión sobre cómo se está comportando las aguas subterráneas en esta cuenca.

Con este trabajo se requiere saber cómo se encuentra la base de datos hidrogeológica de las Entidades Gubernamentales responsables de la búsqueda y explotación de pozos, y si los informes técnicos en conjunto con la información geoespacial pueden coadyuvar en la identificación de la litología, parámetros hidráulicos, áreas potenciales de recarga hídrica, nivel piezométrico y la descripción del patrón general de flujo de las aguas subterráneas.

En el apartado de Resultados y Discusión, se utilizó los métodos analíticos y comparativos para la interpretación y análisis de resultados de los estudios previos y los resultados de este Trabajo de Fin de Máster. Finalmente se hace una síntesis sobre el funcionamiento del modelo hidrogeológico conceptual que integra la información geológica, hidrológica e hidrogeológica. En las conclusiones se indica los puntos que requieren mejora en futuros estudios hidrogeológicos como por ejemplo el manejo de la información, y donde se localizan zonas potenciales de búsqueda y explotación de pozos para solucionar los problemas de escasez hídrica en la Cuenca del Río Parita.

2. OBJETIVOS

El objetivo principal de este trabajo es determinar el modelo conceptual del sistema de flujo de agua subterránea de la Cuenca del Río Parita, que permita conocer el comportamiento y las características hidrogeológicas del acuífero local.

Para la consecución de este objetivo principal son necesarios estos objetivos específicos:

2.1 Objetivos específicos

- Recopilar bibliografía sobre estudios hidrogeológicos para tener un marco teórico de base y una guía para establecer el contenido mínimo que corresponde al modelo conceptual.

- Revisar y analizar la base de datos actualizada de las Entidades Gubernamentales (MIDA, MiAmbiente, IDAAN y MINSA) con la finalidad de seleccionar la información que sea útil para el desarrollo del modelo conceptual.

- Obtener datos de la litología y los parámetros hidráulicos del acuífero local para caracterizar el modelo geológico e hidráulico.

- Analizar los inventarios de puntos de agua para obtener una integración de la base de datos hidrogeológica y de igual forma elaborar los perfiles hidrogeológicos en la parte alta, media y baja de la Cuenca del Río Parita.

- Estimar el Nivel Piezométrico en los meses de mayo y octubre 2021 para describir el patrón general de flujo de las aguas subterráneas.

- Realizar el análisis de la precipitación media anual y la distribución de la conductividad hidráulica para identificar la localización de áreas potenciales de recarga en la cuenca.

3. METODOLOGÍA

La metodología que se aplicará para el desarrollo de un Modelo Hidrogeológico Conceptual en la Cuenca del Río Parita se dividirá en seis (6) actividades las cuales se presentan a continuación:

3.1. Caracterización de la zona de estudio

- Recopilación y solicitud de datos, documentos impresos y digitales, consulta bibliográfica, videos, reuniones y entrevistas con el Personal de las Entidades Gubernamentales (IDAAN; MIDA, MiAmbiente, MINSA e Instituto Geográfico Nacional Tommy Guardia).

3.2. Revisión y consulta de antecedentes

- Revisión de la documentación disponible, disponibilidad de datos hidrometeorológicos, mapas temáticos y productos existentes de las instituciones gubernamentales (IDAAN, MIDA, MiAmbiente, MINSA e Instituto Geográfico Nacional Tommy Guardia).

- Integración de la información hidrogeológica (coordenadas, profundidad, caudal, transmisividad y litología) tanto impresa como digital.

- Visualización de la información hidrogeológica por medio de los softwares de Microsoft Excel y ArcGIS.

3.3. Materiales disponibles para el desarrollo del Modelo

- Descripción de los antecedentes técnicos revisados (Descripción de la Cuenca del Río Parita, Geología, Geofísica, Geomorfología, Climatología, Meteorología, Hidrología e Hidrogeología).

3.4. Elaboración de Mapas y Perfiles Hidrogeológicos a partir de los materiales

- Mapas de Localización Regional de la Cuenca del Río Parita, Localización del Arco Seco, Geología (Regional y Estructural), Geofísica, Geomorfología, Estaciones Hidrometeorológicas, Hidrogeología, Localización de Pozos, Selección de Pozos de Monitoreo, Localización de Pozos con litología, Nivel Piezométrico, Líneas de Flujo, Conductividad Hidráulica y Transmisividad. Los softwares ArcGIS y AutoCAD fueron utilizados para elaborar los mapas y los perfiles hidrogeológicos.

3.5. Balance Hídrico

- Estimación de la Evapotranspiración Real (ETR) Mensual, Déficit, Excesos y Escorrentía a través de los datos de Precipitación Promedio Mensual (P) y Evapotranspiración Potencial (ETP). Se realiza el Cálculo de la recarga potencial (Rp) a través de la ecuación Rp= P-ETR.

3.6. Interpretación y análisis de los resultados

- De la información geológica, geomorfológica, hidrológica e hidrogeológica para el desarrollo del modelo por medio de criterios analíticos y comparativos.

4. MATERIALES

4.1. Descripción General de la Cuenca del Río Parita

La Cuenca del Río Parita tiene una superficie de 603.16 km2 y la longitud del río principal es de 79.11 km. Su localización regional se presenta en la Figura 1. Los cursos de agua de la Cuenca del río Parita desembocan hacia la vertiente del Océano Pacífico. La elevación media de la Cuenca del río Parita es de 35 m.s.n.m. (Gonzalez et al, 2008) y su punto más alto es el Cerro Gallote con una elevación de 521 m.s.n.m. (Ruiz De León, 2012).

La precipitación media anual es de 1495 mm en la parte media y de 1381 mm en la parte baja. En el Anexo I, II y III se detalla la estimación de la precipitación mensual de la Estación Llano de la Cruz, corrección y ajuste de la lluvia de la Estación Parita, usando la estación base # 130-002 de Parita y la estación en estudio, # 130-004 de Llano de la Cruz. Actualmente estas estaciones meteorológicas no registran mediciones de temperatura en toda la cuenca, sin embargo, se estima que las temperaturas medias anuales oscilan entre los 24.00ºC y 26.84ºC (Ruiz De León, 2012).

4.2. La Región del Arco Seco de Panamá

La cuenca del río Parita también se encuentra en la Región del Arco Seco de Panamá (ETESA, 1999) el cual es un área que incluye parte de las provincias de Coclé, Herrera y Los Santos y se localiza en la parte central y sur de Panamá (Figura 2).

La región del Arco Seco junto a la Sábana Veragüense y Cerro Punta son los sitios más afectados por eventos de sequía en la República de Panamá según el Plan Nacional de Sequía para Panamá. Estos eventos por sequía son comúnmente asociados con la ocurrencia del Fenómeno del Niño, los cuales han sido evidenciados en el sector agropecuario (Villar, 2019) también restricciones de calado en el Canal de Panamá (BBC, 2015).

4.3. Geología Regional

La geología de la Cuenca del río Parita ha sido desarrollada principalmente por la revisión de consultorías realizadas por la empresa Nómadas de Centroamérica y la Autoridad del Canal de Panamá (ACP). Según la ACP, la

Península de Azuero está mayoritariamente constituida por rocas volcánicas y volcanosedimentarias que abarcan un rango de edades desde el Cretácico Superior hasta el Oligoceno Superior (Giudice y Recci, 1969) las cuales pertenecen al arco volcánico generado por la subducción de la placa de Nazca por debajo de la placa del Caribe (Figura 3). El río Parita fluye en la dirección Noroeste desde su nacimiento hasta el Océano Pacífico, y corta la litología en las siguientes formaciones geológicas (Tabla 1).

La geología de la Cuenca del Río Parita se presenta en la Figura 4.

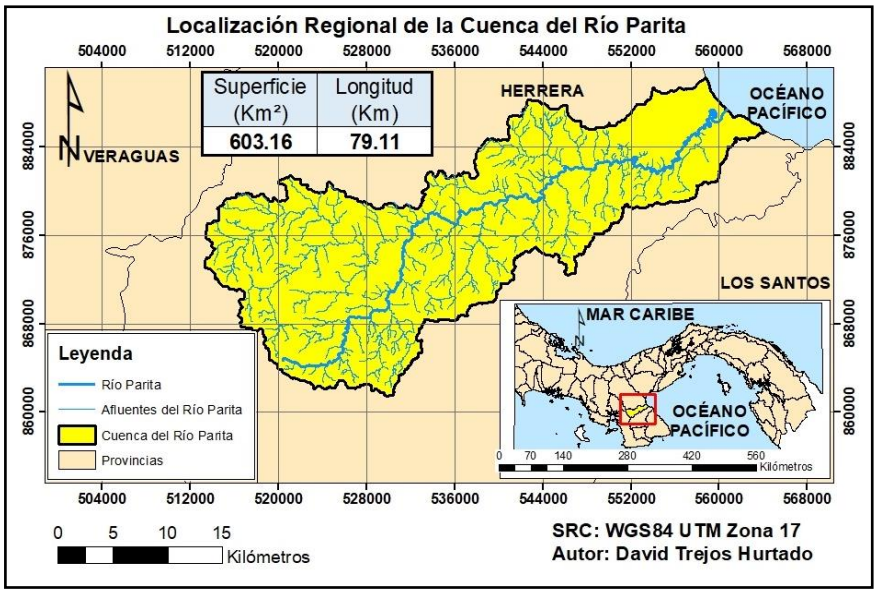


Figura 1 Localización regional de la Cuenca del río Parita. Adaptado de Mi Ambiente.

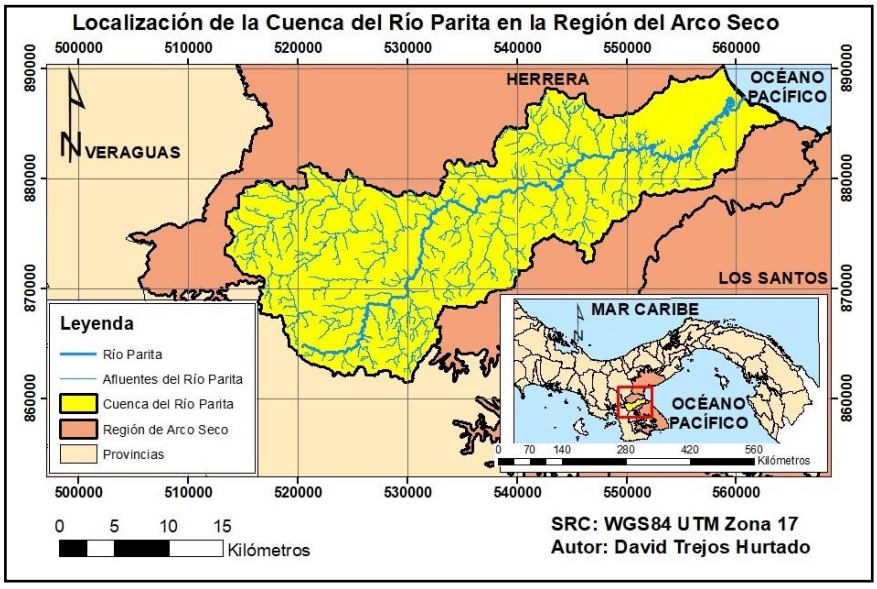


Figura 2 Localización del Arco Seco en la República de Panamá. Adaptado de MiAmbiente

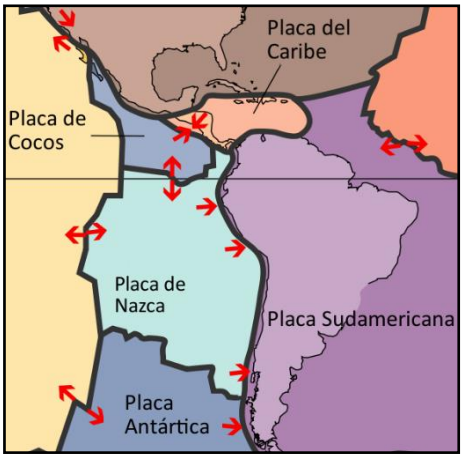


Figura 3 Placas tectónicas Nazca (color celeste) y de Cocos (color crema) por el cual se estableció la teoría de formación geológica. Fuente USGS, 2017.

Tabla 1. Descripción de los tipos de rocas encontrados en las diferentes formaciones geológicas en la Cuenca del río Parita y su periodo aproximado. Fuente MICI, 1990.

FORMAS	PERIODO	FORMACIÓN	SÍMBOLO	DESCRIPCIÓN
Sedimentarias	Cretácico	Ocú	K-CHAo	Calizas y tobas
Volcánicas	Cretácico	Playa Venado	K-VE	Basaltos y pillow lavas
Sedimentarias	Cuaternario	Río Hato	QR-Aha	Conglomerado, areniscas, lutitas, tobas, areniscas no consolidadas y pómez.
Plutónicas	Cretácico	Valle Riquito	TEO-RIQ	Cuarzodioritas, noritas y gabros
Sedimentarias	Terciario	Tonosí	TEO-TO	Lutitas y areniscas
Sedimentarias	Terciario	Macaracas	TO-MAC	Tobas y areniscas tobáceas
Sedimentarias	Terciario	Pesé	TO-MACpe	Tobas continentales, areniscas y calizas

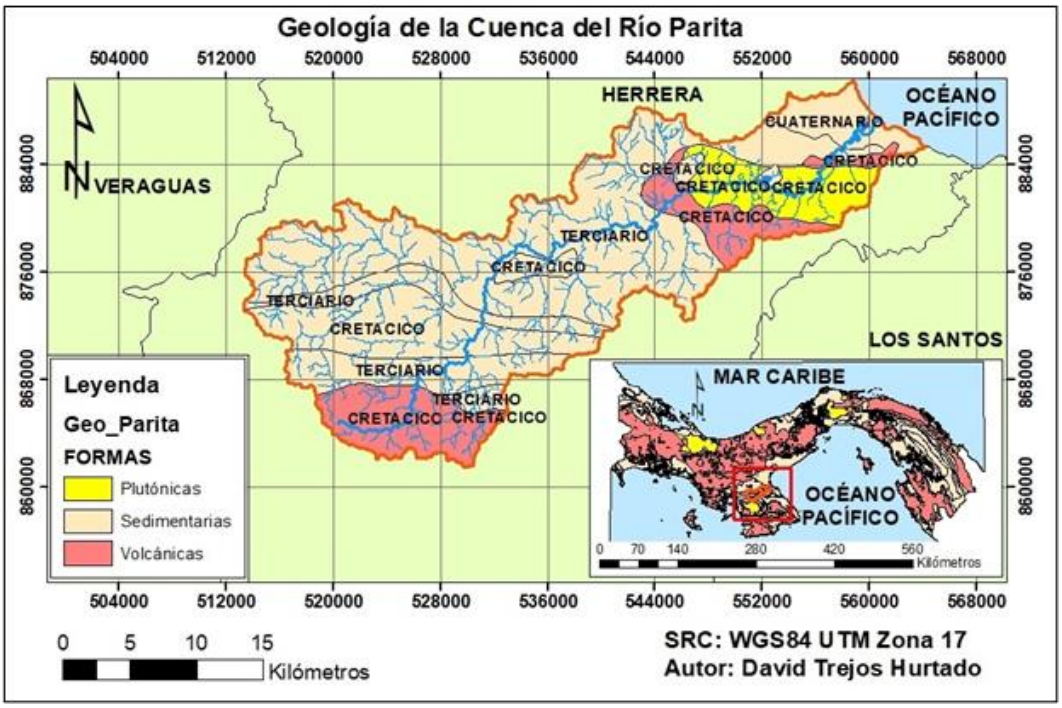


Figura 4 Geología de la Cuenca del río Parita. Fuente: Adaptado del MICI, 1990

4.4. Geología Estructural

Las fallas de la Cuenca del Río Parita (Figura 6) se obtuvieron del GIS Portal Data de la página web Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (STRI, 2021).

De acuerdo con el Informe de Diseño Conceptual, Reservorios Multipropósito Cuenca Parita Presa Parita Volumen Geología y Geotecnia (Autoridad del Canal de Panamá, 2020) estos sistemas de fallas que se encuentran a nivel regional son:

Falla Ocú- Parita: tiene una componente sinestral y plano probable subvertical donde se pone en contacto las rocas sedimentarias del

Periodo Cretácico con las rocas sedimentarias del Periodo Terciario (Kolarsky et al, 1995).

Falla Joaquín: tiene una zona de falla subvertical donde se pone en contacto las rocas volcánicas del Periodo Cretácico Superior-E con rocas del Plateau Azuero del Periodo Cretácico Inferior.

Lineamiento del Río Santa María: este lineamiento con dirección WNW-ESE es paralelo a las fallas de Ocú-Parita y Joaquín.

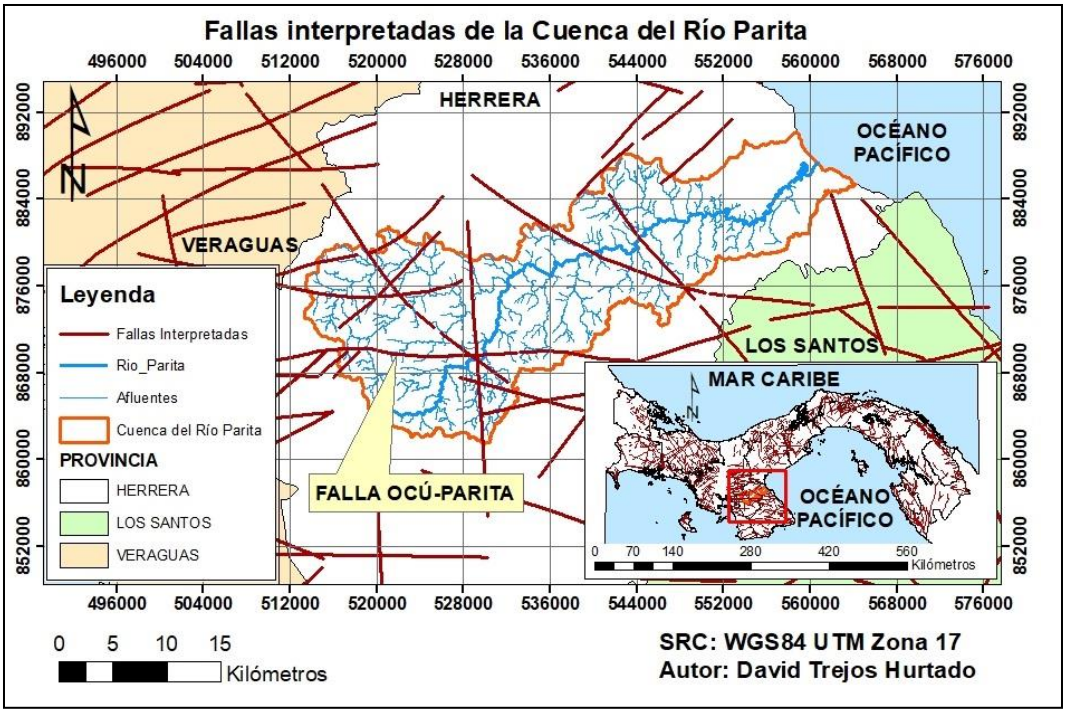


Figura 5 Fallas interpretadas de la Cuenca del Río Parita. Adaptado de STRI, 2021.

4.5. Geofísica

Las investigaciones geofísicas implican determinar las propiedades físicas de los materiales del subsuelo mediante el análisis de las mediciones realizadas sobre la superficie del suelo o sobre ella o en un pozo (U.S. Department of the Interior – Bureau of Reclamation, 1995).

Se revisó la información geofísica a partir de 2 Consultorías y se encontró lo siguiente:

- "Informe Geofísico para la búsqueda de los acuíferos probables profundos en el Arco Seco" (Nómadas de Centroamérica, 2010): esta información fue suministrada por el Departamento de Seguridad Hídrica del Ministerio de Ambiente.

El objetivo del proyecto consistió en la búsqueda de aguas subterráneas profundas en el Arco Seco de la Península de Azuero mediante prospección geofísica. La técnica geofísica utilizada en esta consultoría fue mediante los Sondeos Eléctricos Verticales (SEV).

De acuerdo con el Informe, la configuración básica de medida es la configuración de Schlumberger (Figura 6). La configuración de Schlumberger consiste en la instalación de 4 electrodos, tipo barra corta, los cuales se ubican en línea recta, donde cada par (potencial y corriente) tienen que ubicarse simétricamente con respecto al centro de medición elegido. El centro

y el eje de medición se mantiene fijos mientras se incrementa la distancia entre electrodos de corriente (Nómadas de Centroamérica, 2010).

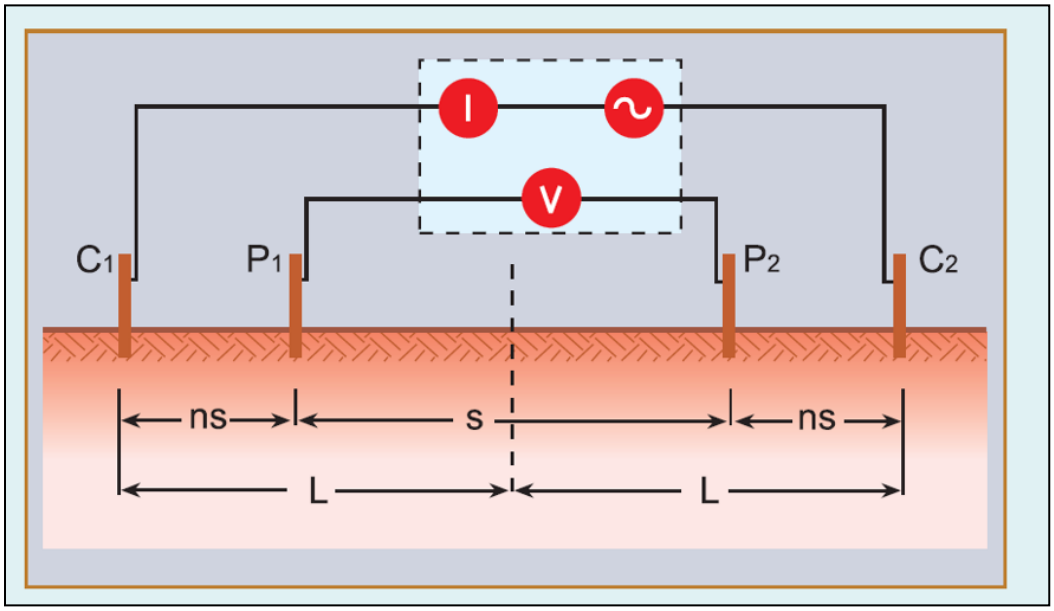


Figura 6 Configuración de Schlumberger. Fuente: Nómadas de Centroamérica, 2010.

Según el Informe Geofísico, se determinó la resistividad aparente con la siguiente ecuación:

$$\rho_{a=} \frac{\pi \left[V \left[\frac{L}{s} \right]^2 - \frac{1}{4} \right] s}{L}$$

Donde ρ_a es la resistividad aparente del suelo en ohm-metros (Ω.m); π es el numero pi (3.1416); V es el voltaje en Voltios (V); L es la distancia del centro de medición a cada electrodo de corriente en metros (m); s es la separación entre electrodos de potencial en metros (m) e I es la corriente en Amperios (A).

Se elabora el gráfico de resistividad aparente en función de la separación de los electrodos. El objetivo de este gráfico es la determinación del número de capas del subsuelo, espesor y resistividad de estas (Nómadas de Centroamérica, 2010).

La interpretación de las curvas de resistividad aparente se hizo a través del método de los quiebres de curvas de resistividad. Para interpretar los quiebres de curva de resistividad, primero hay que visualizar que el subsuelo está formado por varios estratos con distintas profundidades y estas distribuciones con "n" valores de resistividades se denomina "corte geoeléctrico" (Pizarro, 2014).

Una vez terminados los Sondeos Eléctricos Verticales, se elaboraron 25 Secciones Geoeléctricas en la Provincia de Herrera y los cortes donde se muestra la geología y la geofísica de la zona en estudio. Se identificó 7 de 25 secciones que se encuentran dentro de la Cuenca del Río Parita (Figura 7).

Como las interpretaciones de los perfiles A5, A7 y A7A desarrolladas del Informe Geofísico (Nómadas de Centroamérica, 2010) son similares, solamente se va a presentar la comparación del perfil A5.

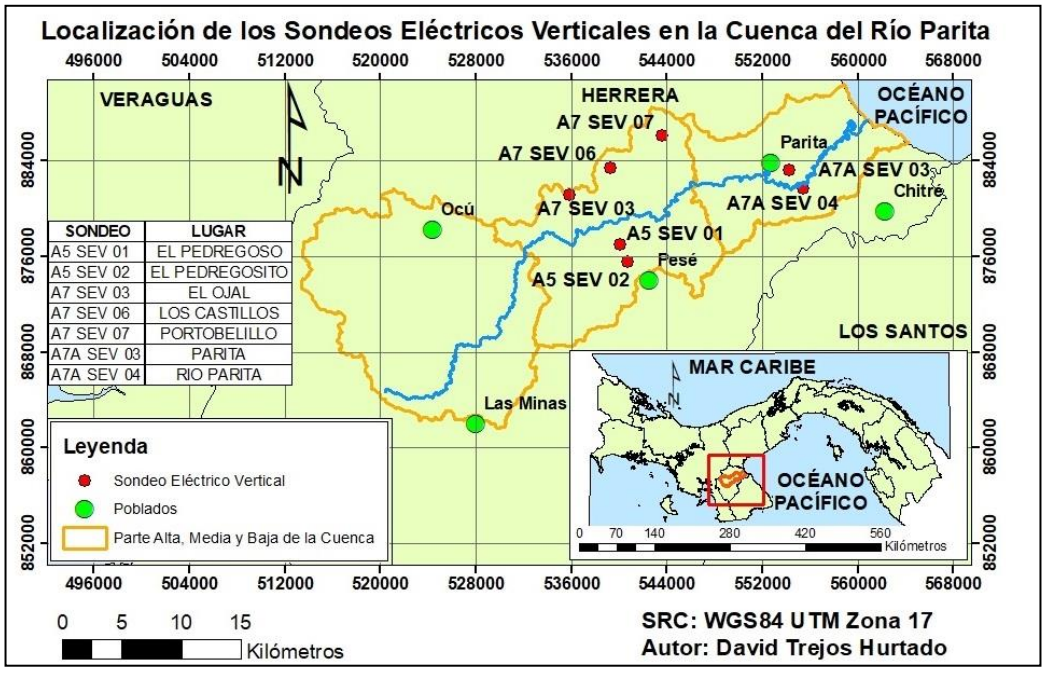


Figura 7 Localización de los Sondeos Eléctricos Verticales en la Cuenca del Río Parita. Adaptado de Nómadas de Centroamérica, 2010.

Tabla 2 Interpretación de Sondeo Eléctrico Vertical del Perfil A5. Fuente: Nómadas de Centroamérica, 2010.

Capa	Resistividad Ohm-m	Espesor m	Litología
1	7 – 11 14 - 32	2.5 – 4.0	Consiste en un suelo areno limoso de origen volcánicos con bloques centimétricos, con pasajes de laterización.
2	11 – 54 55 - 93	5.8 – 50 51 - 97	Tobas alteradas, muy fracturadas, con fracturas rellenas de arcilla. Tobas sanas con capas de areniscas, con duda de indicios de agua en estas partes sanas.
3	110 - 200 500 - 729	35	Calizas alteradas, fracturadas a sanas, con presencia de agua.
4	14 - 54 60 - 70	29 - 250	Secuencias de areniscas, lutitas y tobas intercaladas, fracturadas, plegadas y falladas, con presencia de agua en los estratos de areniscas, con porosidad secundaria.
5	75 – 140 150	138 - 150	Lavas basálticas, alteradas, fracturadas, con fallas e influencia de hidrotermalismo. Presenta interés de acuífero.
6	6		Al igual que la Capa #5, se presenta zonas de fallas con hidrotermalismo con intrusiones o rocas volcánicas basálticas cristalinas con fracturaciones.

En la interpretación del sondeo eléctrico vertical del perfil A5 (Tabla 2), se identificó que la primera capa (suelo areno limoso) interpretada del sondeo eléctrico vertical no coincide con el mapa textura de suelo (IDIAP, 2006), ya que en el mapa de textura de suelos esta primera capa aparece descrito como “suelo franco arcilloso” (Anexo IV Textura de la Cuenca del Río Parita).

Se verificó que las interpretaciones litológicas (Capas 2, 3 y 4) realizadas por el Consultor coinciden con la Geología de la Cuenca (Figura 4) identificada en este trabajo en cuanto a tobas continentales, areniscas y calizas.

El Consultor indicó que en la capa 6, como no se tienen registros de perforaciones profundas, se han asociado a rocas volcánicas que podrían contener rocas intrusivas con influencia de hidrotermalismo, como se ha presentado en estudios en Costa Rica. De acuerdo con la base de datos integrada de las Entidades Gubernamentales, las perforaciones de pozos tienen profundidades hasta 77 metros, por lo que actualmente si se tienen registros de

perforaciones profundas. Sin embargo, en las perforaciones profundas no está detallado la litología y el tipo de acuífero. Con esta hipótesis, no se puede afirmar que las rocas volcánicas contengan acuíferos ya que esta información (perforaciones profundas) requiere ser levantada con mayor detalle en Panamá para hacer una correlación más precisa y real entre el dato geofísico y geológico.

"Servicio de Veintiocho Tomografías Eléctricas" (Infinity Technology No Limits, 2017): esta información fue suministrada por el Departamento de Fuentes Subterráneas del IDAAN. El objetivo del proyecto consistió en determinar las características geológicas en la Península de Azuero y la viabilidad de perforar pozos para el abastecimiento de aguas subterráneas escogidos por el IDAAN. La técnica geofísica utilizada en esta consultoría fue mediante tomografías eléctricas. Se analizaron 30 secciones geofísicas en las Provincias de Herrera y Los Santos. Sin embargo, en el presente trabajo solamente se identificó 2 (Parita- Sector La Bota y Parita Juan Blanco) de 30 secciones dentro de la Cuenca del Río Parita.

- Las tomografías eléctricas se realizaron por medio de los dispositivos Wenner-Schlumberger (Infinity Technology No Limits, 2017). En método de Werner, los electrodos están enterrados en línea recta y a igual separación entre ellos (Auge, 2008). Sin embargo, la diferencia con el método de Schlumberger, la separación de los electrodos centrales se mantiene constante y la medición se realiza variando la distancia de los electrodos exteriores como se mostró en la Figura 6 (Auge, 2008). La interpretación se realizó a través de los modos Inversión Robusta o el Suavizado Forzado del programa RES2DINV. Las tomografías se realizaron con una combinación de 380 electrodos y 10 niveles de exploración. De esta cantidad se eliminan datos con ruidos para su posterior interpretación.

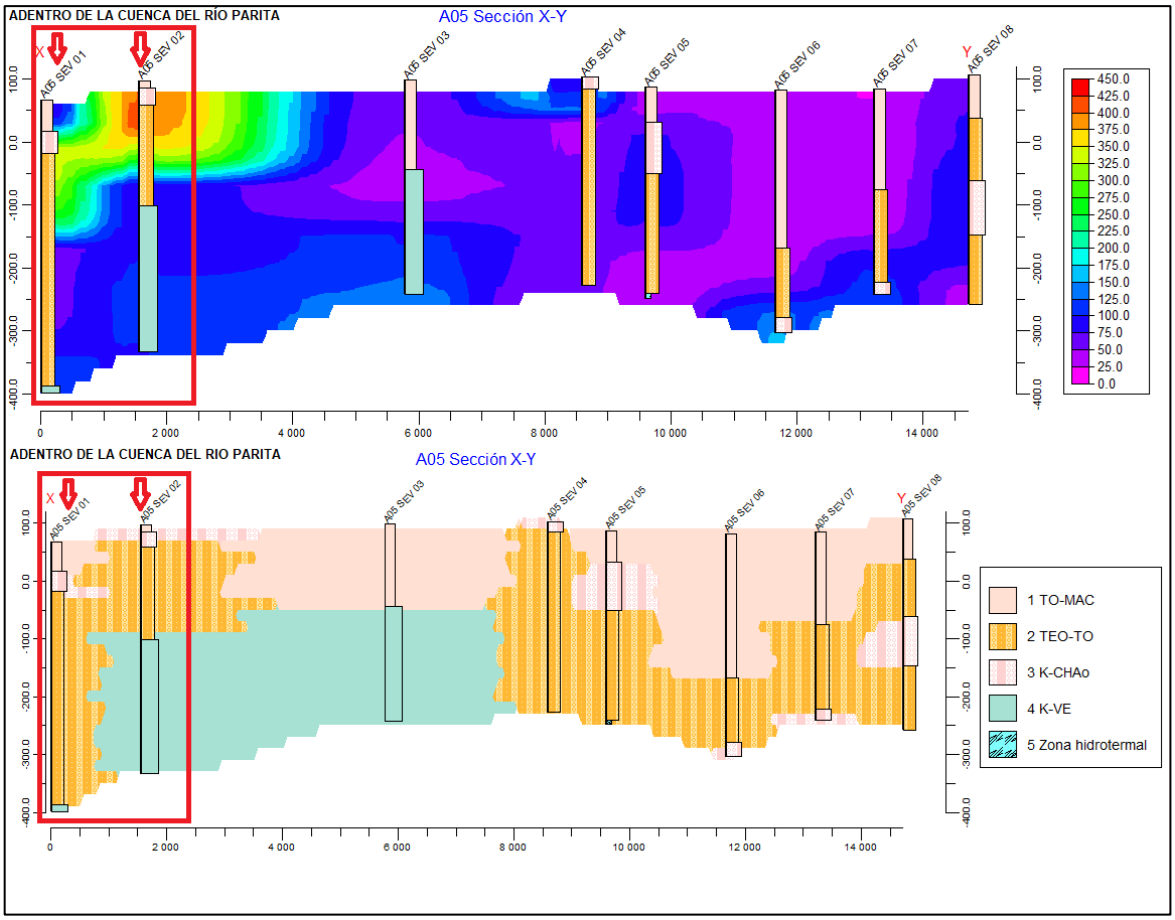


Figura 8 En orden de arriba hacia abajo se muestra el gráfico de resistividades y el perfil interpretativo geológico – geofísico de los sondeos A05 SEV 01 y A05 SEV 02 del Corte A5. Fuente: Nómadas de Centroamérica, 2010.

Como la interpretación de las 2 secciones tomográficas son similares se seleccionó la de Parita-Sector La Bota. De acuerdo con la interpretación del Consultor, se encontró "boulders" (que en inglés significa peñasco) y bloques aislados de granodiorita de grano medio, que según la Geología de la Cuenca del Río Parita corresponden a rocas plutónicas (Figura 9).

En la Figura 10 se presenta la localización de 2 secciones de tomografías eléctricas realizadas en la parte baja de la Cuenca del Río Parita.

De acuerdo con la tomografía eléctrica en la Sección Parita-Sector La Bota (Infinity Technology No Limits, 2017), se encontró que las franjas de color rojo con resistividad cercano a los 700 Ω.m. corresponden a las rocas plutónicas de Granodiorita (Figura 11). En esta misma sección se encontró una discontinuidad (franja roja y chocolate) con resistividades que oscilan entre los 400 y 700 Ω.m., lo que es un indicio de una posible fractura entre granodioritas y granodioritas fracturadas.

Figura 9 Bloques aislados de granodiorita de grano medio. Fuente: Infinity Technology No Limits, 2017

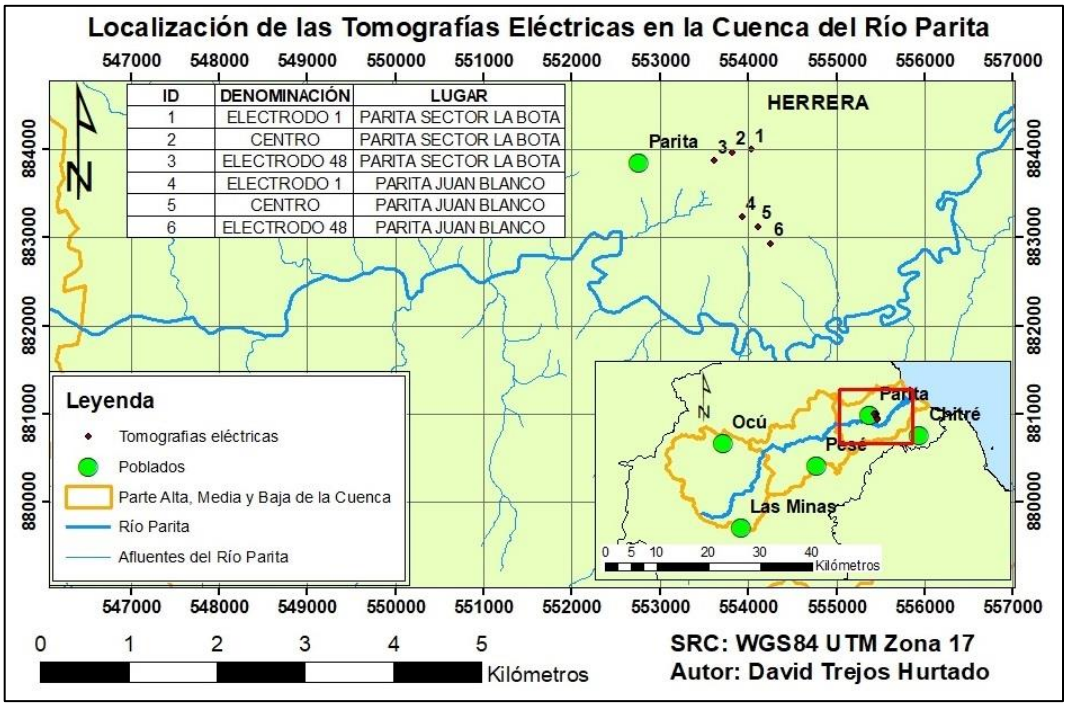


Figura 10 Localización de las tomografías eléctricas en la parte baja de la Cuenca del Río Parita. Adaptado de Infinity Technology No Limits, 2017.

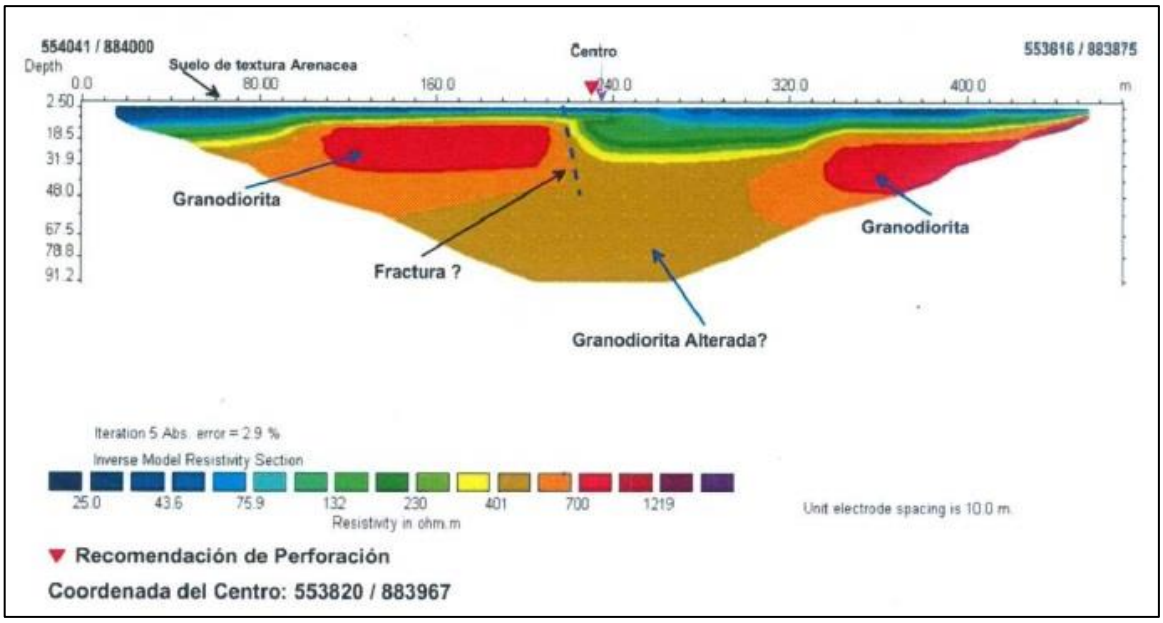


Figura 11 Resultado de la tomografía en Sección Parita-Sector La Bota ubicado en la parte baja de la Cuenca del Río Parita. Fuente: Infinity Technology No Limits, 2017.

4.6. Geomorfología

La geomorfología de la Cuenca del río Parita está compuesta por un 83.90% de Regiones de Cerros Bajos y Colinas y un 16.10% de Regiones Bajas y de Planicies Litorales (Tabla 3).

Tabla 3 Distribución geomorfológica de la Cuenca del río Parita. Fuente: Instituto Geográfico Nacional Tommy Guardia (IGTG), 2007.

Región	Area km²
Regiones de Cerros Bajos y Colinas	506.02
Regiones Bajas y de Planicies Litorales	97.09
Total	**603.12**

En la Figura 12 se presenta la Geomorfología de la Cuenca del Río Parita. Está constituida predominantemente por Regiones de Cerros Bajos y Colinas las cuales tienen formas convexas en las partes superiores y cóncavas en las partes superiores. En menor proporción, las Regiones Bajas y de Planicies Litorales corresponde a una topografía que varía de aplanada a poco ondulada, con declives que oscilan entre muy débil y débil. Relieves residuales (colinas aisladas y diques) irregularizan el paisaje de estas unidades (IGTG, 2007).

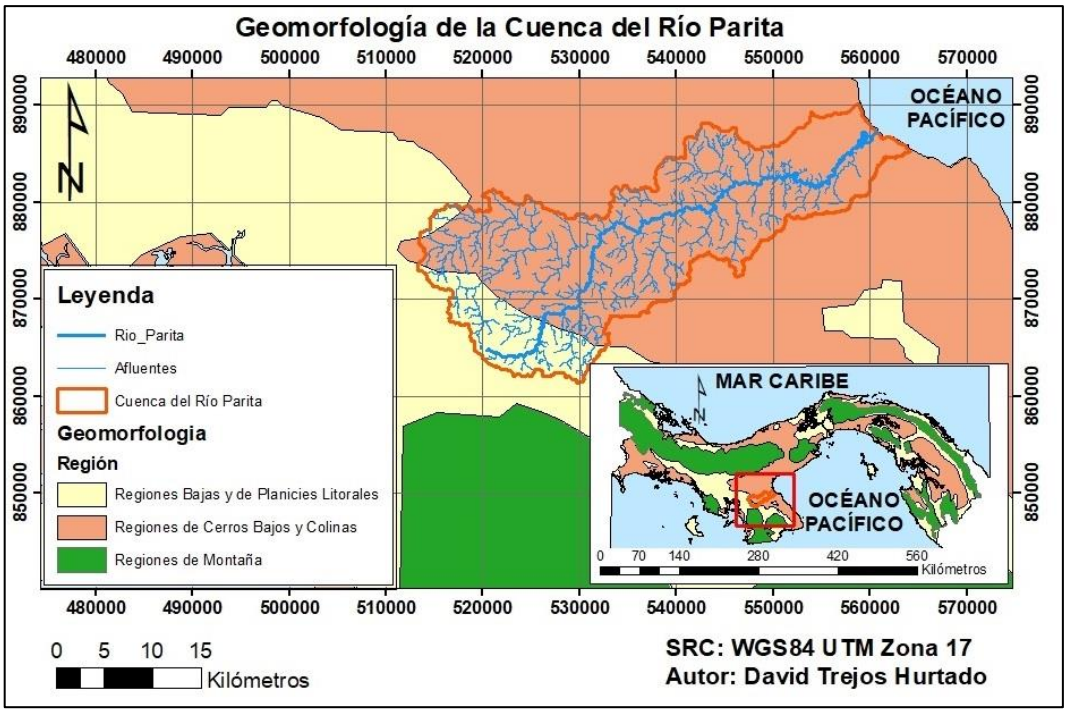


Figura 12 Geomorfología de la Cuenca del río Parita. Adaptado de IGTG, 2007.

4.7. Climatología

De acuerdo con la clasificación de Köppen, en la Cuenca del río Parita hay 2 tipos de climas (Figura 13):

- **Clima tropical húmedo:** con influencia del monzón (régimen de vientos): lluvia anual mayor a 2250 mm con 60% concentrada en los 4 meses más lluviosos en forma consecutiva, algún mes con lluvia menor a los 60 mm y temperatura media del mes más fresco mayor a 18°C.

- **Clima tropical de Sabana:** Lluvias anuales mayores a 1000 mm, varios meses con lluvia menores a los 60 mm y temperatura media del mes más fresco menor a 18°C.

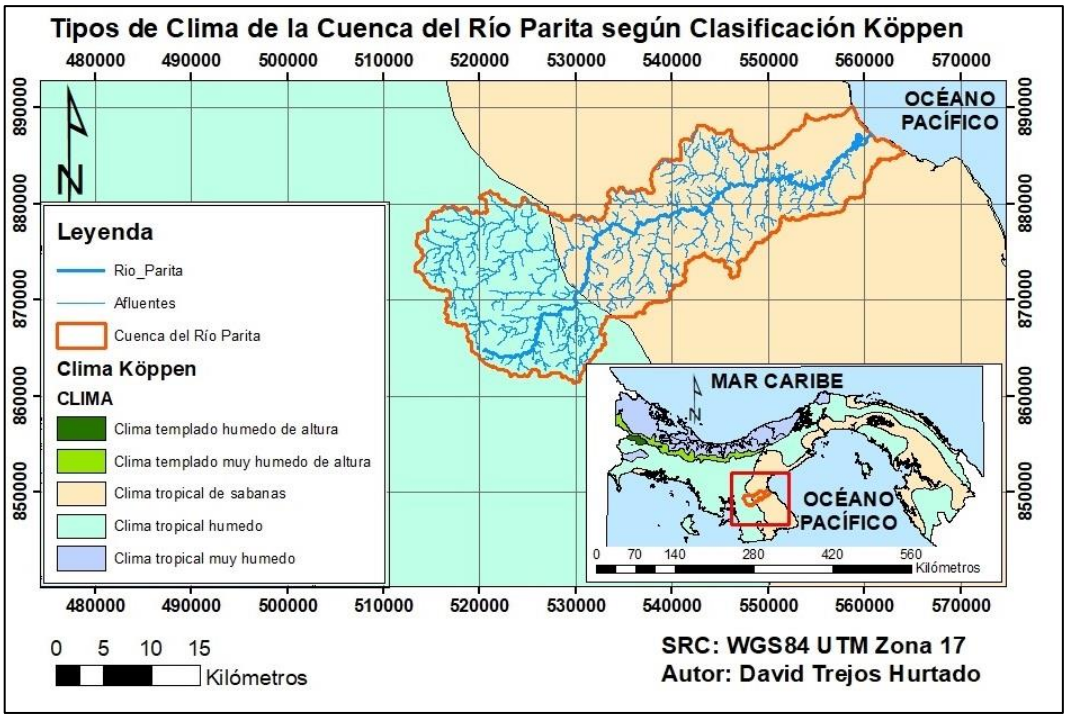


Figura 13 Tipos de Clima de la Cuenca del Río Parita según la clasificación de Köppen. Adaptado de IGTG, 1988.

4.8. Información Cartográfica Básica

En la Tabla 4 se describen los 14 mosaicos que corresponden a la información digital del Instituto Geográfico Nacional Tommy Guardia que se utilizó para determinar las cotas de los pozos. Estos mosaicos se encuentran en un sistema de referencia de coordenadas en UTM (Universal Transversal de Mercator), con curvas de nivel a intervalos de 10.00 m y suplementarias a intervalos de 5.00 m, con dato vertical el nivel medio del mar, dato horizontal en WGS84 Zona 17.

Tabla 4 Mosaicos con información digital de los mapas topográficos, red de drenaje y curvas de nivel de la Cuenca del Río Parita. Fuente: IGTG, 2012.

Nombre	Código	Nombre	Código
Boca de Parita	4140 III SW	Los Helechales	4039 III NE
Cabuya	4040 II SW	Ocú	4039 IV NE
Chitré	4139 IV NW	París	4040 II SE
El Barrito	4039 IV NW	Parita	4039 I NE
El Ciruelo	4039 I SW	Pedregoso	4039 I NW
Las Guabas	4039 IV SE	Pesé	4039 I SE
Las Minas	4039 II NW	Ponuga	4039 IV SW

4.9. Información Meteorológica Básica

La precipitación en la Cuenca del Río Parita actualmente es medida por 4 estaciones meteorológicas (Tabla 5).

4.10. Información Hidrológica Básica

Los caudales fueron medidos en la estación hidrométrica La Valdesa (la cual se encuentra actualmente inactiva) que registró 43 años en el periodo de 1973 y 2015 (Tabla 6). En la Figura 14 se presenta la localización de las estaciones hidrometeorológicas de la Cuenca del Río Parita.

Tabla 5 Características de las estaciones meteorológicas que se encuentran en la Cuenca del río Parita. Fuente: ETESA.

Número	Nombre	Tipo de Estación	Elevación (m.s.n.m.)	Norte	Este
130-002	Parita	AM	43	884390	552866
130-004	Llano De La Cruz	CC	60	879795	539676
130-006	Valle Rico De Ocú	CC	53	878777	523910
130-007	Valle Rico 2	AA	141	869074	528018

AM: Estación tipo A Mixta

CC: Estación tipo C Convencional

AA: Estación tipo A Automática

Tabla 6 Descripción de la estación hidrológica La Valdesa. Fuente: ETESA.

Número	Nombre	Tipo de Estación	Elevación (m.s.n.m.)	Norte	Este
130-01-02	La Valdesa	At	20	882447	545949

At Estación Hidrológica Automática

Figura 14 Localización de las estaciones hidrometeorológicas de la Cuenca del Río Parita. Adaptado de ETESA.

4.11. Estimación de la Precipitación Promedio Mensual y Máxima

De las 4 estaciones meteorológicas analizadas solamente, la estación 130-004 de Llano de la Cruz es la única serie de datos completa de 45 años en el periodo que corresponde entre los años 1973 y 2017. De esta serie de datos se identificó que la precipitación promedio más baja con un valor de 1.81 mm ocurrió en el mes de febrero y la precipitación promedio más alta con valor de 255.07 mm ocurrió en el mes de octubre, todo esto localizado en la parte media de la Cuenca (Figura 15).

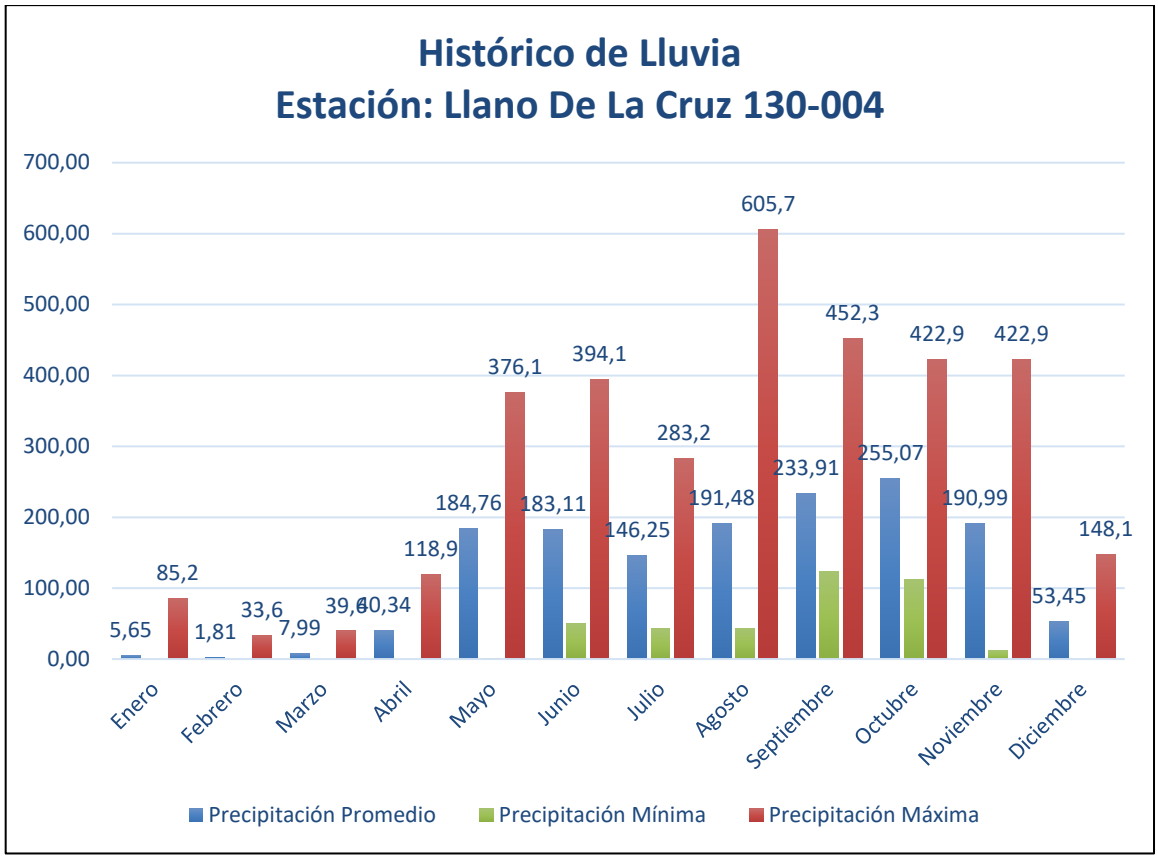


Figura 15 Precipitación Promedio y Máxima de la Estación Llano De La Cruz. Fuente: ETESA.

4.12. Estimación del Caudal Promedio, Mínimo y Máximo

Revisando los 40 años de registro de los caudales medios diarios del Río Parita obtenidos por la Autoridad del Canal de Panamá (ACP, 2020) para el periodo 1973-2015, se observó que el caudal promedio mínimo ocurre entre los meses de enero hasta abril cuando la precipitación es escasa, sin embargo, el caudal empieza a aumentar considerablemente de mayo a junio, que es la transición entre la temporada seca a lluviosa.

En la Figura 16, en el periodo analizado, se observa que el caudal máximo ocurre en el mes de octubre con un valor de 31.43 m^3/s y el caudal mínimo ocurre en el mes de marzo con un valor de 1.14 m^3/s.

4.13. Hidrogeología

4.12.1 Unidades Hidrogeológicas de la Cuenca del Río Parita

Las unidades hidrogeológicas se describen en el Mapa Hidrogeológico (Figura 17). Este mapa se elaboró con la información geoespacial suministrada por MiAmbiente, el Mapa Hidrogeológico de Panamá en escala 1:1,000,000 y el Informe Final (ETESA, 1999). El Mapa Hidrogeológico de Panamá es el resultado de la colaboración de la UNESCO, Entidades Gubernamentales y Consultores que formaron Grupos de Trabajo para la elaboración de la primera Cartografía Hidrogeológica del país.

Este grupo estuvo conformado por:

- Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO)
- Universidad de Panamá

- Instituto de Recursos Hidráulicos y Electrificación (IRHE, hoy en día ETESA)
- Hidrogeoservicios, S.A.
- Instituto de Acueductos y Alcantarillados Nacionales (IDAAN)
- Ministerio de Comercio e Industrias (MICI)

Se clasificó las Unidades Hidrogeológicas en la Cuenca del Río Parita en función de su productividad (Tabla 7).

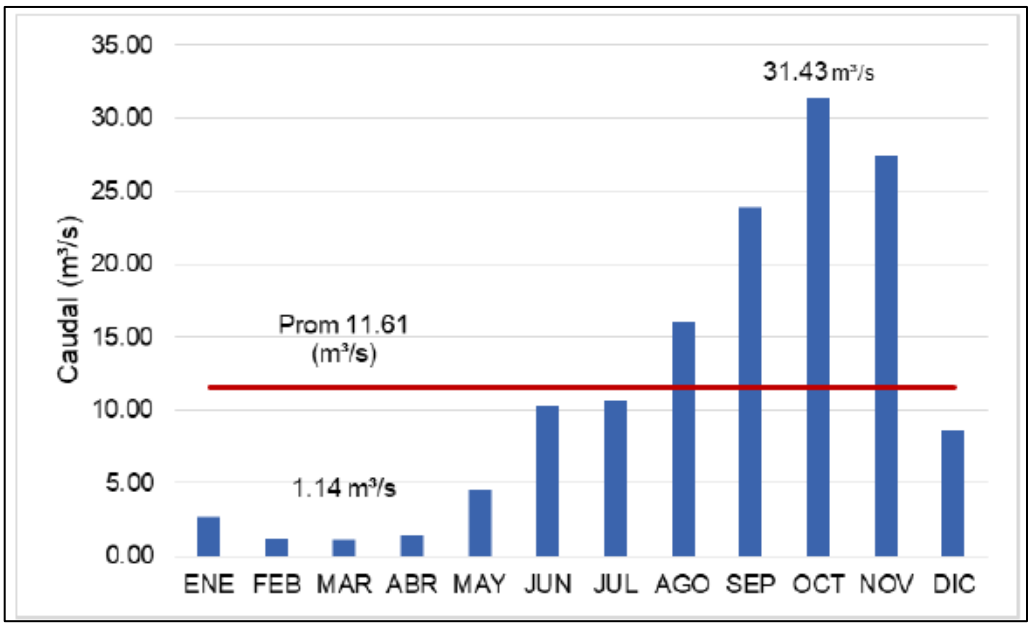


Figura 16 Caudales Mensuales de la Estación La Valdesa. Fuente: ACP, 2020.

Tabla 7 Unidad Hidrogeológica en función de su productividad. Fuente: Fuente: ETESA, 1999.

Unidad Hidrogeológica	Productividad (m^3/h)
Acuíferos Predominantemente Inter Granulares (Acuíferos Moderadamente Productivos) Acuíferos Predominantemente Fisurados (Acuíferos Moderadamente Productivos)	Q=3-10 m^3/h
Áreas con acuíferos locales Intergranulares o Fisurados (Acuíferos locales continuos o discontinuos de productividad limitada)	Q=3-5 m^3/h
Áreas con acuíferos locales Intergranulares o Fisurados (Acuíferos locales continuos o discontinuos (de muy baja producción)	Q=1-3 m^3/h

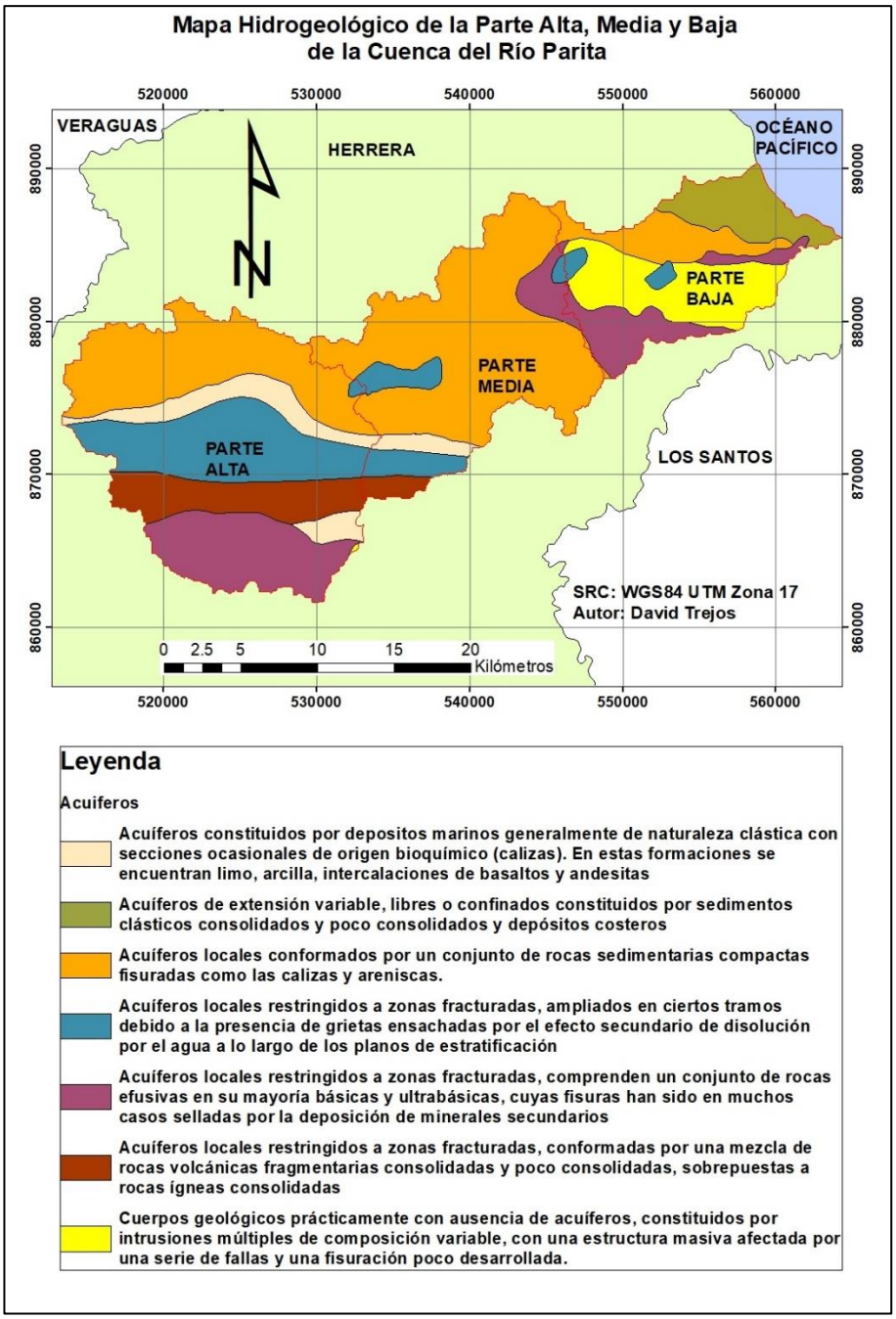


Figura 17 Mapa Hidrogeológico de la Parte Alta, Media y Baja de la Cuenca del Río Parita. Adaptado de ETESA, 1999.

4.12.1 Parámetros Hidráulicos

La Transmisividad se obtuvo del Informe Digitalizado de Pozos por medio, del departamento de Ingeniería Rural y Riego del MIDA. Se pudo comprobar que el coeficiente de almacenamiento no fue estimado en el Informe. En la Tabla 8 se presenta el resumen de los parámetros hidráulicos de los pozos de los trabajos realizados por la empresa TAHAL CONSULTING ENGINEERS LTD. entre los años 1999 y 2003 integrado con el Mapa Hidrogeológico de Panamá (ETESA,1999).

Tabla 8 Parámetros Hidráulicos de las perforaciones en la Cuenca del Río Parita entre los años 1999 y 2003. Fuente: Tahal Consulting Engineers LTD., 2003 y ETESA, 1999.

Pozo	Espesor (m)	Transmisividad (m^2/d)	Caudal (m^3/s)	Tipo de acuífero	Litología/Ocurrencia de Aguas Subterráneas
1 FC	24.39	90	0.007	Confinado	Arcilla, Lava Volcánica / Áreas con Acuíferos Locales (Intergranulares o Fisurados) de Productividad Limitada
2 GM	36.59	242	0.003	Confinado	Arcilla plástica, Arenisca color marrón con calcita, hematita y cuarzo / Áreas con Acuíferos Locales (Intergranulares o Fisurados) de Productividad Limitada
3 MA	33.54	419	0.005	Confinado	Arcilla muy plástica, Arcilla más roca meteorizada, calcita, basalto / Acuíferos predominantemente Fisurados y Moderadamente Productivos
4 EA	42.68	11	0.003	Confinado	Arcilla y suelo, Arcilla más roca meteorizada, roca alterada fracturada, lava volcánica / Acuíferos predominantemente Fisurados y Moderadamente Productivos
5 AA	23.48	50	0.002	S/D	Sin Litología / Acuíferos predominantemente Fisurados y Moderadamente Productivos
6 OF	28.96	45	0.007	S/D	Sin Litología / Acuíferos predominantemente Fisurados y Moderadamente Productivos
8 MJ	44.21	52	0.002	Confinado	Arcilla, roca muy alterada, basalto / Acuíferos predominantemente Fisurados y Moderadamente Productivos
9 JM	32.01	19	0.008	Confinado	Arcilla, aluvión, roca meteorizada, arenisca, toba / Acuíferos predominantemente Fisurados y Moderadamente Productivos
10 NF	36.59	200	0.006	Confinado	Arcilla gris marrón, Arcilla más roca meteorizada, roca alterada, andesita/ Acuíferos predominantemente Fisurados y Moderadamente Productivos

Continuación de la Tabla 8					
Pozo	**Espesor (m)**	**Transmisividad (m^2/d)**	**Caudal (m^3/s)**	**Tipo de acuífero**	**Litología/Ocurrencia de Aguas Subterráneas**
11 MV	42.68	30	0.004	Confinado	Arcilla plástica, Arcilla más roca meteorizada, roca meteorizada, toba, basalto, piroclástico / Acuíferos predominantemente Fisurados y Moderadamente Productivos
12 OV	42.68	424	0.006	S/D	Sin Litología / Acuíferos predominantemente Fisurados y Moderadamente Productivos

4.14. Inventario de los Puntos de Agua

El inventario de fuentes de agua subterránea es una herramienta importante para la toma de decisiones en la gestión de los recursos hídricos (Ministerio de Agricultura y Riego, 2020). Los inventarios hidrogeológicos de la Cuenca del Río Parita se obtuvieron de las entidades gubernamentales (Tabla 9) de Panamá (IDAAN, MIDA, MINSA y MIAMBIENTE) las cuales manejan su propia la base de datos hidrogeológica de pozos perforados por provincia tanto públicos como privados.

Tabla 9 Función de las Entidades en la explotación y Manejo de Recursos de Agua Subterránea. Fuente: Castrellon, 2016.

Entidad	Función
IDAAN	Perforar pozos para proveer agua de uso doméstico a Comunidades rurales y pueblos con una población mayor que 1500 habitantes.
MINSA	Perforar pozos para proveer agua de uso doméstico a Comunidades rurales y pueblos con una población menor que 1500 habitantes.
MIDA	Perforar pozos en fincas privadas para propósitos de Agricultura
MiAmbiente	Regula el uso del agua subterránea en Panamá y coordina las acciones de las diferentes instituciones públicas y compañías privadas que explotan los acuíferos del país.

Sin embargo, homogeneizar esta base de datos fue una gran limitante ya que se encontró mucha información incompleta como, por ejemplo: coordenadas geográficas o UTM, detalles de litología, parámetros hidráulicos y cotas.

Integrando la información del IDAAN, MiAmbiente, MINSA y el MIDA, entre el periodo de 2001 al 2021 se logró obtener 510 pozos georreferenciados (Figura 18). La gran mayoría de estos pozos

corresponden a uso agropecuario y son predominantemente caudales de magnitud muy pequeños.

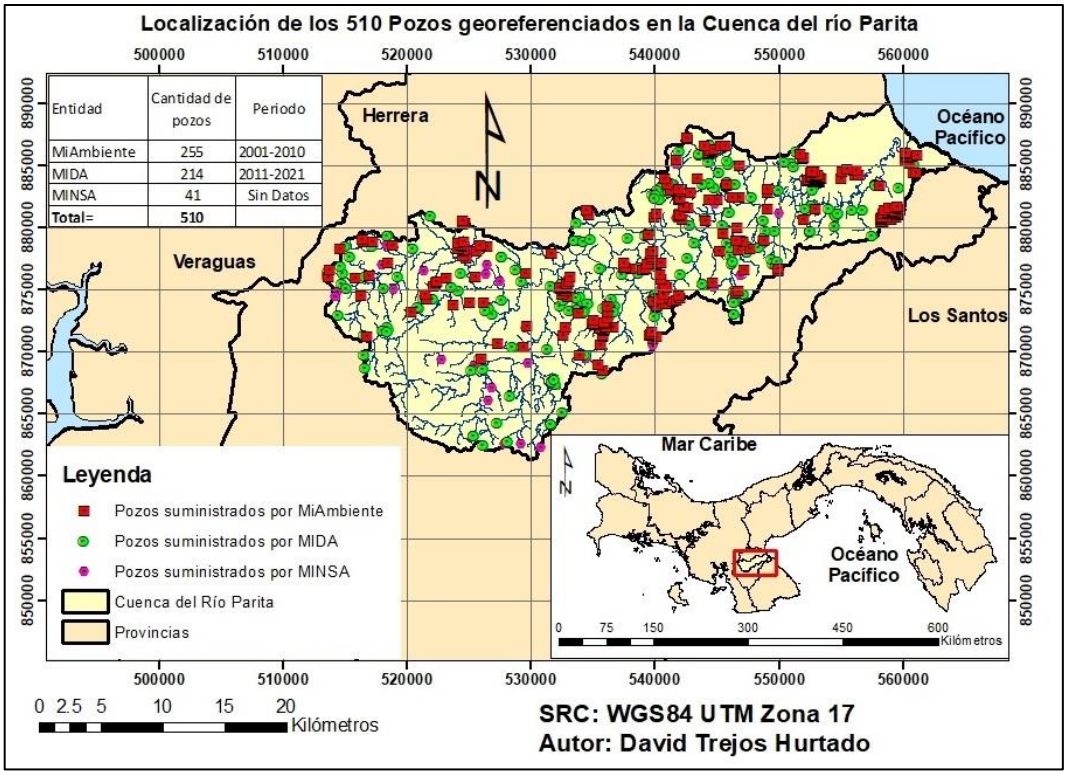


Figura 18 Localización de los 510 Pozos georreferenciados en la Cuenca del Río Parita. Adaptado del MIDA, 2021.

4.15. Pozos de Monitoreo

Según el personal técnico de la oficina de Ingeniería Rural y Riego del MIDA, desde el año 2004 se han estado realizando un monitoreo mensual de los 22 pozos (Figura 19). De estos 22 pozos, solo 10 son monitoreados dentro de la Cuenca del Río Parita.

4.16. Modelo Geológico

4.16.1. Estratigrafía

De la información entregada por las entidades gubernamentales tales como MiAmbiente y el MIDA se logró integrar 89 registros de perforaciones (Tabla 10) con detalle de litología en la provincia de Herrera, donde se verificó en el software ArcGIS que 39 perforaciones se encuentran dentro de la Cuenca del Río Parita.

En la Figura 20 se muestra los registros de perforaciones con información litológica que se usó para el Modelo Geológico de la Cuenca del Río Parita.

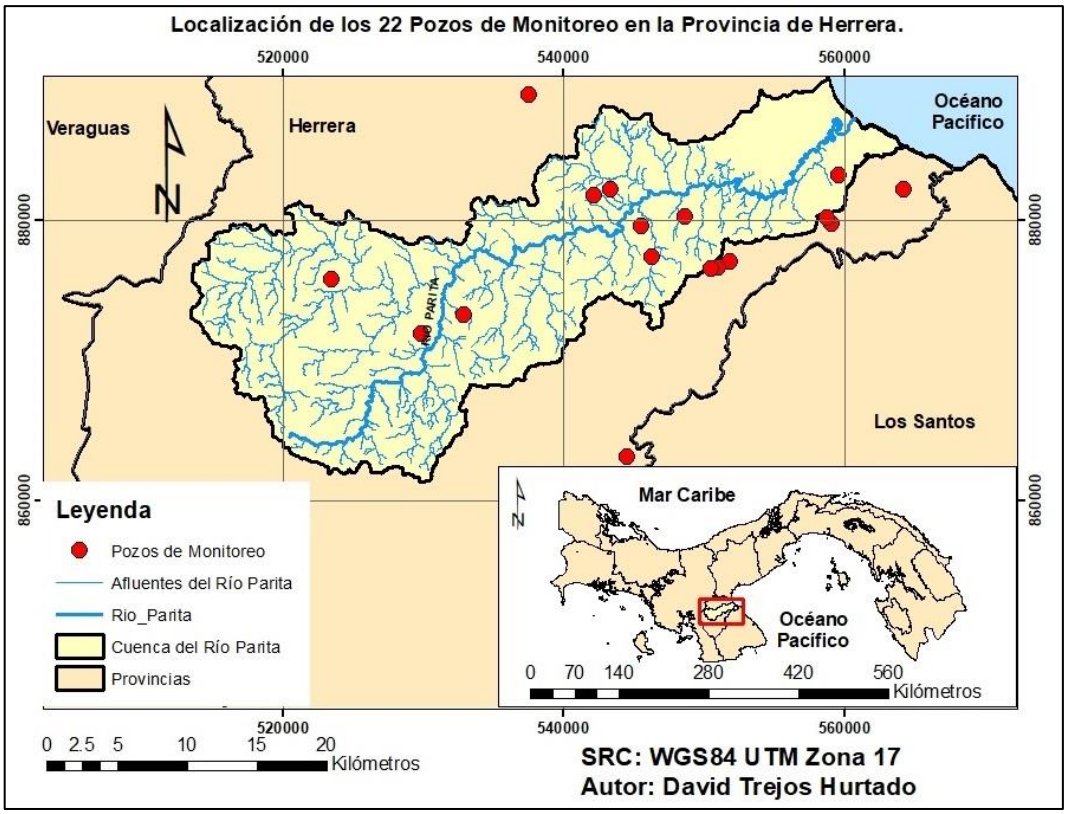


Figura 19 Localización de los 22 Pozos de Monitoreo en la Provincia de Herrera. Adaptado de MIDA, 2021.

Tabla 10 Litología en la Provincia de Herrera y en la Cuenca del Río Parita. Fuente: MIDA.

Entidad	Perforaciones dentro y fuera de la Cuenca	Perforaciones dentro de la Cuenca
MiAmbiente	42	13
MIDA	47	26
Total	89	39

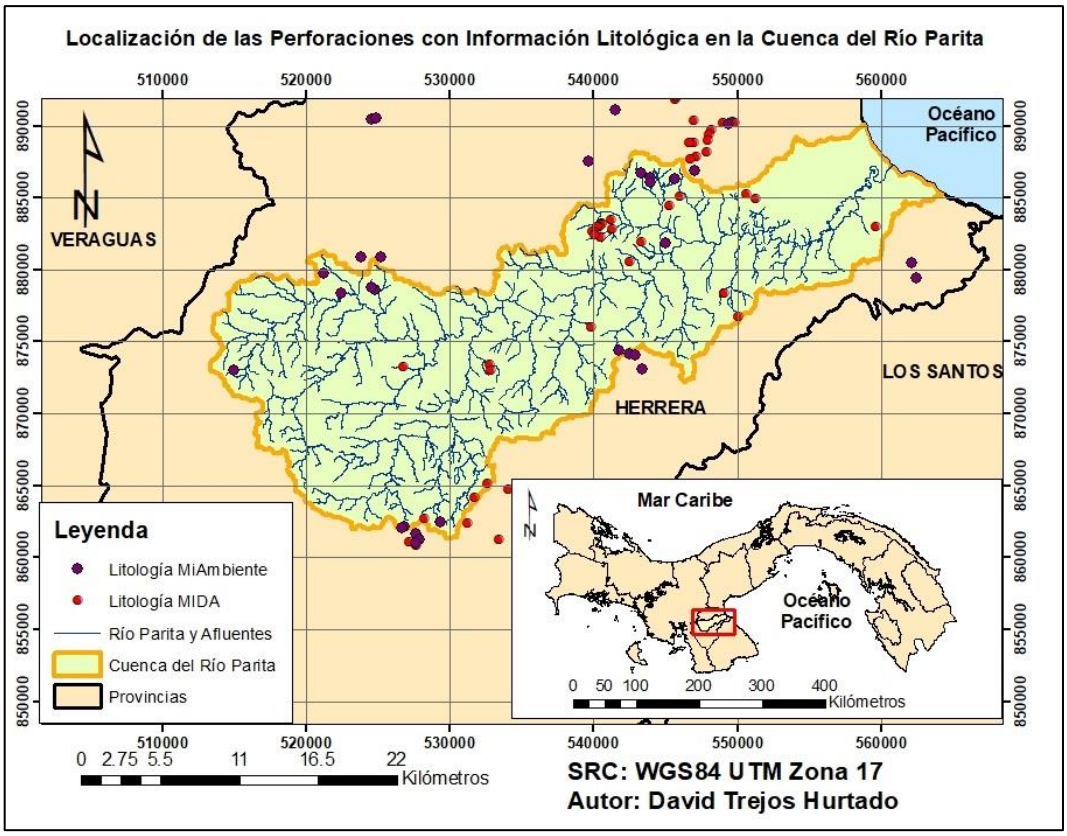


Figura 20 Localización de los Registros de perforaciones en la Cuenca del Río Parita. Adaptado de MIDA, 2021.

4.17. Modelo Hidráulico

Para el Modelo Hidráulico se elaboraron 4 mapas: Nivel Piezométrico (NP), Conductividad Hidráulica (k) y Transmisividad (T). En estos mapas se aplicó la metodología de la distancia de la ponderación inversa (IDW) en el software ArcGIS. La razón por la cual se aplicó esta metodología es que se requería convertir los puntos (NP, k y T) a un archivo ráster para simplificar la interpretación de estas variables hidráulicas en un análisis cualitativo clasificado por intervalos.

De acuerdo con el sitio web del proveedor ESRI (https://desktop.arcgis.com/es/arcmap/10.5/tools/3d-analyst-toolbox/comparing-interpolation-methods.htm), este método consiste en una interpolación de puntos donde se hace una estimación de los valores de las celdas calculando promedios de los valores de los puntos de datos de muestra (ya sea NP, k y T) en la vecindad de cada celda de procesamiento. Cuanto más cerca está un punto del centro de la celda que se está estimando, más influencia o peso tendrá en el proceso de cálculo del promedio.

- Nivel Piezométrico:

Para obtener el nivel piezométrico (NP) se requiere restar la cota en metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m.), menos las profundidades de agua en metros que provienen del monitoreo de los pozos.

- Líneas de Flujo:

Para definir los patrones de flujo subterráneo, se dibujó a mano alzada en el plano de los niveles piezométricos. Se

traza la dirección del flujo del Nivel Piezométrico mayor al Nivel Piezométrico menor viendo la interacción entre el Río Parita, sus afluentes y los acuíferos.

- Conductividad Hidráulica y Transmisividad:

Según la Ley de Darcy, la ecuación de Transmisividad es T=k*e, donde T es la Transmisividad en m^2/día; k es la Permeabilidad o Conductividad Hidráulica en m/día y e es el Espesor del Acuífero en m. Despejando la Conductividad Hidráulica tenemos que k=T/e.

4.18. Ciclo Hidrológico

El ciclo hidrológico es la continua circulación de agua desde la tierra y el mar a la atmósfera y viceversa (USGS, 2017). Los componentes del ciclo hidrológico se clasifican en: precipitación, evaporación, transpiración, infiltración, escorrentía superficial y flujo subterráneo (Figura 21).

Cuando se da el fenómeno de precipitación, el agua se distribuye de diferentes formas: Una parte escurre sobre la superficie del suelo hacia los cuerpos de agua, otra parte se infiltra en el subsuelo, otra parte es retenida en el suelo y retorna a la atmósfera por evaporación (conversión de líquido a vapor de agua). Otra parte retorna a la atmósfera por transpiración, la cual es la pérdida de agua a través de las plantas. Al combinar la evaporación y transpiración, esta pérdida de agua se denomina evapotranspiración (Cedeño, 1997).

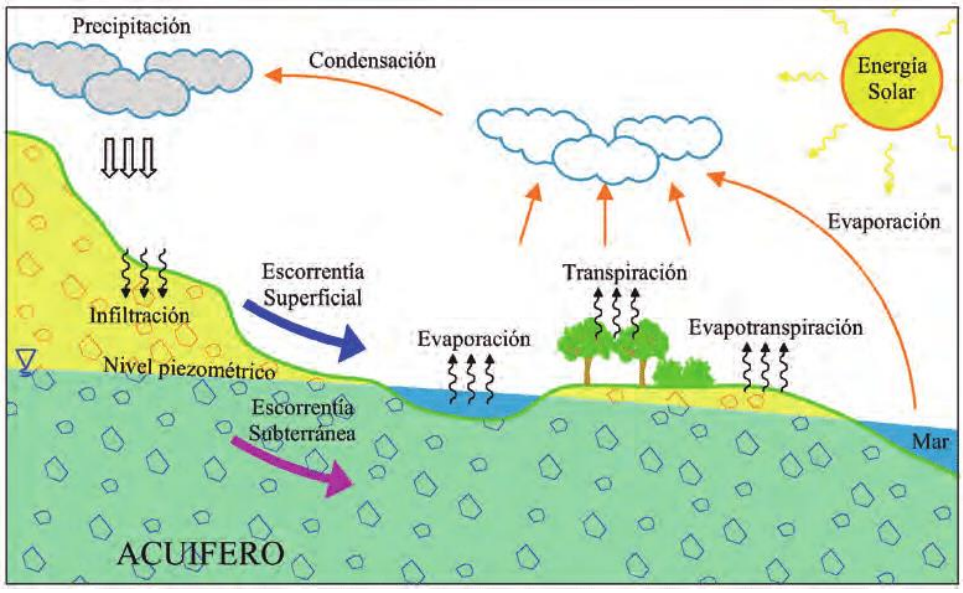


Figura 21 Esquema del Ciclo Hidrológico. Modificado de Martínez-Alfaro y cols, 2006.

En el balance hídrico se requiere definir mensualmente los siguientes parámetros: Precipitación (P), Evapotranspiración potencial o de referencia (ETP), Precipitación Útil (P-ETP), Reserva (R), Variación de la Reserva (VR), Evapotranspiración real (ETR), Déficit (D) y Excedente (Ex).

4.19. Evapotranspiración Potencial Mensual

En las 4 estaciones meteorológicas de la Cuenca del Río Parita actualmente no hay mediciones de la Evapotranspiración Potencial, sin embargo, se va a mostrar valores de referencia en los informes desarrollados por la Empresa Consultora Nómadas de Centroamérica y el Consultor Ingeniero Ivanor Ruiz de León.

- Nómadas de Centroamérica: Según el Informe Final (Souifer, 2010), la cuenca del Río Parita registró en el periodo de 1972-2002 una evapotranspiración promedio anual de 1,300 mm al año (UNESCO, 2008).

Ingeniero Ivanor Ruiz de León: Según el Informe Final (Ruiz de León, 2012), a falta de datos de evapotranspiración potencial en las estaciones meteorológicas en la Cuenca del Río Parita se tomó como referencia valores de estación (Tabla 11) más cercana a la zona de estudio, la estación Los Santos ubicada en la Cuenca del Río La Villa (Figura 22).

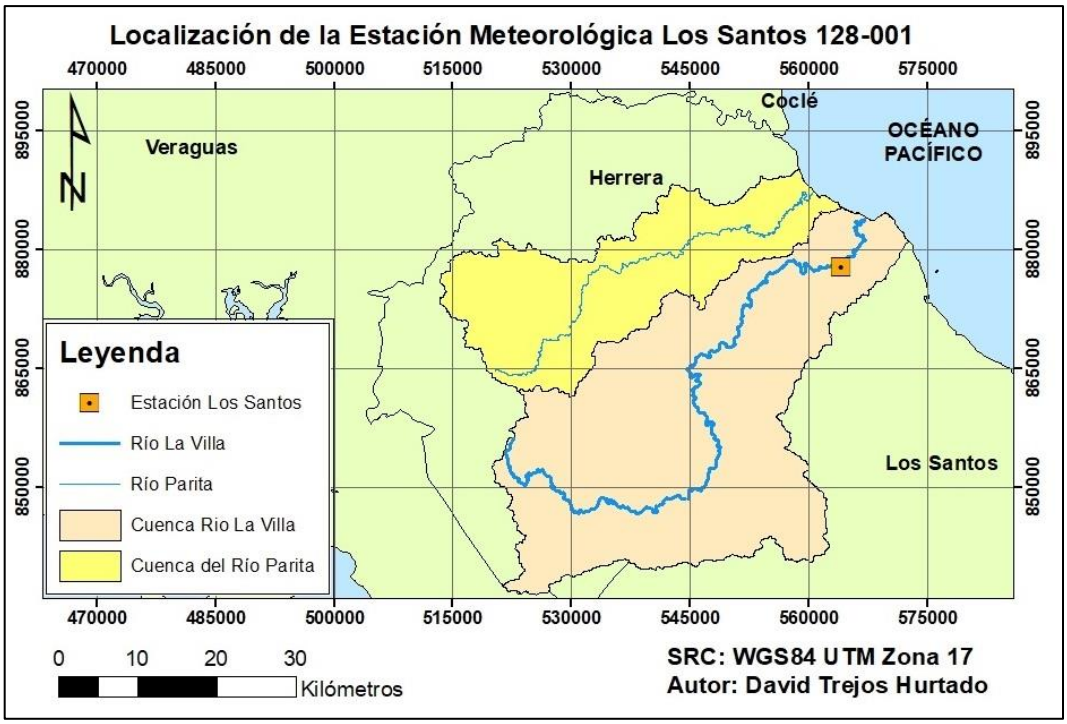


Figura 22 Localización de la Estación Meteorológica Los Santos. Adaptado de ETESA.

Tabla 11 Evapotranspiración potencial mensual en mm para los años 2010 y 2011 registrado por la Estación Los Santos. Fuente: Ruiz De León, 2012.

Mes	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sep.	Oct.	Nov.	Dic.	ETP ANUAL
2010	0	0	162	143	125	90	102	108	102	102	100	111	1146
2011	121	121	139	120	105	93	101	101	101	97	90	103	1291

Como la precipitación mensual promedio se obtuvo al año 2021, se requirió actualizar la evapotranspiración potencial mensual al mismo año (Tabla 12) para el Balance Hídrico. Se investigó los mismos datos de la Estación Los Santos en la página web de la Dirección de Hidrometeorología de ETESA y se encontró lo siguiente:

Tabla 12 Evapotranspiración media mensual para el año 2021 en la Estación Los Santos. Fuente: ETESA, 2021.

Mes	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sep.	Oct.	Nov.	Dic.	ETP ANUAL
2021	91	87	142	124	116	97	95	107	101	100	102	117	1279

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Descripción General de la Cuenca del Río Parita

La superficie de drenaje de la Cuenca del río Parita es de 603.16 km^2 y la longitud del río principal es de 79.11 km. Se comparó con la información del Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (STRI, 2022) y se comprobó que tanto la delimitación de la cuenca y la longitud del tramo principal son similares. Hay que destacar que la información del Portal GIS Data fue digitalizada de los mapas topográficos del Instituto Geográfico Nacional Tommy Guardia, que es la fuente oficial del país. La elevación media de la Cuenca del Río Parita es de 35 m.s.n.m. (Gonzalez et al, 2008), lo que es un indicativo que la Cuenca del Río Parita está constituida en su mayor parte por Cerros Bajos y Colinas.

La precipitación media anual de las estaciones Parita y Llano de la Cruz del periodo de 1988-2017 son 1402 mm y 1495 mm respectivamente. De acuerdo con el mapa de Isoyetas (Figura 23) (UNESCO, 2008), se comparó con las precipitaciones mensuales que se encuentran en el intervalo de 1276.81 a 1553.58 mm, por lo tanto, las precipitaciones de las estaciones Parita y Llano de la Cruz caen en el intervalo.

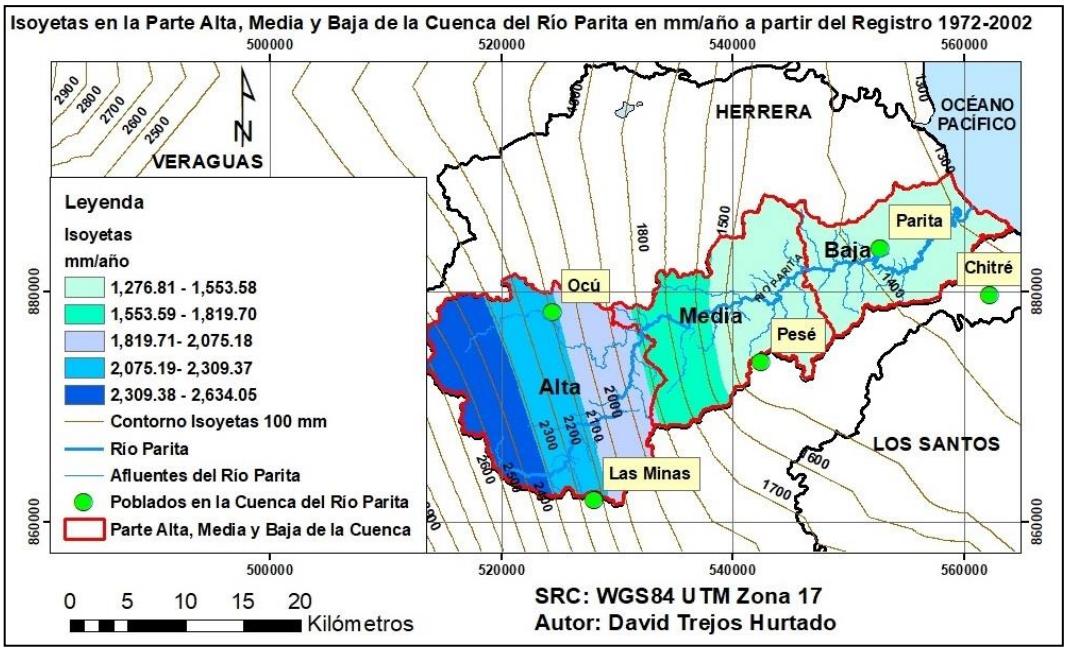


Figura 23 Isoyetas de la Parte Alta, Media y Baja de la Cuenca del Río Parita.

Las temperaturas medias anuales oscilan entre los 24.00ºC y 26.84ºC (Ruiz De León, 2012). Se estimó la temperatura promedio mensual a través de los datos de temperatura máxima y mínima diaria de la Estación Parita, (ETESA, 2018). Además, se comprobó que la temperatura media anual de este periodo es de 28.10 ºC (Tabla 13). Este aumento de temperatura forma parte de las predicciones del Cambio Climático en un rango entre 0.50ºC y 2.00ºC (Comité de Alto de Nivel de Seguridad Hídrica, 2016).

Tabla 13 Temperatura Promedio Mensual en la Estación Parita en el Periodo 2010-2018.

Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sept.	Oct.	Nov.	Dic.
27.52	27.98	28.85	29.34	28.98	28.27	27.95	27.92	27.95	27.68	27.47	27.31

5.2. La Región del Arco Seco en Panamá

El polígono de la Región del Arco Seco en formato .shp (shapefile) suministrado por el Ministerio de Ambiente, se dividió en las 3 Provincias: Coclé, Herrera y Los Santos. La Zona de la Provincia de Herrera cubre un 23.67% (1488.02 km^2) de la superficie total de la Región del Arco Seco (6285.22 km^2) según Tabla 14. Se comprobó que la superficie de drenaje de la Cuenca del Río Parita (603.16 km^2) abarca menos de la mitad de la Zona de Arco Seco en la Provincia de Herrera.

Tabla 14 Superficie de la Región del Arco Seco por Provincia.

Región Arco Seco	Superficie (km^2)
Zona de la Provincia de Coclé	2375.57
Zona de la Provincia de Herrera	1488.02
Zona de la Provincia de Los Santos	2421.63
Total	**6285.22**

5.3. Geología Regional

Las formas geológicas de la Cuenca del Río Parita están constituidas predominantemente por rocas sedimentarias en 76.24% (Tabla 15). Las rocas volcánicas en un 15.62% y las rocas plutónicas en 8.14% se encuentran distribuido en la parte alta y entre la parte media y baja de la Cuenca.

Se comparó con la información del Mapa Geológico de Panamá (MICI,1990) con el Mapa Hidrogeológico de Panamá (ETESA, 1999) y se encontró que las formas geológicas descritas tienen características similares.

Tabla 15 Formas geológicas contrastadas con la superficie de la Cuenca del río Parita. Adaptado del MICI, 1990.

Formas	Superficie (km^2)	Porcentaje (%)
Plutónicas	49.08	8.14
Sedimentarias	459.71	76.24
Volcánicas	94.19	15.62
Total	**602.98**	**100.00**

5.4. Geología Estructural

Hay 3 fallas identificadas por el Personal Técnico de la Autoridad del Canal de Panamá: la Falla de Ocú-Parita, la Falla Joaquín y Lineamiento del Río Santa María.

La Falla de Ocú-Parita se encuentra ubicada en la parte alta de la Cuenca y ponen en contacto las rocas cretácicas (más antiguas) de la Formación Ocú (compuesta por calizas y tobas) con la Formación Macaracas (compuestas por tobas y areniscas tobáceas). Este sistema de falla tiene una tendencia de noroeste a sureste (NW-SE). La Falla Joaquín se encuentra ubicada en la parte alta de la Cuenca donde se ponen en contacto las rocas volcánicas de la Formación Playa Venado (compuesta por basalto y pillow lavas) y el arco volcánico de Azuero de noroeste a sureste (NW-SE).

Se comparó las fallas mencionadas en el informe de ACP (ACP, 2020) con las fallas interpretadas del Portal GIS Data del Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (STRI, 2021) y se comprobó que en este último tiene más fallas (11) que atraviesan la parte alta, media y baja de la Cuenca del Río Parita. Estas fallas del Portal GIS Data fueron digitalizadas del Mapa Geológico de Panamá

(MICI, 1988) en escala 1:250,000, que es la fuente oficial.

5.5. Geofísica

En la validación de los resultados geofísicos se encontró lo siguiente:

Tabla 16 Validación de los resultados geofísicos en la Cuenca del Río Parita

Técnica Geofísica	Autor y Año	Observación
Sondeo Eléctrico Vertical	Nómadas de Centroamérica, 2010.	En la comparación de los perfiles geofísicos se observó que la primera capa no coincide con el Mapa de Textura de Suelos (IDIAP, 2006). Sin embargo, en la capa 2, 3 y 4 de estos perfiles sí coinciden con el Mapa Hidrogeológico de Panamá (ETESA, 1999).
Tomografías Eléctricas	Infinity Technology No Limits, 2017	En la comparación de los perfiles geofísicos se observó que las formas geológicas coinciden con el Mapa Hidrogeológico de Panamá (ETESA, 1999).

5.6. Geomorfología

La geomorfología de la Cuenca del Río Parita está constituida predominantemente por Regiones de Cerros Bajos y Colinas con una superficie de 506.02 km^2, que representa un 83.90 % de la superficie total de la Cuenca. En menor proporción las Regiones Bajas y Planicies Litorales tiene una superficie de 97.09 km^2 que representa un 16.10% de la superficie total de la Cuenca.

5.7. Climatología

Los tipos de clima según la clasificación de Köppen que se identificaron en la Cuenca del Río Parita son: clima tropical de sabanas y clima tropical húmedo.

El clima tropical de sabanas abarca una superficie de 360.59 km^2 y el clima tropical húmedo abarca una superficie de 242.35 km^2.

El clima tropical húmedo normalmente tiene una precipitación media anual mayor que 2250 mm, en el cual 60% (1350 mm) están concentrados en los 4 meses más lluviosos de forma consecutiva (agosto, septiembre, octubre y noviembre). En época de verano se reporta precipitaciones mensuales menores a los 60 mm y la temperatura media del mes más fresco es mayor a 18ºC.

El clima tropical de sabanas se caracteriza por tener precipitación media anual mayor a 1000 mm, varios meses con lluvias menores a los 60 mm (es un indicador común en esta zona ya que la temporada seca se extiende de 4 a 6 meses) y la temperatura media del mes más fresco es menor a 18ºC.

Por lo tanto, de acuerdo con la Clasificación del Clima según Köppen, las estaciones Parita y Llano de la Cruz cumplen con el criterio del clima, ya que ambos valores de lluvia (1402 y 1525 mm respectivamente) son mayores que 1000 mm.

5.8. Meteorología

Se hizo una comparación de la Precipitación Promedio Mensual de la Estación Llano de la Cruz actualizada hasta el año 2017 con los estudios previos (Tabla 17).

Tabla 17 Comparación de Precipitación Promedio Mensual de la Estación Llano de la Cruz.

Autor	Precipitación Promedio Mensual (mm/mes)	Periodo
Ruiz De León, 2012	125.12	1973-2011
ACP, 2020	124.63	1973-2017
Trejos, 2022	124.57	1973-2017

Se comparó los resultados del periodo 1973-2017 y se observa una leve diferencia de Precipitación Promedio Mensual 0.06 mm/mes. Al comparar este dato con el del Ing. Ivanor Ruiz De León, da una diferencia de 0.55 mm/mes, lo que es un indicativo que la tendencia de la precipitación ha ido disminuyendo con el tiempo. El periodo de análisis de la serie de precipitación de 1973-2017 que corresponde la Estación Llano de la Cruz (Figura 15), se observó que la precipitación promedio más baja es de 1.81 mm ocurrió en el mes de febrero y la precipitación promedio más alta es de 255.07 mm ocurrió en el mes de octubre. Al revisar la serie anual de precipitación de la Estación Llano de la Cruz se encontró que el valor precipitación media anual más bajo ocurrió en el año de 2015 con una magnitud de 932.1 mm. Se verificó dentro de los registros históricos del Fenómeno El Niño (NOAA, 2022), la NOAA clasificó el año 2015 como una intensidad muy fuerte, ya que sobrepasó el índice del niño oceánico (ONI en sus siglas en inglés) en un valor mayor a 2 (Figura 24).

5.9. Hidrología

Al revisar las consultorías realizadas por la empresa Nómadas de Centroamérica (Souifer, 2010), Ing. Ivanor Ruiz De León (Ruiz De León, 2012) y la Autoridad del Canal de Panamá (ACP, 2020) se comprobó que en la actualidad solamente se ha calculado el Caudal del Río Parita, sin embargo, a la fecha no se ha determinado los caudales de los afluentes.

Se comparó los resultados (Tabla 18) de las 3 Consultorías y se encontró que los Caudales Promedios Mensuales del Río

Parita estimados por Nómadas de Centroamérica no coinciden con el de ACP y el Ing. Ruiz De León. En el Informe de Nómadas Centroamerica, se indica que el caudal promedio del Río Parita fue de 8.85 m^3/s. Sin embargo, del Informe de Nómadas de Centroamérica se verificó la Tabla Nº 8.33 de caudales promedio (m^3/s) en la Estación La Valdesa al año 2010 y se corrigió el caudal promedio en una magnitud de 11.68 m^3/s. Al comparar con el caudal calculado por el Ing. Ruiz De León (11.65) y la ACP (11.61 m^3/s) se encontró que hay diferencias de -0.04 y -0.07 m^3/s. Adicionalmente, al revisar la tendencia de caudales medios de la Estación La Valdesa (Figura 25) se observa que esta variable ha disminuido con el tiempo.

Adicionalmente, los caudales promedios mensuales en los años 2014 y 2015 por debajo de la media móvil de 5 y 10 años coinciden con el periodo del fenómeno del Niño más intenso de la historia (Miller, 2015).

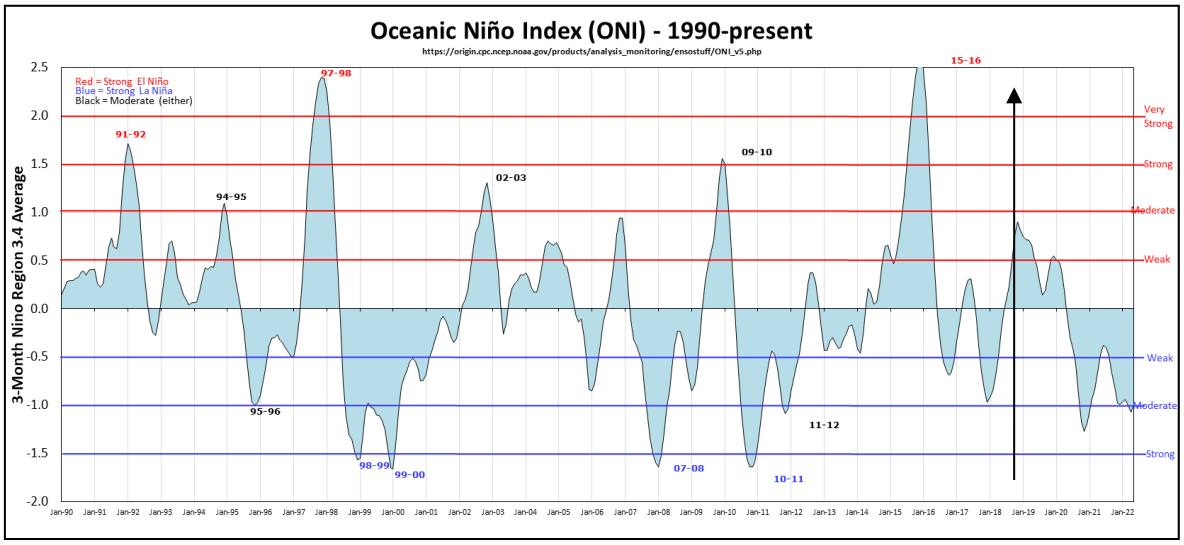


Figura 24 Gráfico de Índice del Niño Oceánico. Fuente: NOAA, 2022.

Tabla 18 Comparación de Caudales Promedios Mensuales de la Estación La Valdesa.

Autor	Caudal Promedio Revisado (m^3/s)	Caudal Promedio Validado (m^3/s)
Souifer, 2010	8.85	11.68
Ruiz De León, 2012	11.65	11.65
ACP, 2020	11.61	11.61

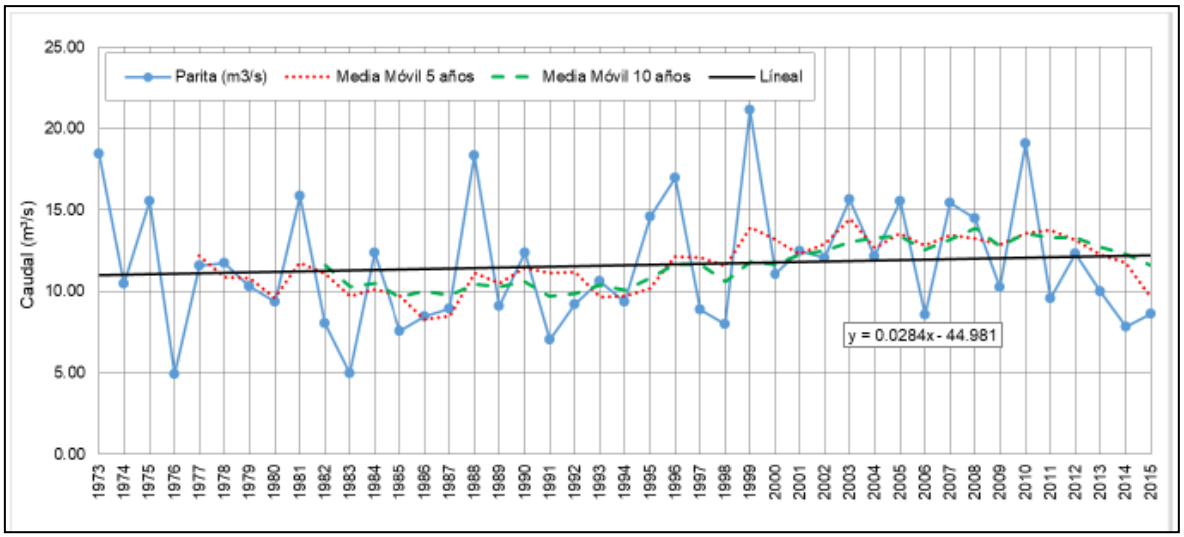


Figura 25 Caudales Promedios Mensuales de la Estación La Valdesa. Fuente: ACP, 2020.

5.10. Hidrogeología

La reinterpretación del Mapa Hidrogeológico del Arco Seco (Anexo V) se hizo a través del análisis de las unidades hidrogeológicas las cuales se dividieron en la Parte Alta, Media y Baja de la Cuenca del Río Parita. A cada una de las 7 unidades hidrogeológicas se calculó la distribución en área y porcentaje.

- **Análisis Hidrogeológico en Parte Alta de la Cuenca**

  En la dirección del Suroeste hacia Noroeste de la parte alta de la Cuenca, se encuentran 6 unidades hidrogeológicas de los cuales 3 son acuíferos locales restringidos a zonas fracturadas: los que comprenden un conjunto de rocas efusivas, los que alcanzan una mezcla de rocas volcánicas fragmentarias consolidadas y poco consolidadas, sobrepuestas a rocas ígneas consolidadas y los que son ampliados en ciertos tramos debido a la presencia de grietas ensanchadas por el efecto secundario de la disolución por el agua. Las otras 3 unidades hidrogeológicas son acuíferos constituidos por depósitos marinos, rocas sedimentarias y cuerpos geológicos prácticamente con ausencia de acuíferos (acuífugos). Los acuíferos que más predominan son lo que están conformados por rocas sedimentarias.

  En la Tabla 19 se presenta la distribución de unidades hidrogeológicas por superficie y porcentaje en la Parte Alta. De acuerdo con la clasificación del Mapa Hidrogeológico, en la Cuenca Alta en función de su productividad existen Acuíferos Predominantemente Fisurados (Discontinuos) que son Moderadamente Productivos y Áreas con Acuíferos Locales Continuos o Discontinuos de Productividad Limitada que son Acuíferos de muy baja producción.

Tabla 19 Unidades Hidrogeológicas en la Parte Alta de la Cuenca del Río Parita.

Unidades Hidrogeológicas en la Parte Alta	Área (km^2)	Porcentaje (%)
Acuíferos constituidos por depósitos marinos generalmente de naturaleza clástica con secciones ocasionales de origen bioquímico (calizas). En estas formaciones se encuentran limo, arcilla, intercalaciones de basaltos y andesitas	30.18	10.94
Acuíferos locales conformados por un conjunto de rocas sedimentarias compactas fisuradas como las calizas y areniscas.	84.94	30.80
Acuíferos locales restringidos a zonas fracturadas, ampliados en ciertos tramos debido a la presencia de grietas ensanchadas por el efecto secundario de disolución por el agua a lo largo de los planos de estratificación	68.55	24.85
Acuíferos locales restringidos a zonas fracturadas, comprenden un conjunto de rocas efusivas en su mayoría básicas y ultrabásicas, cuyas fisuras han sido en muchos casos selladas por la deposición de minerales secundarios	52.71	19.11
Acuíferos locales restringidos a zonas fracturadas, conformadas por una mezcla de rocas volcánicas fragmentarias consolidadas y poco consolidadas, sobrepuestas a rocas ígneas consolidadas	39.26	14.23
Cuerpos geológicos prácticamente con ausencia de acuíferos, constituidos por intrusiones múltiples de composición variable, con una estructura masiva afectada por una serie de fallas y una fisuración poco desarrollada.	0.18	0.07
Total	**275.82**	**100.00**

- **Análisis Hidrogeológico en Parte Media de la Cuenca**

Siguiendo la dirección de Sureste a Noroeste de la Cuenca, en la Parte Media se encuentran 5 unidades hidrogeológicas. Los 3 acuíferos restringidos a zonas fracturadas son del mismo tipo que se detalló en la parte alta, con la diferencia que están distribuidos en menor superficie. En la Tabla 20 se presenta la distribución de unidades hidrogeológicas por superficie y porcentaje en la Parte Media. Al igual que en la Parte Alta existen Acuíferos Predominantemente Fisurados (Discontinuos) y Áreas con Acuíferos Locales Continuos o Discontinuos de Productividad Limitada.

Tabla 20 Unidades Hidrogeológicas en la Parte Media de la Cuenca del Río Parita.

Unidades Hidrogeológicas en la Parte Media	Área (km^2)	Porcentaje (%)
Acuíferos constituidos por depósitos marinos generalmente de naturaleza clástica con secciones ocasionales de origen bioquímico (calizas). En estas formaciones se encuentran limo, arcilla, intercalaciones de basaltos y andesitas	6.63	3.46
Acuíferos locales conformados por un conjunto de rocas sedimentarias compactas fisuradas como las calizas y areniscas.	149.90	78.23
Acuíferos locales restringidos a zonas fracturadas, ampliados en ciertos tramos debido a la presencia de grietas ensanchadas por el efecto secundario de disolución por el agua a lo largo de los planos de estratificación	19.37	10.11
Acuíferos locales restringidos a zonas fracturadas, comprenden un conjunto de rocas efusivas en su mayoría básicas y ultrabásicas, cuyas fisuras han sido en muchos casos selladas por la deposición de minerales secundarios	10.08	5.26
Acuíferos locales restringidos a zonas fracturadas, conformadas por una mezcla de rocas volcánicas fragmentarias consolidadas y poco consolidadas, sobrepuestas a rocas ígneas consolidadas	5.64	2.94
Total	**191.62**	**100.00**

- **Análisis Hidrogeológico en la Parte Baja de la Cuenca**

Comprenden 5 tipos de acuíferos, los cuales 2 son acuíferos locales restringidos a zonas fracturadas (conformados por un conjunto de rocas efusivas y las que ha sido ampliadas por el efecto secundario de disolución por el agua), 1 acuífero de extensión variable, libres y confinados y 1 cuerpo geológico con ausencia de acuíferos (acuífugo). En la Tabla 21 se presenta la distribución de unidades hidrogeológicas por superficie y porcentaje en la Parte Baja. De acuerdo con la clasificación del Mapa Hidrogeológico en la Parte Baja es la única zona donde se identificó que existen los 3 tipos: Acuíferos Moderadamente Productivos (Predominantemente Intergranulares y Fisurados) y Áreas con Acuíferos Locales Continuos o Discontinuos de Productividad Limitada.

Tabla 21 Unidades Hidrogeológicas en la Parte Baja de la Cuenca del Río Parita.

Unidades Hidrogeológicas en la Parte Baja	Área (km^2)	Porcentaje (%)
Acuíferos de extensión variable, libres o confinados constituidos por sedimentos clásticos consolidados y poco consolidados y depósitos costeros	30.27	22.33
Acuíferos locales conformados por un conjunto de rocas sedimentarias compactas fisuradas como las calizas y areniscas.	25.97	19.16
Acuíferos locales restringidos a zonas fracturadas, ampliados en ciertos tramos debido a la presencia de grietas ensanchadas por el efecto secundario de disolución por el agua a lo largo de los planos de estratificación	4.26	3.14
Acuíferos locales restringidos a zonas fracturadas, comprenden un conjunto de rocas efusivas en su mayoría básicas y ultrabásicas, cuyas fisuras han sido en muchos casos selladas por la deposición de minerales secundarios	26.88	19.83
Cuerpos geológicos prácticamente con ausencia de acuíferos, constituidos por intrusiones múltiples de composición variable, con una estructura masiva afectada por una serie de fallas y una fisuración poco desarrollada.	48.19	35.55
Total	**135.57**	**100.00**

5.11. Inventario de los Puntos de Agua

Se aporta por primera vez una base de datos de pozos actualizada e integrada en 4 Entidades Gubernamentales (IDAAN, MIDA, MiAmbiente y MINSA) la cual servirá en futuros estudios en la Cuenca del Río Parita. Se hizo una comparación de la base de datos actualizada y la base de datos recopilada por la empresa Nómadas de Centroamérica (Souifer, 2010) y se encontró lo siguiente:

-Después de 12 años, las Entidades Gubernamentales siguen recopilando la información de pozos en formatos diferentes.

-Después de 12 años, la base de datos hidrogeológica de las Entidades Gubernamentales sigue estando incompleta en cuanto a coordenadas UTM, Nivel Estático, Transmisividad, Cotas, etc.

-Después de 12 años, solamente el IDAAN cuenta con un profesional idóneo geólogo para los trabajos de perforación de pozos. El MIDA, MiAmbiente y el MINSA no cuentan con un profesional geólogo y/o hidrogeólogo para los trabajos de perforación de pozos.

Después de 12 años, en cuanto a manejo de la base de datos de pozos solamente el MIDA tiene información actualizada. El IDAAN, MiAmbiente y el MINSA no cuentan con una base de datos actualizada. El último informe reportado por el IDAAN se remonta desde el año 2017, el último informe de MiAmbiente es del año 2010 y el MINSA no tiene especificado las fechas de los datos, sin poder ser confirmado por el Personal Técnico.

-Del IDAAN se tuvo acceso a los informes y formularios impresos, sin embargo, no fue

posible encontrar información en digital. Sin embargo, el MIDA, MiAmbiente y el MINSA si entregó información en formato digital.

-Después de 12 años, se observó que en la Cuenca del Río Parita no se ha hecho ninguna instalación adicional de piezómetros para monitorear las aguas subterráneas.

5.12. Modelo Geológico

De acuerdo con el registro de 89 perforaciones (Figura 20) se identificó 5 categorías más comunes de litología detalladas a continuación:

- -Tobas
- -Andesitas y Basaltos
- -Arcilla
- -Arena y conglomerados
- -Areniscas y calizas

Los perfiles hidrogeológicos (Figura 26) se elaboraron después de revisar las 89 perforaciones que tuvieran la información hidrogeológica completa: Profundidad, Nivel Estático, Cota, Litología y Transmisividad.

En la Figura 27, Figura 28 y Figura 29 se presentan los Perfiles Hidrogeológicos detallados de la Parte Alta, Media y Baja de la Cuenca del Río Parita.

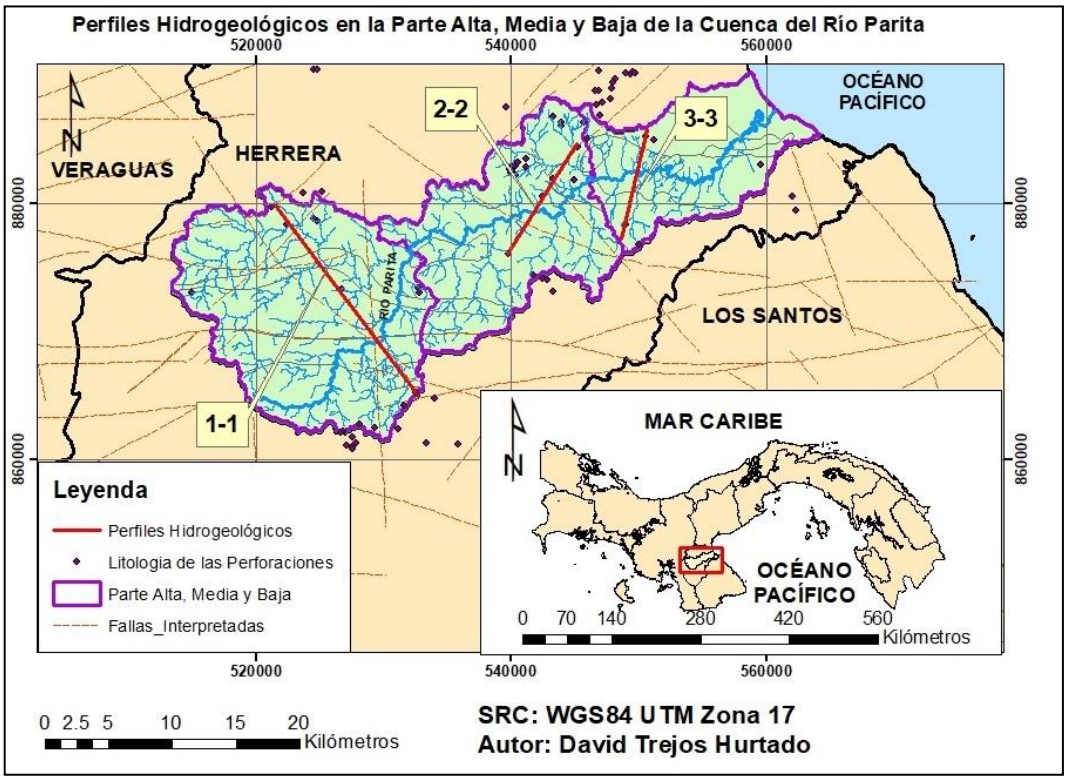


Figura 26 Perfiles Hidrogeológicos en la Parte Alta, Media y Baja de la Cuenca del Río Parita.

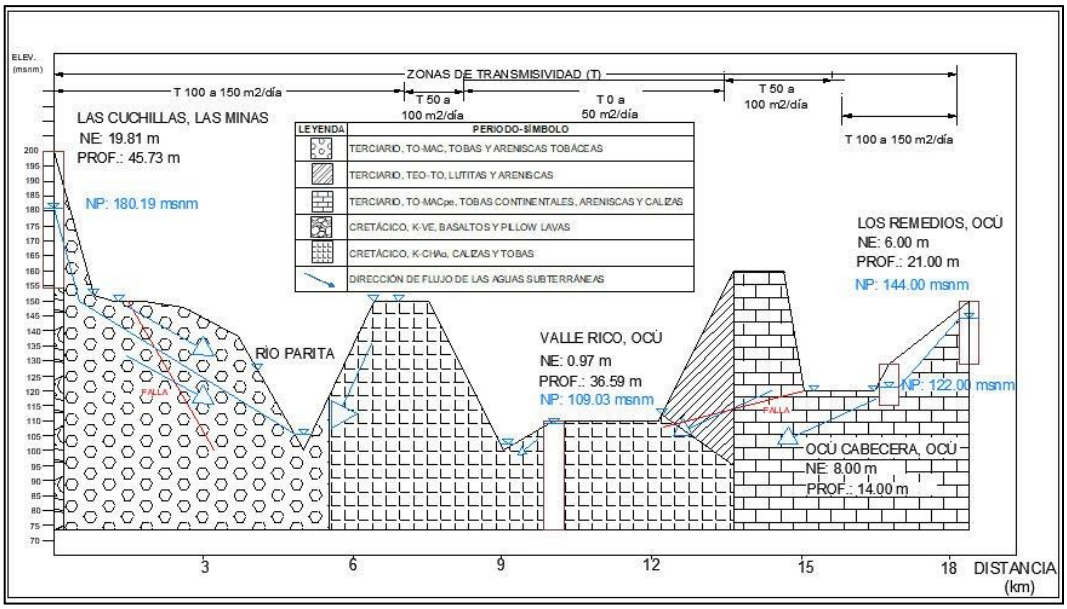


Figura 27 Perfil Hidrogeológico de la Parte Alta de la Cuenca del Río Parita.

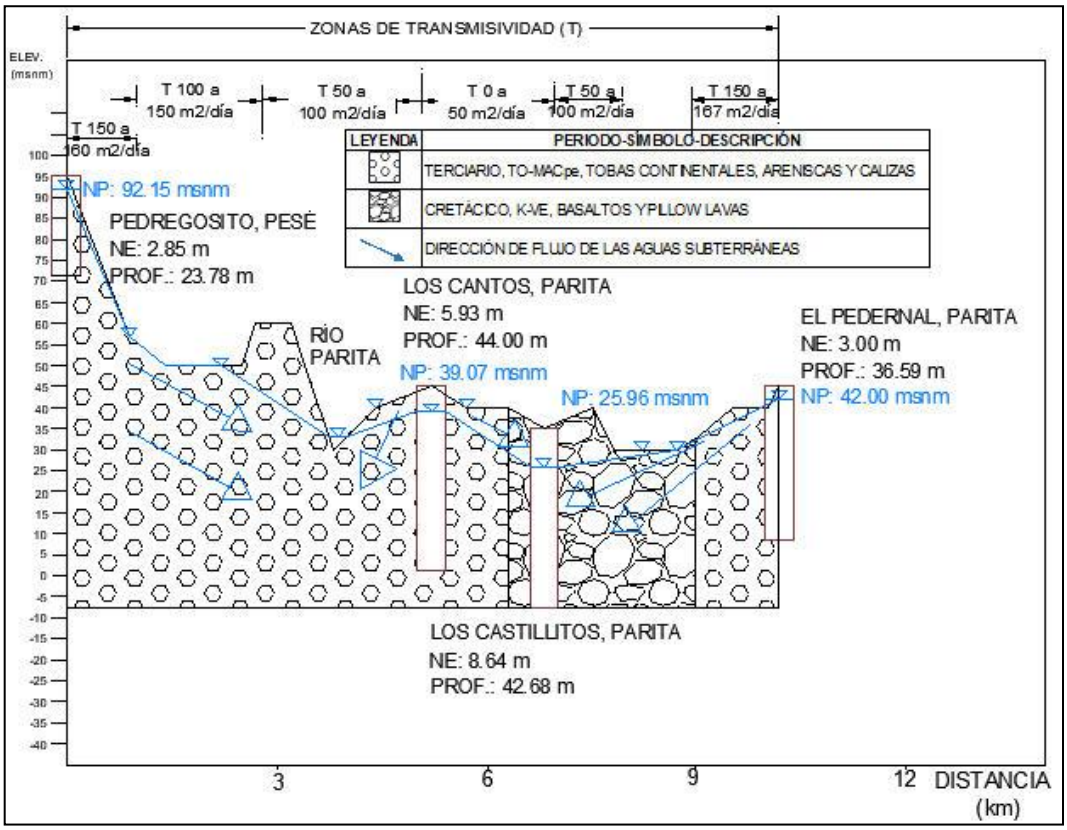


Figura 28 Perfil Hidrogeológico de la Parte Media de la Cuenca del Río Parita.

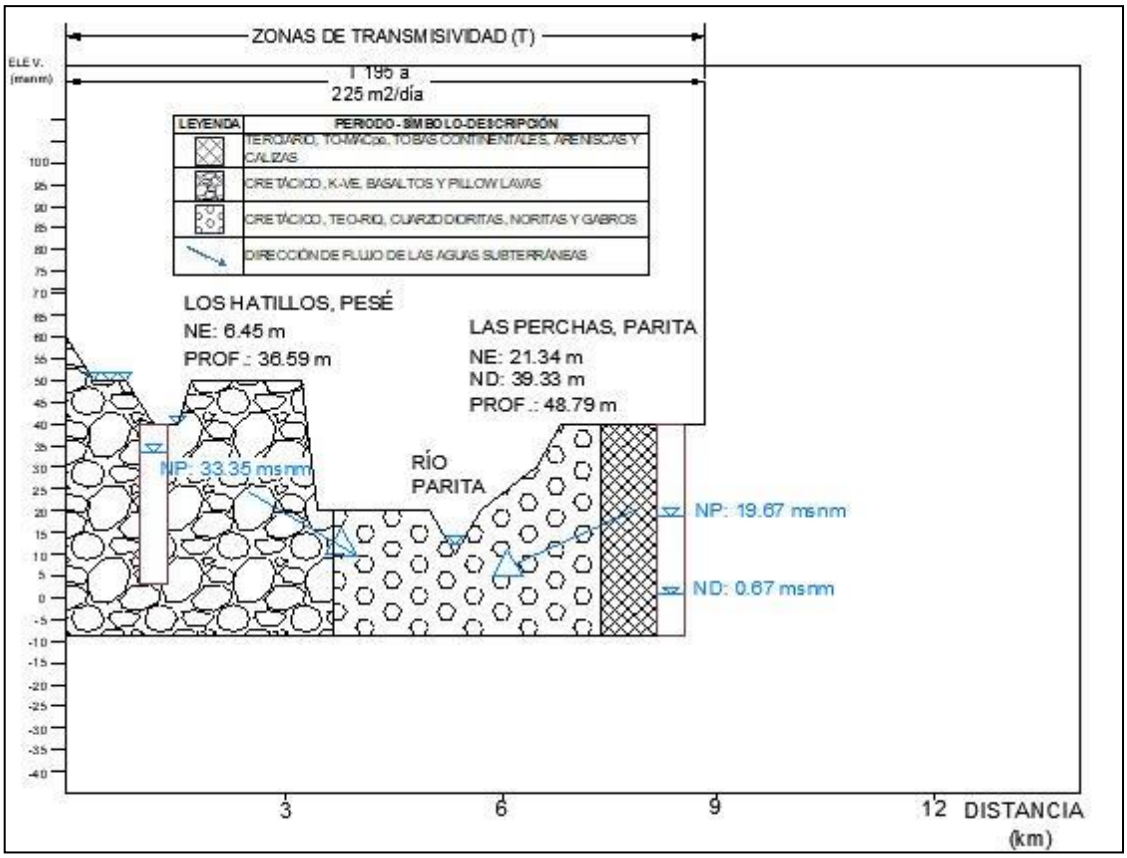


Figura 29 Perfil Hidrogeológico de la Parte Baja de la Cuenca del Río Parita.

5.13. Nivel Piezométrico (NP)

La reinterpretación del Mapa de Piezometría elaborado por la empresa Nómadas de Centroamérica (Anexo V Mapa de la Zona de Recarga de la Provincia de Herrera) se presenta en la Figura 30.

Se pudo comprobar que los resultados del modelo son consistentes con la topografía (Anexo VII) en la parte media y baja, sin embargo, en la parte alta, no se logró el completar por falta de datos de nivel estático de pozos en esta zona.

De junio hasta octubre, los resultados del Nivel Piezométrico se ven muy similares como se presenta en la Figura 30, por esta razón estos mapas no han sido mostrados. Se crearon contornos de 10 metros a partir de los datos de Nivel Piezométrico.

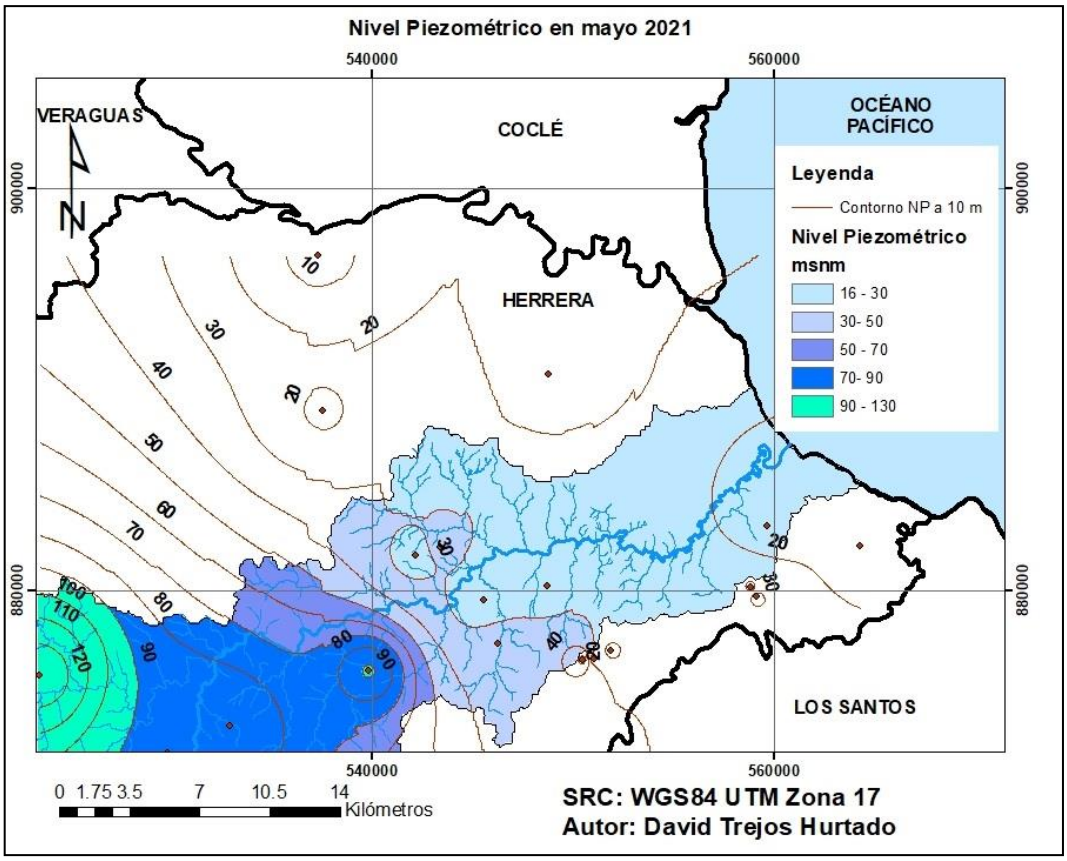


Figura 30 Nivel Piezométrico en el mes de mayo de 2021.

5.14. Patrones de Flujo

La interpretación de las líneas de flujo en el mes de mayo de 2021 (Figura 31) se realizó con 20 pozos. En la parte alta (justamente en la zona noroeste de la cuenca) se evidenció que la relación entre el afluente y el acuífero, las líneas de corriente divergen del afluente desde su nacimiento y posteriormente convergen nuevamente hacia el río. En la parte alta se observa también que el flujo es predominantemente paralelo al afluente y al Río Parita. En la parte media se observa que, en la dirección de flujo subterráneo, las líneas de corriente convergen de los acuíferos hacia el Río Parita. En la parte baja, se observan 2 patrones de flujo: las líneas de corriente convergen hacia el río y más cerca de la desembocadura al mar, las líneas de corriente divergen del río. Las líneas de flujo en el mes de octubre de 2021 no se han mostrado ya que la dirección de flujo subterráneo tuvo un comportamiento similar al de mayo.

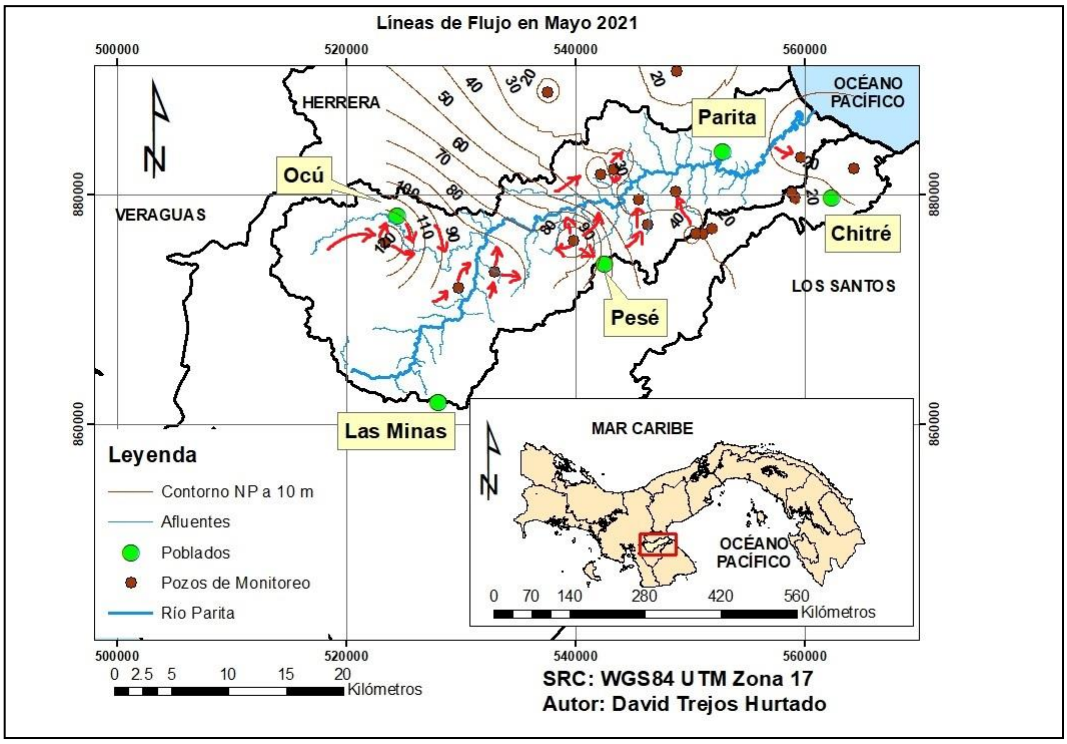


Figura 31 Líneas de flujo en el mes de mayo de 2021.

5.15. Cambios del Nivel Piezométrico

El mapa de Cambios del Nivel Piezométrico se obtuvo a través de la comparación entre los niveles piezométricos (Figura 32) entre los meses de mayo y octubre de 2021. La tendencia general observada en estos mapas es que los niveles piezométricos descienden entre junio y agosto, y estos vuelven a aumentar en septiembre y continúan aumentando hasta octubre 2021.

Este fenómeno es causado por la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT), la cual condiciona el régimen de precipitación en el país, según sitio web de la Dirección de Hidrometeorología de ETESA (https://www.hidromet.com.pa/es/descripcion-generall-clima-panama).

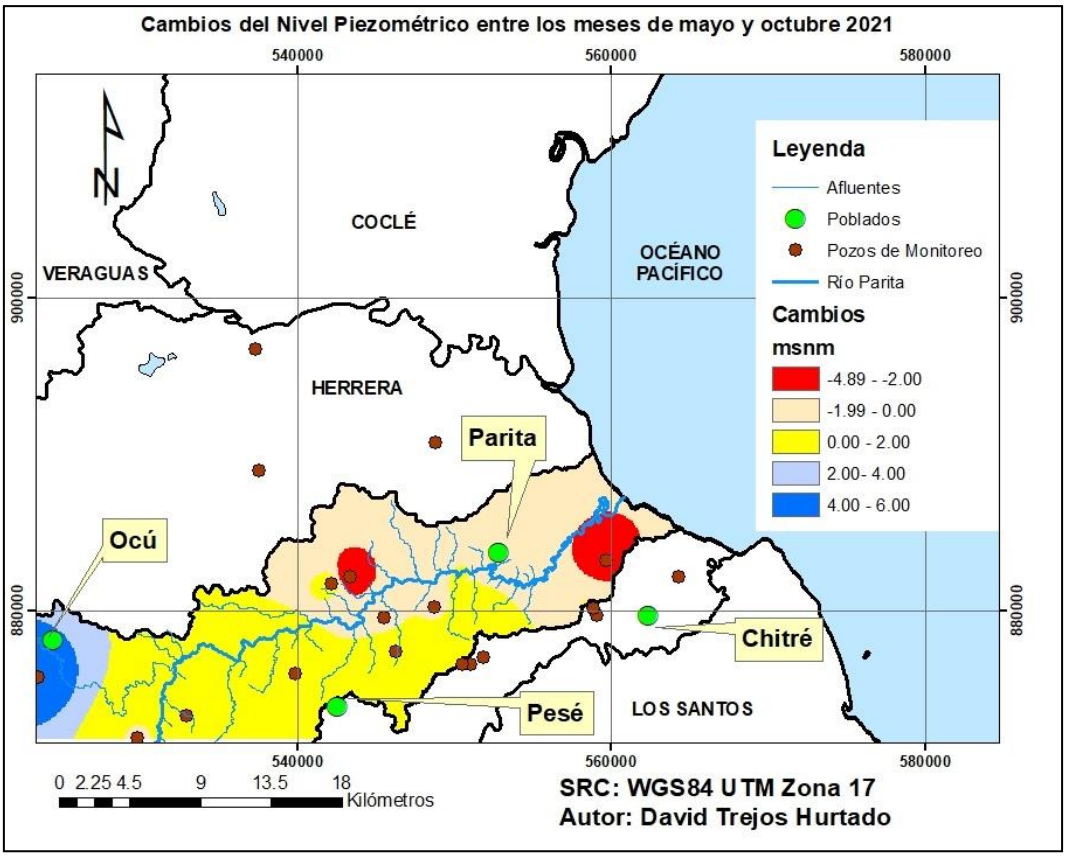


Figura 32 Cambios del Nivel Piezométrico entre los meses de mayo y octubre de 2021 en la Cuenca del Río Parita.

Se observó que los pozos con mayor descenso del nivel piezométrico se encuentran entre Ocú y Parita y entre Chitré y Parita ubicados en la parte media y baja de la Cuenca. El pozo con mayor ascenso del nivel piezométrico se encuentra ubicado en Ocú en la parte alta de la Cuenca, justamente cerca de la zona de recarga.

5.16. Conductividad Hidráulica y Transmisividad

Los mapas de Conductividad Hidráulica (Figura 33) y Transmisividad (Figura 34) en la Cuenca del Río Parita fueron elaborados a partir de los parámetros hidráulicos de la Tabla 8. Se utilizó datos de perforaciones tanto adentro como afuera de la cuenca para lograr una representación más realista de la conductividad hidráulica y transmisividad. Se pudo comprobar que en las zonas de rocas volcánicas presentaban predominantemente valores altos de permeabilidad, lo que es un indicativo de que normalmente se encuentran buenos acuíferos. En las rocas sedimentarias y plutónicas se identificó que los acuíferos presentan una distribución más heterogénea en cuanto a los valores de conductividad hidráulica, por lo que se pueden encontrar con más frecuencia de buenos acuíferos hasta acuíferos pobres.

Las zonas de transmisividad más altas se encuentran en 3 áreas: en la parte baja entre los poblados de Pesé y Chitré, en la parte

media entre los poblados de Ocú y Parita, y en la parte alta entre los poblados de Pesé y Las Minas.

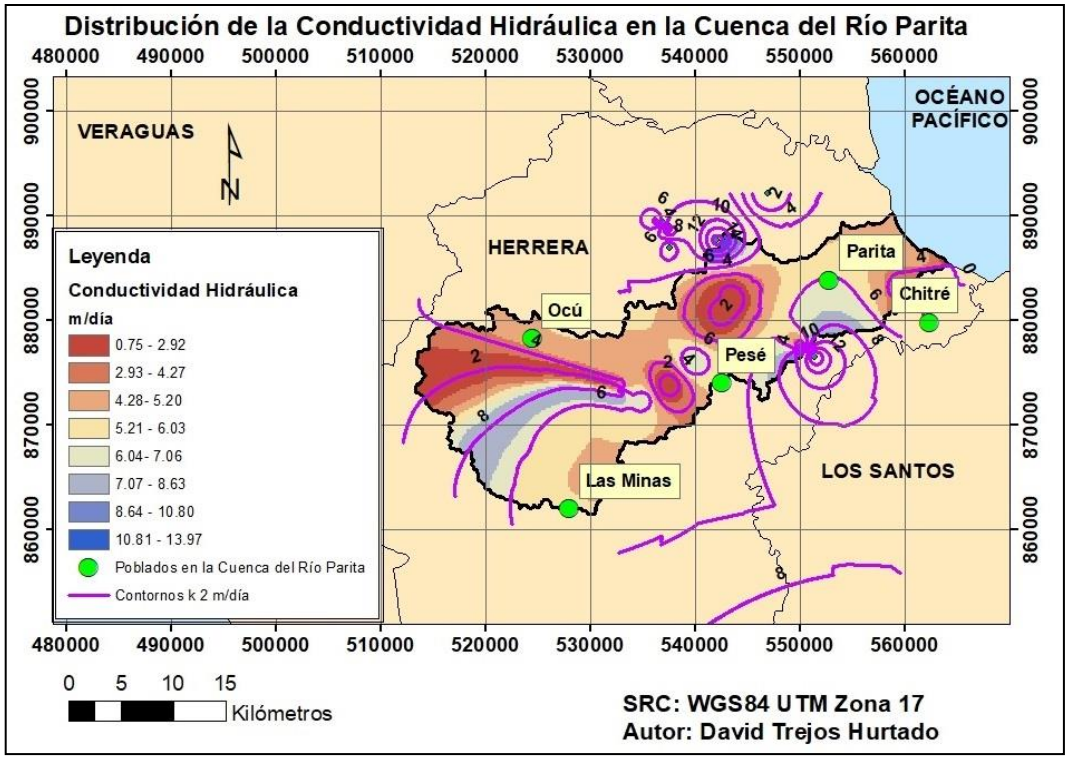


Figura 33 Distribución de la Conductividad Hidráulica en la Cuenca del Río Parita.

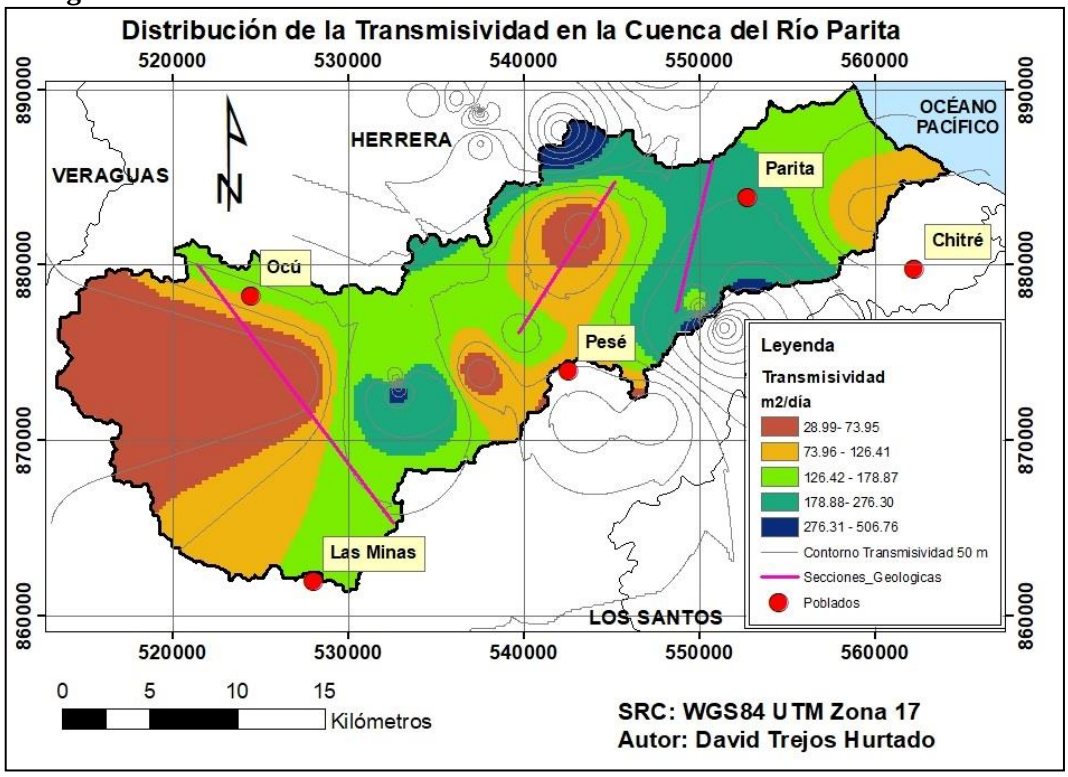


Figura 34 Distribución de la Transmisividad en la Cuenca del Río Parita.

5.17. Áreas de Recarga

Una posible área de recarga en la Cuenca del Río Parita es el área entre los poblados de Ocú y Las Minas en la parte alta, los cuales se localizan en las zonas noroeste y suroeste respectivamente (ver Figura 23). Se deduce estas posibles zonas de recarga, ya que, en el Mapa de Isoyetas, se observó que el intervalo más alto de precipitación se encuentra en un rango de 2308.38 a 2634.05 mm (en un color azul) en la parte alta, sitio de nacimiento del Río Parita. De acuerdo con las características geológicas, conductividad hidráulica y de pendiente, esta área es propicia para la infiltración de agua y posiblemente alcanza los acuíferos profundos. En el Mapa de distribución de Conductividad Hidráulica muestra un intervalo más alto entre 8.64 y 10.80 m/día, lo que también aumenta el potencial de infiltración y recarga.

En la parte media y baja, se puede observar que entre los poblados de Pesé, Parita y Chitré existen valores de conductividad hidráulica mayores a 7.07 m/día que son condiciones ideales para el potencial de infiltración y recarga en estas áreas. En la tesis Hydrogeological Conceptual Model of La Villa River Watershed, Republic of Panama (Castrellon, 2016), se pudo comprobar que en el área hacia el noroeste de Pesé también presentó altos valores de conductividad hidráulica.

5.18. Evapotranspiración Potencial

Los resultados de la evapotranspiración potencial media anual se resume a continuación:

- Se ha comprobado que tanto la Cuenca del Río Parita y La Villa tienen condiciones climáticas similares en cuanto a la Evapotranspiración Potencial.

- Se ha observado que la variable de evapotranspiración potencial ha ido disminuyendo en los últimos 20 años con una diferencia de 21 mm/año.

- De acuerdo con las Tablas 11 y 12 los valores más altos de la evapotranspiración potencial se identificaron en el mes de marzo, ya que este es uno de los meses con mayor tasa de evaporación por las altas temperaturas.

Tabla 22 Comparación de la Evapotranspiración Potencial Media Anual.

Autor	UNESCO, 2008	Ruíz De León, 2012	Ruíz De León, 2012	Trejos, 2022
Cuenca	Río Parita	Río La Villa	Río La Villa	Río La Villa
Periodo/Año	1972-2002	2010	2011	2022
ETP (mm/año)	1300	1146	1291	1279

5.19. Balance Hídrico

- La precipitación media mensual y la evapotranspiración potencial mensual se obtienen de las Estaciones Llano de la Cruz y Los Santos (ETESA, 2021). El primer mes del año hidrológico empieza en mayo.

- La Capacidad de Campo es de 150 mm, según recomendaciones del MIDA en la página web de la Dirección de Hidrometeorología de ETESA. (https://www.hidromet.com.pa/es/evapotranspiracion-potencial)

Tabla 23 Balance Hídrico en la estación Llano De La Cruz del año 2021.

	May.	**Jun.**	**Jul.**	**Ago.**	**Sept.**	**Oct.**
P	184.76	183.11	146.25	191.48	233.91	255.07
ETP	116.50	97.20	95.50	107.20	100.80	99.70
P-ETP	68.26	85.91	50.75	84.28	133.11	155.37
R	0.00	85.91	136.66	220.94	283.11	305.37
(Reserva (150))	0.00	85.91	136.66	150.00	150.00	150.00
VR	0.00	85.91	50.75	13.34	0.00	0.00
ETR	116.50	97.20	95.50	107.20	100.80	99.70
Déficit	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Excesos	0.00	0.00	0.00	70.94	133.11	155.37
	Nov.	**Dic.**	**Ene.**	**Feb.**	**Mar.**	**Abr.**
P	190.99	53.45	5.65	1.81	7.99	40.34
ETP	101.60	117.00	90.80	86.70	142.40	124.40
P-ETP	89.39	-63.55	-85.20	-84.90	-134.40	-84.06
R	239.39	86.45	1.30	0.00	0.00	0.00
(Reserva (150))	150.00	86.45	1.30	0.00	0.00	0.00
VR	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
ETR	101.60	117.00	90.80	3.11	7.99	40.34
Déficit	0.00	0.00	0.00	83.59	134.41	84.06
Excesos	89.39	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Como se pudo comprobar la Figura 35, entre los meses de mayo y julio se da la recarga hídrica (recuperación de la humedad) y el excedente hídrico se presenta entre los meses de agosto y noviembre. La utilización del agua (pérdida de humedad del suelo) se da entre los meses de febrero y abril.

La Recarga Potencial del Acuífero (Rp) se puede estimar con la siguiente ecuación:

Rp=P-ETR=517.07 mm/año

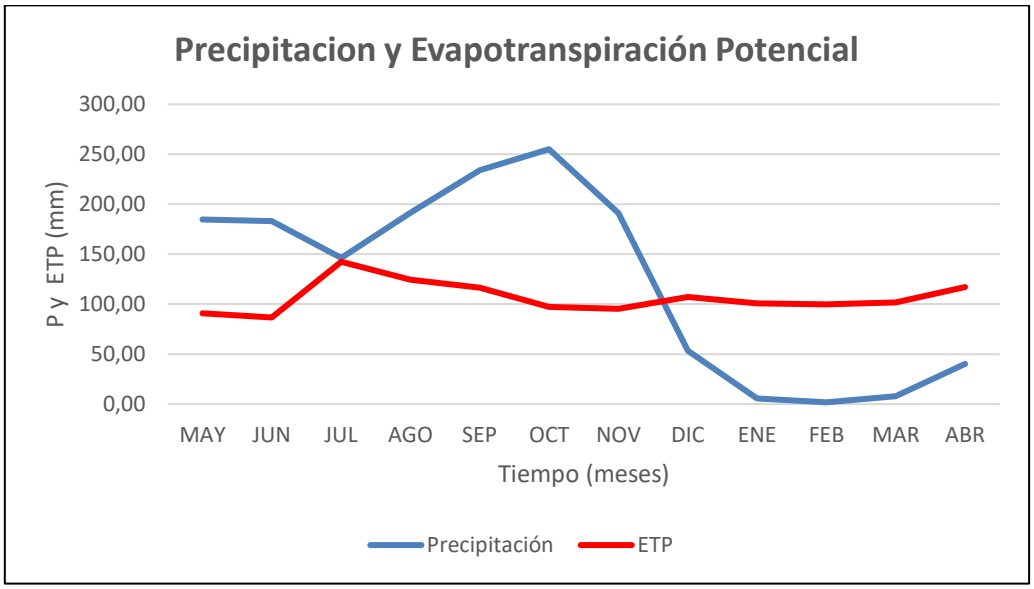


Figura 35 Precipitación y Evapotranspiración Potencial.

Tabla 24 Resultados del Balance Hídrico (Precipitación, Evapotranspiración Potencial y Real, Déficit y Excesos.

P	1494.81	Mm	**ETR**	977.74	mm	**Excesos**	448.82	mm
ETP	1279.80	Mm	**Déficit**	302.06	mm	**Rp**	517.07	mm

Se determinó la escorrentía (ESC), con la siguiente ecuación: R=P-ETR (Tabla 24). En la Figura 37 se presenta el gráfico de Precipitación vs la Escorrentía. En este gráfico se observa que la Escorrentía tiene un comportamiento similar a la Precipitación.

Tabla 25 Precipitación, Evapotranspiración Real y Escorrentía mensual.

MESES	**MAY**	**JUN**	**JUL**	**AGO**	**SEP**	**OCT**
P	184.80	183.1	146.2	191.50	233.9	255.10
ETR	116.50	97.20	95.50	107.20	100.80	99.70
ESC	68.30	85.90	50.80	84.30	133.10	155.40
MESES	**NOV**	**DIC**	**ENE**	**FEB**	**MAR**	**ABR**
P	191.0	53.50	5.60	1.80	8.00	40.34
ETR	101.60	117.00	90.80	3.11	7.99	40.34
ESC	89.40	-63.60	-85.20	-1.30	0.00	0.00

`

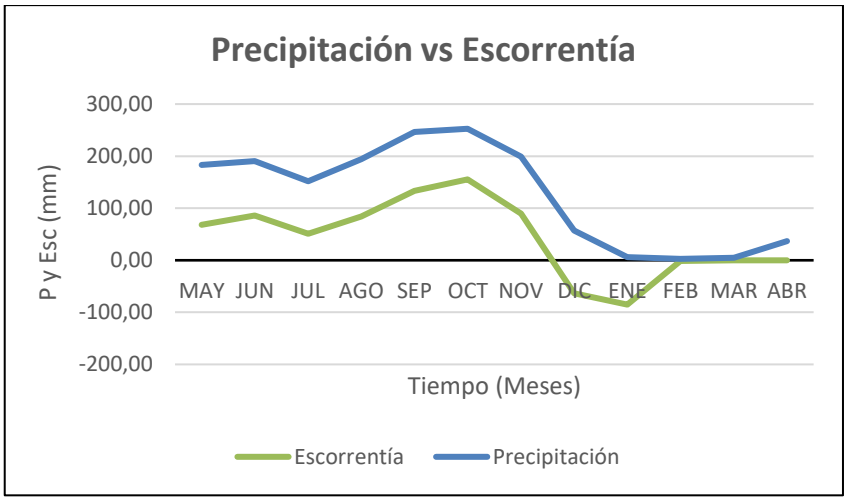


Figura 36 Precipitación vs Escorrentía.

5.20. Modelo Conceptual Hidrogeológico

El objetivo del presente Trabajo Final de Máster se definió en elaborar un modelo donde se conceptualiza el funcionamiento de las aguas subterráneas que se localizan en la Cuenca del Río Parita con la finalidad de establecer e integrar las características geológicas, hidrológicas e hidrogeológicas del acuífero local.

La información suministrada por el IDAAN, MIDA, MiAmbiente y el MINSA, respecto a las perforaciones de pozos de la Cuenca del Río Parita, indica una litología que está dominada por la presencia de arcillas, lava volcánica, andesitas, basaltos, arenas y conglomerados, tobas y areniscas.

Se pudo comprobar que el aumento de temperatura y la disminución de la precipitación y caudales se han dado de manera simultánea en la Cuenca del Río Parita, con lo que se demuestran los problemas de cambio climático y variabilidad climática. En la parte media, de acuerdo con la serie de 45 años del periodo 1973-2017 que corresponde a la estación Llano La Cruz la precipitación promedio mensual más baja (1.81 mm) se da en el mes de febrero y la precipitación promedio mensual más alta (255.07 mm) se da en el mes de octubre. La evapotranspiración potencial mensual estimada más alta (142.4 mm) se da en el mes de marzo, uno de los meses secos donde se registran el déficit más alto (134.41 mm) y altas temperaturas.

La recarga hídrica se da principalmente en el periodo de lluvia entre mayo y julio. Esta recarga por precipitación inicia en las tierras altas de la Provincia de Herrera específicamente en los distritos de Ocú y Las Minas, y continúa su recorrido pasando por los distritos de Pesé, Parita y Chitré de manera paralela al río hasta llegar a desembocadura del Océano Pacífico. Los excedentes se dan principalmente entre los meses de agosto y noviembre, donde el valor más alto se registra en el mes de Octubre (155.37 mm) donde ocurre la precipitación promedio más alta y

también es el mismo valor de escorrentía. La recarga hídrica y los excedentes están condicionados por la Zona de Convergencia Intertropical.

En la parte alta, las líneas de flujo indican que los acuíferos fisurados aportan al Río Parita y a los afluentes. En la parte media, las líneas de flujo de los acuíferos fisurados divergen hacia el Río Parita y convergen de los afluentes hacia los acuíferos. En la parte baja, en la zona donde se encuentran los acuíferos intergranulares y fisurados solamente se pudo observar que el Río Parita diverge hacia un acuífero. De acuerdo con el análisis hidrogeológico, solamente se identificó que en la parte baja se encuentran los acuíferos libres o confinados que corresponden a la formación de Río Hato (QR-Aha). Sin embargo, en la parte alta y media se encuentra una mayor distribución de acuíferos confinados que están agrupados en la formación Ocú (K-CHAo), Playa Venado (K-VE), Valle Riquito (TEO-RIQ), Tonosí (TEO-TO), Macaracas (TOMAC) y Pesé (TOMACpe).

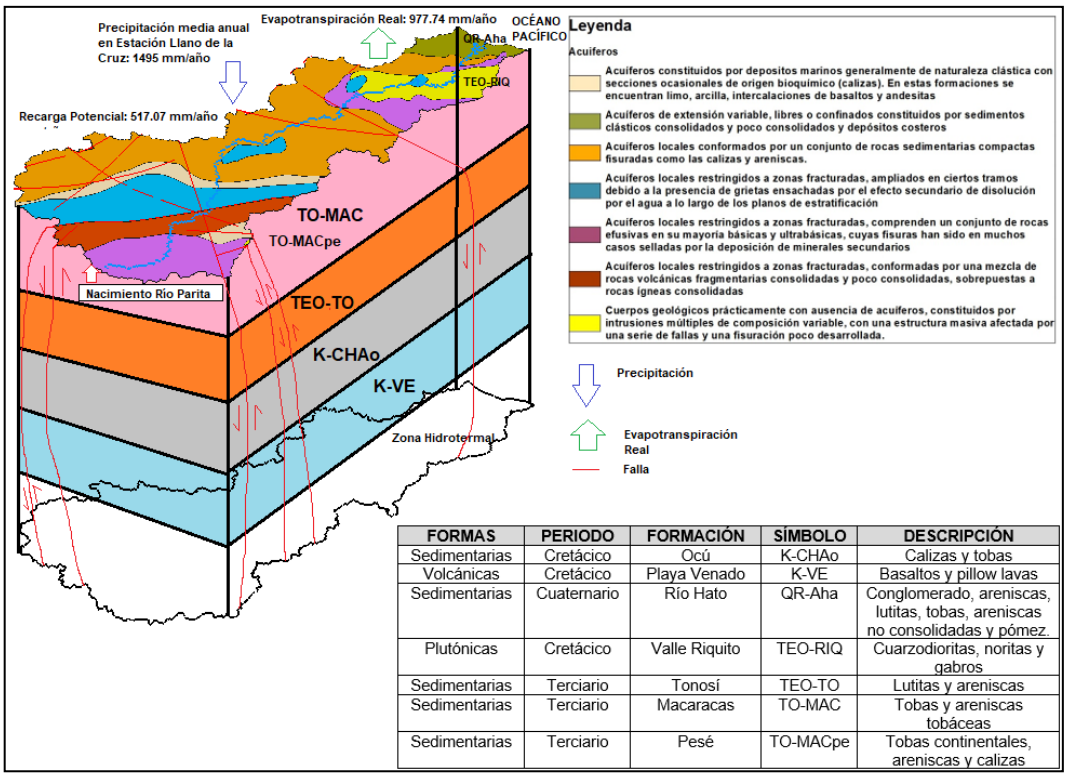
Los acuíferos semiconfinados no se encontraron en la documentación técnica de las Entidades Gubernamentales, por lo tanto, quedan pendiente desarrollar más investigaciones para caracterizarlo en la Cuenca del Río Parita. De acuerdo con el análisis geofísico, con frecuencia se pueden encontrar la litología distribuida de la siguiente forma: primera capa: (tobas y areniscas tobáceas (TO-MAC)) ó tobas continentales, areniscas y calizas (TOMACpe) ó cuarzodioritas, noritas y gabros (TEO-RIQ), segunda capa: (Lutitas y Areniscas (TEO-TO)), tercera capa: (Calizas y Tobas (K-CHAo)) y cuarta capa: (Basaltos y pillow lavas(K-VE)).

En la divisoria de aguas entre la Cuenca del Río Parita (Parte Media) y el Río Santa María dominado por las rocas sedimentarias y en la divisoria de aguas entre la Cuenca del Río Parita (Parte Baja) y el Río La Villa dominado por las rocas volcánicas se identificaron los valores más altos de permeabilidad. En la parte alta y media de la Cuenca del Río Parita están constituido predominantemente por acuíferos locales compuesto por un conjunto de rocas sedimentarias compactas fisuradas como las calizas y tobas. Estos acuíferos locales se encuentran hidráulicamente unidos, ya que los valores de permeabilidad presentan una distribución casi homogénea.

En la parte alta y en la media-baja se observó que las rocas volcánicas presentaron valores altos de permeabilidad en el suroeste y noreste de la Cuenca, lo que es una evidencia que funciona como un buen acuífero. Los acuíferos fisurados en la parte alta se encuentran hidráulicamente separados, ya que valores de permeabilidad presentan una distribución heterogénea.

De acuerdo con el análisis de Transmisividad, se observó que las zonas con valores altos de Transmisividad se encuentran en la parte alta, parte media y la parte media- baja específicamente entre las áreas que se encuentran entre los

poblados de Pesé y Las Minas, entre Parita y Ocú y entre Pesé y Chitré. Estas zonas con valores altos de transmisividad corresponden a áreas de recarga rápida. Las zonas con valores bajos de Transmisividad se ubican en las áreas que se encuentran entre los poblados de Ocú y Pesé y entre los poblados de Pesé y Parita. Estas zonas de valores bajos de Transmisividad corresponden a áreas de recarga lenta.



FORMAS	PERIODO	FORMACIÓN	SÍMBOLO	DESCRIPCIÓN
Sedimentarias	Cretácico	Ocú	K-CHAo	Calizas y tobas
Volcánicas	Cretácico	Playa Venado	K-VE	Basaltos y pillow lavas
Sedimentarias	Cuaternario	Río Hato	QR-Aha	Conglomerado, areniscas, lutitas, tobas, areniscas no consolidadas y pómez.
Plutónicas	Cretácico	Valle Riquito	TEO-RIQ	Cuarzodioritas, noritas y gabros
Sedimentarias	Terciario	Tonosí	TEO-TO	Lutitas y areniscas
Sedimentarias	Terciario	Macaracas	TO-MAC	Tobas y areniscas tobáceas
Sedimentarias	Terciario	Pesé	TO-MACpe	Tobas continentales, areniscas y calizas

Figura 37 Esquema del Modelo Hidrogeológico Conceptual de la Cuenca del Río Parita.

6. CONCLUSIONES

Luego de la revisión y análisis general de la información hidrogeológica, se identificó que las Entidades Gubernamentales (IDAAN, MIDA, MiAmbiente y MINSA) mantienen los mismos problemas mencionados por empresa Nómadas de Centroamérica en el año 2010, en los cuales la información hidrogeológica se encuentra dispersa y esta base de datos no siguen un formato unificado. Estos problemas también fueron mencionados en estudios de otras cuencas del país como el Río La Villa (Castrellon, 2016) y el Río Zaratí (Salinas, 2010).

A pesar de los estudios previos realizados en el Arco Seco, en la Cuenca del Río Parita se desconocía sobre un estudio integral en el cual sistematizara la información geológica (regional y estructural), geomorfológica, hidrológica, climatológica e hidrogeológica. Este Trabajo Final de Máster será un aporte al conocimiento hidrogeológico de la región.

De acuerdo con el análisis de resultados de los datos meteorológicos, se evidenció que la Precipitación Promedio Mensual de la Cuenca del Río Parita es escasa. Del análisis hidrológico se comprobó que los caudales del Río Parita han tenido una tendencia a disminuir en los últimos 12 años.

De acuerdo con el análisis de resultados de los datos geofísicos, se comprobó que los mismos coinciden con la Geología de la Cuenca del Río Parita y se requiere actualizar el mapa de textura de suelos con una escala diferente para que la información sea más realista.

La reevaluación de la información hidrogeológica de la Cuenca del Río Parita posibilitó conocer las características hidráulicas y extensión de los acuíferos y también identificar la ubicación y superficie de los acuíferos locales intergranulares, fisurados y la combinación de ambos.

Para lograr que el modelo tenga una mayor aproximación real sobre el comportamiento hidrogeológico se requiere ampliar la red piezométrica.

Al describir los patrones de flujo se pudo identificar los 2 sitios potenciales de recarga en la Cuenca: un área ubicada entre los poblados de Ocú y Las Minas, y otra área ubicada entre Pesé, Parita y Chitré. Se requiere un estudio de isótopos ambientales.

De acuerdo con el análisis de conductividad hidráulica se observó que las rocas volcánicas tienen predominantemente valores altos, lo que es un indicativo que es muy probable encontrar buenos acuíferos en esta zona. Sin embargo, las rocas sedimentarias y plutónicas tienen una distribución de permeabilidad más heterogénea, es decir hay con frecuencia de buenos acuíferos a acuíferos pobres.

De acuerdo con el análisis de Transmisividad, se encontró que las áreas de recarga rápida se encuentran en la parte alta, media y la parte media- baja específicamente entre las áreas que se encuentran entre los poblados de Pesé y Las Minas, entre los poblados de Parita y Ocú y entre los poblados de Pesé y Chitré. Las áreas de recarga lenta se ubican entre las áreas que se encuentran entre los poblados de Ocú y Pesé y entre los poblados de Pesé y Parita.

BIBLIOGRAFÍA

ANAM. (2013). Las aguas subterráneas de la Región del Arco Seco y la importancia de su conservación. <Accesible en URL: https://fliphtml5.com/eebm/iirz/basic.

Auge, M. (2008). Métodos Geoeléctricos para la Prospección de Agua Subterránea. <Accesible en URL: http://tierra.rediris.es/hidrored/ebooks/miguel/ProspeccGeoelec.pdf.

Cedeño, D. (1997). Apuntes de Hidrología.

Autoridad del Canal de Panamá, (2020). Informe de Diseño Conceptual, Reservorios Multipropósito Cuenca Parita Presa Parita Volumen Geología y Geotécnica. <Accesible en URL: https://micanaldepanama.com/wp-content/uploads/2020/07/Parita-Volumen-Geologia-y-Geotecnia.pdf.

Autoridad del Canal de Panamá, (2020). Informe de Diseño Conceptual, Reservorios Multipropósito Cuenca Parita Presa Parita Volumen Hidrología e Hidráulica. <Accesible en URL: https://micanaldepanama.com/wp-content/uploads/2020/07/Parita-Volumen-Hidrologia-Hidraulica.pdf.

Cedeño, D. (1997). Apuntes de Hidrología.

BBC. (2015). Canal de Panamá restringe el paso de buques debido a la sequía. <Accesible en URL:https://www.bbc.com/mundo/noticias/2015/08/150810_canal_panama_sequia_corte_barcos_jm.

Calvo-Solano, O., Quesada-Hernández, L., Gotlieb, Y. (2018). Impactos de las sequías en el sector agropecuario del Corredor Seco Centroamericano. <Accesible en URL: https://www.researchgate.net/publication/327405787_Impactos_de_las_sequias_en_el_sector_agropecuario_del_Corredor_Seco_Centroamericano.

Castrellon, M. (2016). Hydrogeological Conceptual of La Villa River Watershed, Republic of Panama. <Accesible en URL: https://opencommons.uconn.edu/srhonors_theses/545.

Comité de Alto Nivel de Seguridad Hídrica. (2016). Plan Nacional de Seguridad Hídrica 2015-2050: Agua para Todos. Panamá, República de Panamá.

ESRI. Comparar métodos de interpolación. <Accesible en URL: https://desktop.arcgis.com/es/arcmap/10.5/tools/3d-analyst-toolbox/comparing-interpolation-methods.htm

ETESA. Descripción General de Clima de Panamá. <Accesible en URL: https://www.hidromet.com.pa/es/descripcion-generall-clima-panama

ETESA. Lista de Estaciones Meteorológicas. <Accesible en URL: https://www.hidromet.com.pa/es/estaciones-meteorologicas?f_numero=&f_nombre=

&f_cuenca=RIO+PARITA&f_institucion=noopcion&f_provincia=noopcion.

ETESA. Evapotranspiración Potencial. <Accesible en URL: https://www.hidromet.com.pa/es/evapotranspiracion-potencial.

ETESA., (1999) Mapa Hidrogeológico de Panamá.

D. Del Giudice, R. Rechi. (1969). Geología del Área del Proyecto minero de Azuero. República de Panamá, Administración de los recursos Minerales.

Gonzalez, D. Jaramillo, I., Graciela De Calzadilla, L. (2008). Resumen Técnico Análisis Regional de Crecidas Máximas de Panamá Periodo 1971-2006.

Hesch, Wayne (2009). Conceptual Model Development for MODFLOW or FEFLOW models. FEFLOW Conference. <Accesible en URL: https://es.scribd.com/document/317347053/FEFLOW-Conference-HydroGeoBuilder-final-HESCH-2009-pdf

IDIAP, (2006). Zonificación de Suelos de Panamá por Niveles de Nutrientes.

Infinity Technology No Limits. (2017). Informe Técnico de Consultoría "Servicio de Veintiocho Tomografías Eléctricas".

Instituto Geográfico Nacional Tommy Guardia, (1988). Atlas Nacional de Panamá, Clasificación de Köppen.

Instituto Geográfico Nacional Tommy Guardia, (2007). Atlas Nacional de la República de Panamá, Regiones Morfoestructurales de Panamá.

Instituto Geográfico Nacional Tommy Guardia, (2012). Mosaico de las hojas topográficas 1:25,000 de la República de Panamá.

Kolarsky, RA, Mann, P, Monechi, S, Meyerhoff, HD and Pessagno, EA. (1995). Stratigraphic development of southwestern Panama as determined from integration of marine seismic data and onshore geology. <Accesible en URL: https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC6363779/.

La Prensa. (2009). $500 mil para el sector arrocero. <Accesible en URL: https://www.prensa.com/impresa/economia/mil-sector-arrocero_0_2702729811.html.

MICI. (1990). Mapa Geológico de Panamá, 1:250000.

Ministerio de Agricultura y Riego. (2020). Guía para realizar inventarios de fuentes de agua subterránea. <Accesible en URL: https://repositorio.ana.gob.pe/bitstream/handle/20.500.12543/4495/ANA0003011_1.pdf?sequence=1&isAllowed=y.

Miller, (2015). ¿Será el fenómeno de 'El Niño' de 2015 el más intenso registrado en la historia? <Accesible en URL: https://cnnespanol.cnn.com/2015/08/14/

sera-el-fenomeno-de-el-nino-de-2015-el-mas-intenso-registrado-en-la-historia/.

NOAA. (2022). El Niño and La Niña Years and Intensities. <Accesible en URL: https://ggweather.com/enso/oni.htm.

Nómadas de Centroamérica. (2010) Informe Geofísico para la búsqueda de los acuíferos probables profundos en el Arco Seco, Panamá.

ONU. (2015) Objetivo 12: Garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles. <Accesible en URL: https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/sustainable-consumption-production/.

ONU. (2020). Escasez de agua afecta a más del 40% de la población mundial. <Accesible en URL: https://www.portalambiental.com.mx/impacto-ambiental/20200414/escasez-de-agua-afecta-a-mas-del-40-de-la-poblacion-mundial

Pérez, J. (2020). Plan Nacional de Sequía para Panamá. <Accesible en URL: https://www.unccd.int/sites/default/files/country_profile_documents/Plan%20Nacional%20contra%20la%20Sequia.pdf.

Pizarro, L. (2014). Interpretación de Mediciones de Resistividad de Terreno por medio de Curvas de Patrón. <Accesible en URL: https://www.researchgate.net/profile/Luis-Pizarro-3/publication/277010039_INTERPRETACION_DE_MEDICIONES_DE_RESISTIVIDAD_DE_TERRENO_POR_MEDIO_DE_CURVAS_DE_PATRON/links/5803924708ae310e0d9f3a20/INTERPRETACION-DE-MEDICIONES-DE-RESISTIVIDAD-DE-TERRENO-POR-MEDIO-DE-CURVAS-DE-PATRON.pdf.

PNUD. (2015). Objetivo 6 Agua Limpia y Saneamiento. <Accesible en URL: https://www.undp.org/es/sustainable-development-goals#agua-limpia-saneamiento.

Ruiz De León, I. (2012) Diagnóstico biofísico, socioeconómico y potencial energético de la cuenca hidrográfica del Río Parita. <Accesible en URL: https://cuencas.miambiente.gob.pa/wp-content/uploads/2020/08/L%C3%ADnea-Base-R%C3%ADo-Parita-130.pdf.

Salinas, P. (2010). Modelo Hidrogeológico Conceptual de la Cuenca del Río Zaratí. <Accesible en URL: https://docplayer.es/63671370-Modelo-conceptual-hidrogeologico-de-la-cuenca-del-rio-zarati.html.

Sanz, D., Castaño, S., Gómez, J., Moratalla, G. (2013) Inventario de los manantiales que aportan agua al río Júcar en la provincia de Albacete y su descripción hidrogeológica. <Accesible en URL: https://www.researchgate.net/figure/Figura-1-Esquema-del-ciclo-hidrologico-Modificado-de-Martinez-Alfaro-y-cols-2006_fig1_315336227

STRI. (2021). GIS Portal Data.

Souifer, A. (2010). Delimitación de Acuíferos y establecimiento de zonas de recarga, para identificar su vulnerabilidad y el desarrollo de una estrategia para su protección y conservación en el Arco Seco del país.

Tahal Consulting Engineers LTD. (2003). Proyecto Integral de Riego para la exportación agrícola en la Región de Azuero del Arco Seco.

UNESCO, (2008). Balance Hídrico Superficial de Panamá, Periodo 1971-2002.

Documentos Técnicos del PHI-LAC, N°9.

Universidad de Sevilla. (2018). Balance Hídricos Prácticas

U.S. Department of the Interior – Bureau of Reclamation, (1995). Ground Water Manual.

USGS. (2017). Hydrological Cycle. <Accesible en URL https://www.usgs.gov/centers/new-york-water-science-center/science/hydrologic-cycle#:~:text=and%20back%20again.-,Water%20evaporates%20from%20oceans%2C%20lakes%2C%20and%20rivers%20into%20the%20atmosphere,into%20the%20atmosphere%20by%20plants.

Villar, V., (2019). La sequía ocasiona pérdidas por $3.5 millones en el sector agrícola. <Accesible en URL: https://elcapitalfinanciero.com/la-sequia-ocasiona-perdidas-por-3-5-millones-en-el-sector-agricola/

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ

Y

UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

MÁSTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

PROYECTO FIN DE MÁSTER

DISEÑO DE UN SISTEMA DE ABASTECIMIENTO DE AGUA POTABLE EN LA ISLA DE IDJWI, REPÚBLICA DEMOCRÁTICA DEL CONGO

DESIGN OF A DRINKING WATER SUPPLY SYSTEM ON THE ISLAND OF IDJWI, DEMOCRATIC REPUBLIC OF CONGO

AUTOR
Javier de Mingo Martín

DIRECTORAS:
Noemí Merayo Cuevas (Universidad Politécnica de Madrid)
Ana Karina Boltes Espínola (Universidad de Alcalá)

Alcalá de Henares, a 14 de septiembre 2022

ÍNDICE

RESUMEN 1

ABSTRACT 1

INTRODUCCIÓN 2

1. OBJETIVOS 3

2. EL AGUA COMO ELEMENTO FUNDAMENTAL PARA EL DESARROLLO 3

2.1. El Derecho Humano Al Agua (DHA) 3

2.2. La influencia del agua en la salud 4

2.3. El agua y la salud en los países en desarrollo 6

2.4. El agua en la agenda 2030 7

3. ELEMENTOS FUNDAMENTALFUNDAMENTALES DE UN SISTEMA DE ABASTECIMIENTO DE AGUA 10

3.1. Captación 10

3.1.1. Captación de aguas superficiales 10

3.1.2. Captación de agua subterránea ... 12

3.2. Transporte de agua 13

3.3. Potabilización 13

3.3.1. Pretratamiento 13

3.3.2. Coagulación-floculación 13

3.3.3. Sedimentación 14

3.3.4. Filtración 14

3.3.5. Desinfección 15

3.4. Almacenamiento y distribución 15

4. CALIDAD DEL AGUA Y PROYECTOS DE AGUA EN COOPERACIÓN PARA EL DESARROLLO 17

5. ANÁLISIS TERRITORIAL DE LA ZONA DE ESTUDIO 18

5.1. República Democrática del Congo. 18

5.2. La región de Kivu 20

5.3. La isla de Idjwi 23

6. PROPUESTA DE PROYECTO 24

6.1. Estimación de caudal 25

6.2. Captación 26

6.3. Diseño de la red de distribución 27

6.4. Diseño arquetas de rotura 31

6.5. Depósito 33

6.6. Valvulería e instrumentación 37

6.7. Estudio de costes 37

7. CONCLUSIONES 40

8. BIBLIOGRAFÍA 41

ANEXOS 46

1. P&ID DEL ABASTECIMIENTO 46

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Criterios normativos sobre el Derecho Humano al Agua 4
Tabla 2: Principales bacterias transmitidas por el agua 5
Tabla 3: Principales enfermedades transmitidas por el agua..... 5
Tabla 4: Secuencia operacional de los sistemas de agua potable 10
Tabla 5: Reparto PIB según sectores en la RDC..... 19
Tabla 6: Concentración media de metales pesados (µg/L) en diferentes muestras de agua tomadas del lago Kivu, en superficie y a 40 m de profundidad 22
Tabla 7: Datos ejemplo de cálculo para el diseño de la red de abastecimiento..... 29
Tabla 8: Resultados diseño red de abastecimiento..... 29
Tabla 9: Singularidades puntos de agua..... 30
Tabla 10: Simbología arqueta de rotura 32
Tabla 11: Dimensiones cámaras de rotura de presión..... 33
Tabla 12: Descripción morfológica para el suelo tipo Nitisoles Dístricos..... 34
Tabla 13: Relación arena-limo-arcilla para cada tipo de suelo 34
Tabla 14: Tamaños de partículas del suelo 35
Tabla 15: Dimensiones y relaciones dimensionales del depósito..... 36
Tabla 16: Relación de costes de material ... 38
Tabla 17: Costes estimados de personal en ejecución de obra..... 40

INDICE DE FIGURAS

Figura 1: Acceso al suministro básico de agua gestionado de manera segura, 2015 (% de la población).....2
Figura 2: Porcentaje de población usando servicios de agua gestionados de forma segura (2020) 6
Figura 3: Objetivos de Desarrollo Sostenible 7
Figura 4: Relación del ODS 6 con el resto de ODS de la Agenda 2030 9
Figura 5: Sistema de recogida, filtrado y almacenamiento de agua de lluvia en tejados 11
Figura 6: Captación de agua superficial en Kigoma, Tanzania 11
Figura 7: Esquema captación en manantial.12
Figura 8: Red ramificada, reticulada y mixta de distribución de agua 16
Figura 9: Situación geográfica y división territorial de la República Democrática del Congo.....19
Figura 10: Ubicación de la región de Kivu en la RDC 20
Figura 11: Ubicación de minas y grupos armados en la RDC 21
Figura 12: Ubicación de cada uno de los tres puntos de toma de muestras de agua para análisis.....23
Figura 13: Localización de la isla de Idjwi en la RDC 23
Figura 14: Vista sobre mapa de la red ramificada de distribución (Google Earth Pro).....25
Figura 15: Vista de la población beneficiaria del proyecto.....25
Figura 16: Estimación de población según la

aplicación *Population explorer* 26
Figura 17: Cámara de captación en manantial. A: sección; B: planta 27
Figura 18: Distribución de los puntos de agua 28
Figura 19: Metodología para el cálculo de las presiones residuales en la red 28
Figura 20: Red de distribución 30
Figura 21: Pedestal de fuente con un caño. A: vista general; B: sección 31
Figura 22: Esquema cámara de rotura de presión 32
Figura 23: Esquema depósito 36

LISTA DE ABREVIATURAS

OMS: Organización Mundial de la Salud
ONU: Organización de las Naciones Unidas
ODS: Objetivos de Desarrollo Sostenible
ONG: Organización No Gubernamental sin ánimo de lucro
DHA: Derecho Humano al Agua
PNUD: Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
IDH: Índice de Desarrollo Humano
RDC: República Democrática del Congo
PIB: Producto Interior Bruto
ETAP: Estación de Tratamiento de Agua Potable
PE: Polietileno
DN: Diámetro Nominal
USD: Dólar Estadounidense
FDLR: Fuerzas Democráticas para la Liberación de Ruanda
M23: Movimiento 23 de Marzo (Grupo rebelde militar de Kivu Norte)
FARDC: Fuerzas Armadas de la República Democrática del Congo
BPT: Cámara de Rotura de Presión

LISTA DE SÍMBOLOS

Q: Caudal

v: Velocidad

V: Volumen

L: Longitud

A: Área

G: Fuerza de la gravedad

Re: Número de Reynolds

ΔH_f: Pérdida de carga

μ: Viscosidad dinámica

P_0: Población inicial

P_t: Población transcurrido un tiempo t

H_i: Cota inicial

Z_f: Cota final

H_f: Cota piezométrica

H_{BPT}: Altura cámara de rotura de presión

v_s: Velocidad de sedimentación

$t_{s:}$ Tiempo de sedimentación

t_r: Tiempo de retención

q: Factor de carga de un sedimentador

RESUMEN

La presente propuesta tiene como objetivo mejorar el acceso a los servicios básicos de agua potable de una comunidad de unas 1500 personas, correspondiente a la población de Bumpeta, en la costa noroeste de la isla de Idjwi, en lago Kivu, República Democrática del Congo. Para ello, se plantea el diseño de una red de abastecimiento que tome agua, mediante obra de captación, de un manantial en la zona interior de la isla. Desde dicha obra de captación, el agua será conducida por tubería de polietileno y mediante la acción de la gravedad hasta un depósito de 50 m^3. Se trata de un agua con una calidad presumiblemente apta para el consumo humano, por lo que no se propone sistema de tratamiento ni de desinfección. Sin embargo, ante el posible arrastre de sólidos en la corriente de agua, se diseña el depósito de abastecimiento de manera que favorezca la separación de los sólidos por decantación y así evitar las consecuencias de la sedimentación de las partículas sólidas en la línea de abastecimiento.

Desde el depósito, el agua caerá por acción de la gravedad y a través de tubería de polietileno de diferentes diámetros hasta los distintos puntos de consumo, entre los cuales destacan varias escuelas, una iglesia y un centro social.

A lo largo de la red de abastecimiento, se instalarán tres cámaras de rotura de presión, para evitar las elevadas presiones que ocasionaría en las tuberías la diferencia de alturas entre las cotas. Se determina también la valvulería e instrumentación necesaria para mantener la seguridad y control de la red.

Toda la propuesta de diseño se plantea atendiendo a las limitaciones económicas y técnicas que supone un proyecto como este en un entorno de estas características, y entendiendo que el planteamiento inicial puede sufrir modificaciones durante su ejecución en terreno.

Palabras clave: abastecimiento de agua, calidad del agua, Cooperación para el Desarrollo, Derecho Humano al agua, tratamiento de agua, ODS 6.

ABSTRACT

The aim of this proposal is to improve access to basic drinking water services for a community of around 1,500 people, corresponding to the population of Bumpeta, on the northwest coast of the island of Idjwi, in Lake Kivu, Democratic Republic of Congo. To this end, a water supply network is to be designed to take water from a spring in the interior of the island. The water will be taken from the spring by means of a polyethylene pipe and gravity-fed to a 50 m^3 tank. The quality of the water is presumably suitable for human consumption, so no treatment or disinfection system is proposed. However, in view of the possible entrainment of solids in the water flow, the supply tank is designed in such a way as to favour the separation of solids by decantation and thus avoid the consequences of sedimentation of solid particles in the supply line.

From the tank, the water will fall by gravity and through polyethylene pipes of different diameters to the different consumption points, including several schools, a church and a social centre.

Three break pressure tanks (BPT) will be installed along the supply network to avoid the high pressures that would be caused in the pipes by the difference in height between the different levels. The valves and instrumentation necessary to maintain the safety and control of the network are also determined.

The entire design proposal is based on the economic and technical limitations of such a project in an environment of these characteristics, and on the understanding that the initial approach may undergo modifications during its execution on site.

Key words: water supply, water quality, Development Aid, Human Right to Water, water treatment, SDG 6.

1. INTRODUCCIÓN

El presente proyecto nace como consecuencia de la colaboración entre el grupo de cooperación Sistemas de Agua y Saneamiento para el Desarrollo de la Universidad Politécnica de Madrid y la ONG burgalesa Kivu Jambo-Proyecto Rubare, cuya misión principal es la reducción de las desigualdades y la promoción del desarrollo de la isla de Idjwi, en la República Democrática del Congo. Esta colaboración tiene como meta el mejorar el acceso a los servicios básicos de agua de una comunidad en dicha isla, tratando así de favorecer el desarrollo mencionado.

El agua se plantea como un factor básico en el proceso de desarrollo de los pueblos y cumple con diversas funciones, tanto sociales: producción agrícola e industrial, consumo humano, usos culturales; como naturales, siendo un recurso insustituible.

La carencia de agua de calidad suficiente para el consumo se traduce en una serie de consecuencias, directas e indirectas, sobre los individuos y las sociedades en su conjunto.

En la Figura 1 se aprecia cómo las regiones con un grado de desarrollo superior, presentan un mayor porcentaje de cobertura de suministro de agua gestionado de manera segura.

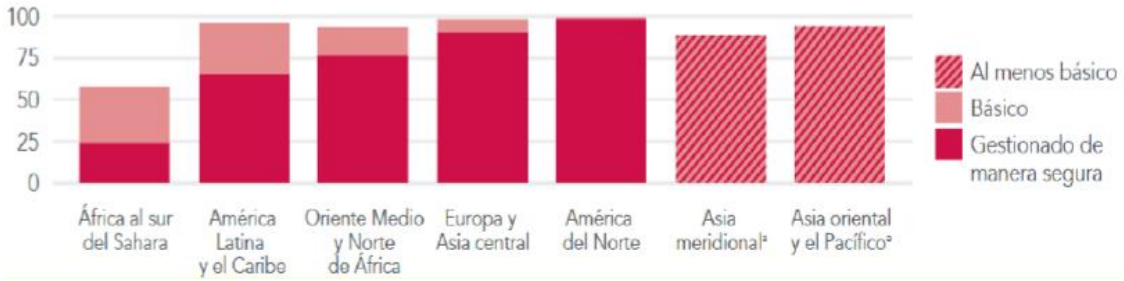


Figura 1: Acceso al suministro básico de agua gestionado de manera segura, 2015 (% de la población) [1]

Las intervenciones en Cooperación para el Desarrollo en materia de agua, tratan de dotar a los pueblos de las herramientas necesarias para favorecer su desarrollo a través de colaboraciones con las comunidades receptoras. Por lo tanto, no se debe confundir la Cooperación con la caridad, pues se debe entender como un trabajo horizontal en el que ambas partes trabajan por un objetivo común.

A la hora de proceder a una intervención de estas características, se debe atender con prudencia a la viabilidad técnica y económica, así como a las condiciones culturales y sociales de la comunidad beneficiaria del proyecto. Es por ello que, aunque este Trabajo Final de Máster tiene una esencia puramente ingenieril, se desarrolla desde un enfoque basado en el lazo Ingeniería-Sociedad [2], el cual se define como el nexo que une los espectros técnico y social, en el que el diseño se realiza de forma posterior al trabajo con las comunidades y la identificación de sus necesidades y condiciones.

2. OBJETIVOS

El objetivo general de esta propuesta es la mejora del acceso a los servicios básicos de agua potable y su consecuente efecto en la salud de la población beneficiaria y en el desarrollo de ésta. Esta mencionada mejora se pretende conseguir mediante el diseño de un sistema de distribución de agua apta para el consumo que permita abastecer una serie de puntos de agua accesibles para la población, evitando de esta forma, por una parte, el kilométrico desplazamiento que los habitantes de la comunidad debían recorrer, así como el consumo de agua de calidad insuficiente.

Se trata de un trabajo con una serie de limitaciones técnicas y económicas que obligan a explorar alternativas con el fin de simplificar su diseño y ejecución, por lo que la búsqueda de un método de acondicionamiento de agua para consumo, adecuado al contexto, se plantea como el principal objetivo específico del proyecto.

3. EL AGUA COMO ELEMENTO FUNDAMENTAL PARA EL DESARROLLO

3.1 El Derecho Humano Al Agua (DHA)

En el mes de julio del año 2010, la Asamblea General de Naciones Unidas reconoce de forma explícita en la Resolución 64/292 el Derecho Humano al agua y al saneamiento. De esta manera, se reafirma que el agua limpia y el saneamiento son elementos esenciales para la consecución de todos los Derechos Humanos, exhortando con ello a organizaciones internacionales, partes interesadas locales y Estados a facilitar los recursos financieros y técnicos necesarios para contribuir a dotar de un suministro de agua potable y saneamiento accesible, asequible, aceptable, suficiente y saludable, con especial énfasis en las regiones en vías de desarrollo [3]. La Tabla 1 muestra la descripción de cada uno de los criterios definidos para el cumplimiento del DHA.

Tabla 1: Criterios normativos sobre el Derecho Humano al Agua

Accesible	Servicio de agua físicamente al alcance de todo individuo
Asequible	El agua y sus servicios deben tener un coste asumible para todos y todas
Aceptable	El agua debe presentar olor, color y sabor aceptable para los usos personal y doméstico
Suficiente	La dotación de agua debe ser tal que se garantice la cobertura de las necesidades en materias básicas de salud e higiene
Saludable	El agua debe estar libre de contaminantes que puedan dañar la salud de quien la consuma

Esta declaración se considera el hito reciente más significativo en la lucha contra la crisis mundial del agua, y es que la Organización Mundial de la Salud estima en unos 2200 millones de personas las que carecen de acceso a servicios de agua gestionados de una forma segura, y apunta que para el año 2025 la mitad de la población de planeta vivirá en riesgo de escasez del recurso, a pesar de las múltiples declaraciones políticas y los numerosos avances tecnológicos.

Como se mencionaba anteriormente, el acceso al agua es un elemento fundamental para el cumplimiento de los demás Derechos Humanos, debido a su carácter transversal y su relación directa con aspectos como la alimentación, el desarrollo económico, el medio ambiente, la salud o la igualdad de género: la distancia que de media recorren niñas y mujeres africanas para recoger agua es de unos 6 km diarios, lo cual afecta de forma directa al desempeño de sus tareas educativas o laborales, además de la exposición a asaltos que supone el trayecto.

Garantizar el DHA requiere que se entienda el agua no como un bien de mercado, sino como un derecho que posee todo ser humano y que por lo tanto debe ser cubierto sin buscar el lucro [4].

El cumplimiento del DHA exige una acción coordinada en la que se señalen las situaciones de vulneración del derecho, de forma que, por un lado, se fortalezcan las capacidades de los titulares del derecho, y por otro lado el resto de actores faciliten la tecnología y recursos necesarios para encarar de forma conjunta el reto que supone garantizar el cumplimiento del este derecho esencial [5].

3.2 La influencia del agua en la salud

El impacto de las enfermedades vinculadas al agua sobre los países en desarrollo tiene un efecto atroz, no únicamente sobre la supervivencia de las personas, sino también en el desarrollo de las regiones, debido a que dificulta la posibilidad de superar el ciclo de la pobreza [6].

El consumo de agua no gestionada de manera segura, así como el uso de sistemas de saneamiento deficientes, lleva en la mayoría de los casos a la aparición y transmisión de enfermedades como la disentería, el cólera y otras diarreas o la fiebre tifoidea [7].

Según datos de la OMS al año cerca de un millón de personas mueren de diarrea [7] como consecuencia de un agua insalubre, de un saneamiento no suficiente o de una higiene de manos deficiente, y es la segunda mayor causa de mortalidad en menores de cinco años. Esta situación se genera por la presencia y persistencia de agentes patógenos (virus, protozoos, bacterias y helmintos) en el agua, originado en gran parte por la ausencia de un sistema de saneamiento seguro [8], [9].

Pero el consumo directo de agua no es la vía exclusiva de transmisión de patógenos, sino que existen otros medios a través de los cuales se produce este fenómeno, como una higiene corporal deficiente, la falta de lavado de manos, la ingesta de productos alimenticios lavados con agua contaminada o condiciones ambientales insalubres, hechos que afectan con una dureza mayor a las regiones en desarrollo.

A pesar de que el impacto sobre la salud no es el mismo para todos los patógenos, la bacteria *Escherichia coli* es probablemente el indicador de contaminación fecal más extendido para el control de la calidad de las aguas. En las tablas 2 y 3 se presentan las principales bacterias transmitidas por el agua y las principales enfermedades relacionadas con el agua:

Tabla 2: Principales bacterias transmitidas por el agua [10]

Bacteria	Fuente	Período incubación	Duración	Síntomas clínicos
Salmonela typhi	Heces, orina	7-28 días	5-7 días	Fiebre, tos, náuseas, cefalea, vómito y diarrea
Escheruchia coli	Heces	8-24 horas	1-2 semanas	Diarrea, fiebre, cefalea, mialgias, dolor abdominal, heces mucosas y con sangre
Shigella	Heces	1-7 días	4-7 días	Diarrea con sangre, fiebre, síntomas tóxicos, retortijones, convulsiones…
Vibrio Cholerae	Heces	9-72 horas	3-4 días	Diarrea acuosa, vómito, deshidratación
Aerómonas	Heces	Desconocido	1-7 días	Diarrea, dolor abdominal, náuseas, cefalea…

Tabla 3: Principales enfermedades transmitidas por el agua [10]

Enfermedad	Extensión geográfica	Número de casos anuales	Defunciones por año
Ascariasis	África, Asia y América Latina	250 millones	60.000
Hepatitis A	Todo el mundo	600.000 – 3 millones	2.400 – 12.000
Cólera	Sudamérica, África y Asia	384.000	20.000
Fiebre paratifoidea y tifoidea	80% Asia, 20 % América Latina y África	16 millones	600.000

Se concluye, por lo tanto, que la inversión en los servicios de agua y saneamiento de calidad es una de las formas más eficientes y menos costosas de mejorar la salud pública, por lo que ambos retos deben ser encarados de forma conjunta.

3.3 El agua y la salud en los países en desarrollo

Las desigualdades económicas y sociales en países en desarrollo y su relación con el uso de agua de calidad no apta para el consumo, es uno de los mayores desafíos en materia de agua a nivel global. La falta de recursos económicos, la baja tasa educativa, la carencia de centros de salud y la priorización de otros factores con respecto al agua, limitan la mejora y el mantenimiento de los servicios de agua. En la Figura 2 se presenta el porcentaje de población con acceso a servicios de agua potable gestionados de manera segura a nivel global en el año 2020. Se aprecia cómo la vulneración del DHA es particularmente fuerte en África Subsahariana y en África Central

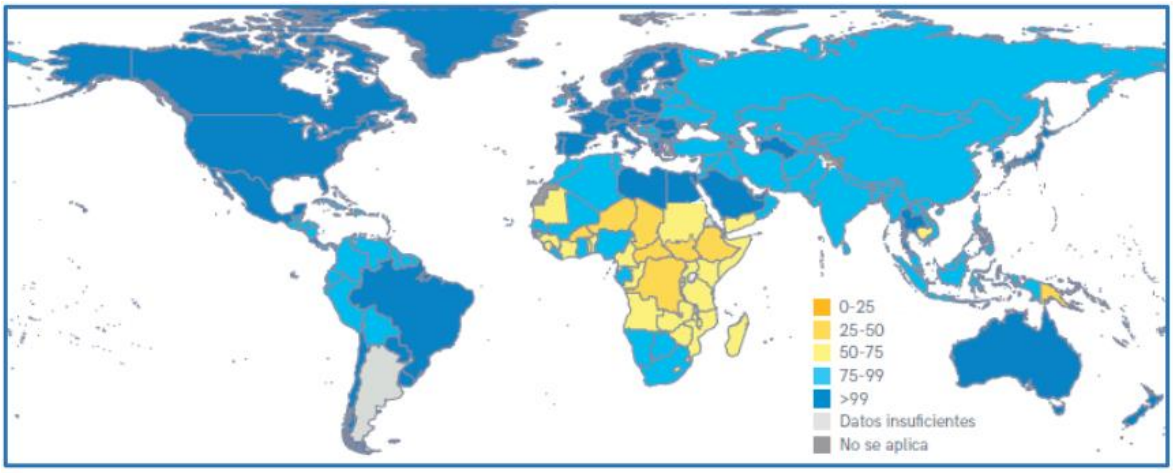


Figura 2: Porcentaje de población usando servicios de agua gestionados de forma segura (2020) [11]

La estrecha relación entre la salud y el agua provoca que los países que según la Figura 2 tienen una cobertura de agua segura menor al 75%, están expuestos a un riesgo mayor de enfermedades transmitidas por el agua, y según el informe del Banco Mundial del año 2021, a pesar de que ha disminuido a la mitad en los últimos 20 años, el África Subsahariana tiene el mayor ratio de mortalidad infantil del planeta [12].

3.4 El agua en la agenda 2030

En septiembre del año 2000 los países miembros de las Naciones Unidas, asumieron una alianza mundial en la que se establecieron 8 objetivos en los cuales se reconocían una serie de problemas globales, así como una agenda operativa para lograr cumplir dichos objetivos. La lista de propósitos que conformaban dicha agenda son los que se reconocen como Objetivos de Desarrollo del

Milenio y establecieron como meta lograr cumplir los 8 objetivos planteados.

Sin embargo, aunque esta agenda produjo avances importantes en el desarrollo global, tenía ciertas carencias: enfoque únicamente hacia países pobres; consideración de la economía como único requisito para el desarrollo; tareas repartidas de forma desigual… Finalmente, en septiembre del año 2015 se establece la denominada Agenda 2030, en la que se fijan unos nuevos objetivos de aplicación universal, los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), donde los esfuerzos de los países se acentúan para tratar de poner fin a la pobreza en todas sus formas, así como reducir la desigualdad (Figura 3). Y todo ello teniendo como lucha común la que se bate contra el cambio climático. A diferencia de las que la precedían, la Agenda 2030 incluye como actores, además de a los Estados, a la empresa privada, a las ONGs y a la sociedad en general, asumiendo que todo el mundo debe tomar parte de esta lucha, pues el objetivo de la Agenda es común y no individual.

Figura 3: Objetivos de Desarrollo Sostenible [13]

La Agenda 2030 tiene como ODS número 6 garantizar la disponibilidad de agua limpia y saneamiento gestionados de forma segura para todas las personas.

Este ODS 6 plantea una serie de metas concretas a cumplir antes de 2030 para lograr la totalidad del Objetivo, y que se podrían resumir en los siguientes aspectos [13]:

- Asegurar un acceso universal al agua y al saneamiento seguros.
- Mejorar la calidad del agua reduciendo la contaminación de ésta.
- Promover un uso y una gestión más eficientes de los recursos hídricos.

- Proteger los ecosistemas relacionados con el agua, incluidos bosques y montañas.
- Ampliar la Cooperación Internacional y el apoyo a países en desarrollo.
- Fortalecer la participación de las comunidades locales en la gestión del agua.

Sin embargo, a pesar de que se trate de objetivos independientes, la Agenda en su conjunto tiene un carácter integral, donde el cumplimiento de cada meta alimenta y se ve alimentada por las demás. En la Figura 4 se muestra la relación del ODS 6 con el resto de objetivos de la Agenda 2030:

Figura 4: Relación del ODS 6 con el resto de ODS de la Agenda 2030 [14]

4.ELEMENTOS FUNDAMENTALES DE UN SISTEMA DE ABASTECIMIENTO DE AGUA.

Los sistemas de agua potable siguen una secuencia operacional cuyas etapas se definen en la Tabla 4:

Tabla 4: Secuencia operacional de los sistemas de agua potable [15]

ETAPA	OPERACIÓN
Captación	Captación de aguas subterráneas
	Captación de aguas superficiales
Acondicionamiento	Potabilización
Conducción	Transporte de agua potable a red de distribución
Distribución	Almacenamiento
	Red de distribución

4.1 Captación

Se define como captación el punto o los puntos de origen de las aguas empleadas para abastecimiento, así como aquellas obras de distinta naturaleza que han de realizarse para su recogida.

Dependiendo del origen del agua utilizada, se distinguen captaciones de aguas superficiales y captaciones de aguas subterráneas.

1) Captación de aguas superficiales

Se incluyen dentro de esta clasificación las aguas captadas de lluvia, las aguas tomadas de arroyos y ríos, así como aquellas de lagos y embalses [15].

- **Captación de aguas pluviales**: Los sistemas de captación de agua de lluvia constan de una zona de recogida, normalmente tejados o eras debidamente dispuesta para la recogida, y un posterior recipiente de almacenamiento (Figura 5). Se trata de una solución a menudo adecuada para contextos en desarrollo, dado que ahorraría el gasto en obra civil [6], [16].

Figura 5: Sistema de recogida, filtrado y almacenamiento de agua de lluvia en tejados [17][18]

- **Captaciones en ríos y arroyos**: antes de proceder a decidir si serán útiles como fuente de abastecimiento, se deben valorar las precipitaciones de la cuenca, la superficie de ésta, el coeficiente de escorrentía y la capacidad de campo de ésta. La forma de tomar el agua de arroyos y ríos varía según el caso desde la apertura de pozos en los márgenes del cauce hasta la construcción de presas y azudes (Figura 6) [15].

Figura 6: Captación de agua superficial en Kigoma, Tanzania[12]

[12] Autor: Mancebo Piqueras, J. A. – ISF, 2008

- **Captación de agua en embalses y lagos**: la toma se realizaría mediante la construcción de torres toma o a través de tuberías unidas directamente a la impulsión. Con el objetivo de realizar la toma con las mayores garantías posibles, conviene ubicarla a la suficiente profundidad y alejada de la orilla [15].

2) Captación de agua subterránea

Tradicionalmente se ha intentado captar agua superficial por su mayor sencillez a la hora de hacer la captación, por tratarse de caudales conocidos, etc. Sin embargo, hay ocasiones en las que la toma superficial de agua es demasiado complicada por las condiciones del terreno o que simplemente es más adecuado y más sencillo tomar el agua de fuentes subterráneas. Además, dado que la contaminación afecta más directamente a las aguas superficiales, surgió la necesidad de buscar alternativas a las tomas de aguas superficiales [15].

Algunos ejemplos de toma de aguas subterráneas podrían ser las captaciones de manantiales o la apertura de pozos y sondeos.

- **Captación en manantiales:** en primer lugar, se debe identificar el tipo de manantial del que se va a tomar agua (de emergencia, de afloramiento o de grietas o filón) pues dependiendo de ello la obra de captación precisará de unos requerimientos u otros. Las tomas para la captación deben construirse con materiales inertes para evitar la obstrucción de las venas líquidas. En las obras de captación de manantiales, se debe prestar especial atención a la impermeabilización para impedir la contaminación de las aguas por penetración de aguas externas o elementos extraños, así como cualquier cambio en la calidad del agua como consecuencia de empleo de materiales inadecuados en la construcción. En la Figura 7 se muestra, de manera esquemática, la obra de captación de un manantial.

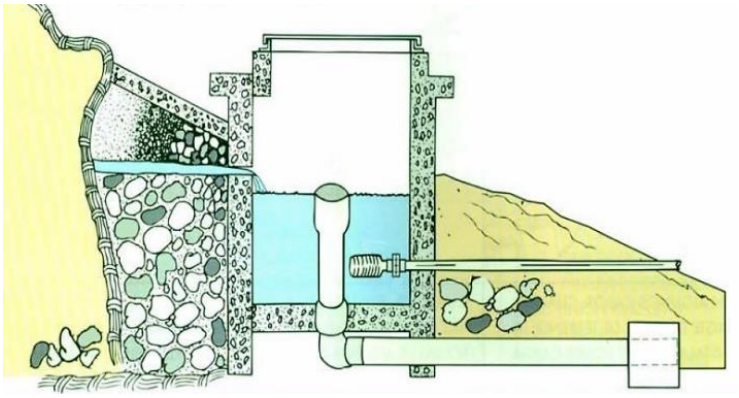


Figura 7: Esquema captación en manantial [19]

- **Pozos y sondeos**: se trata de perforaciones realizadas en terreno con el fin de proceder a la toma de agua subterránea o a la investigación hidrogeológica. La construcción de los pozos engloba dos etapas: la perforación y acondicionamiento del mismo y el posterior equipamiento electromecánico.

4.2. Transporte de agua

La etapa de conducción de agua es determinante en el coste final del abastecimiento. Se puede diferenciar entre sistemas de transporte por gravedad, sistemas de transporte por impulsión o bombeo y sistemas mixtos [15], [20].

- Los **sistemas de transporte por gravedad** son aquellos que se basan en la diferencia de cotas entre el punto inicial y el punto final de la línea de conducción, siendo la cota del primer punto mayor que la del segundo, por lo que el agua llega a su destino por acción de la gravedad. Este tipo de sistemas se plantean como la mejor opción, dado que no precisan de equipos de bombeo, no presentan costes energéticos asociados y el mantenimiento es de menor coste.

- Cuando el transporte por gravedad no es factible, la alternativa es la instalación de un **sistema de transporte de agua por bombeo**, en el que los equipos de bombeo, como las bombas centrífugas serán las encargadas de impulsar el agua hasta el punto de destino. Estos sistemas suponen una inversión importante, tanto en el propio equipo de bombeo, como en los costes energéticos asociados a su funcionamiento.

- Los **sistemas mixtos de transporte de agua** se instalan en aquellos casos en los que las condiciones permiten el transporte por gravedad, pero cuentan con equipos de impulsión auxiliares para ocasiones puntuales.

4.3. Potabilización

La potabilización, en términos generales, consiste en la eliminación de sustancias potencialmente tóxicas para el consumo humano. El proceso de acondicionamiento de agua variará según el origen de la misma y se llevará a cabo en estaciones de tratamiento de agua potable (ETAP). Las etapas de cada ETAP dependerán de la calidad del agua cruda.

4.3.1. Pretratamiento

Se trata de la primera etapa de acondicionamiento de agua y tiene por objetivo evitar en la medida de lo posible el arrastre de arena, es decir, la retirada de grava, arenas y partículas minerales del flujo de agua, evitando de esta manera las consecuencias de la acumulación de sólidos en las conducciones [21].

4.3.2. Coagulación-floculación

Tras la captación y desarenado, el agua aún puede presentar cierta turbidez, color y suspensiones de partículas que deben ser retiradas. Esto puede hacerse por decantación

y filtración, pero si la concentración es elevada, conviene realizar también un proceso de coagulación-floculación para facilitar los mencionados procesos de decantación y filtración [21], [22].

- Coagulación: consiste en la desestabilización de partículas cargadas que conforman la suspensión coloidal mediante la adición de agentes coagulantes ($Al_2(SO_4)_3$, $FeCl_3$…). Se debe tener en cuenta que el tiempo necesario para esta operación es normalmente corto, por lo que se ve favorecida por una agitación rápida para facilitar la mezcla.

- Floculación: se trata de la unión o agregación de coágulos entre sí una vez éstos se han formado. Este proceso tiene lugar con la adición de floculantes y se ve favorecido por una agitación lenta. Se distinguen dos formas de agregación:

    - Floculación pericinética: generada por el movimiento natural de las moléculas de agua e inducido por la energía térmica.

    - Floculación ortocinética: basado en las colisiones de las partículas debido a una energía exterior que provoca el movimiento del agua.

4.3.3. Sedimentación

La sedimentación consiste en la separación de las partículas sólidas del fluido por deposición de éstas en el fondo del sedimentador. Este proceso se basa en la reducción de la velocidad del agua de manera que se vea favorecida la decantación de los sólidos hacia el fondo del equipo. Para lograr un rendimiento razonable de la operación, el tiempo de residencia de las partículas en el tanque, debe ser mayor que el tiempo que dichos sólidos tarden en llegar al fondo [22].

En los sedimentadores, el agua clarificada se recoge por la parte superior del equipo, mientras que los fangos generados son retirados por el fondo del mismo.

Este proceso se ve condicionado por diferentes factores: tamaño de las partículas, densidad del medio, velocidad del agua, geometría del sedimentador, etc [22].

Según su geometría, existen diferentes tipos de sedimentadores, siendo los más utilizados los rectangulares y los circulares.

4.3.4. Filtración

La filtración es otra de las operaciones de separación solido-líquido más empleadas en la potabilización de aguas. En ella, el flujo de agua atraviesa un lecho filtrante en el que quedarán retenidas las partículas que no han sido retiradas en las operaciones anteriores [23], [24].

Los filtros más comúnmente utilizados son los de lecho de arena, tanto en los países desarrollados como en el mundo en desarrollo [6], [16]. En ellos, se pueden diferenciar dos opciones de filtrado:

- Filtración lenta: en ellos la velocidad de filtración es inferior a 0,2 m/h y se emplean para flujos pequeños. En la parte

superior del equipo se genera una lámina biológica en la cual tiene lugar la degradación de la materia orgánica.

- Filtración rápida: la velocidad de filtración en estos filtros puede ser de hasta 50 m/h. Las partículas se van acumulando a lo largo del lecho y se requiere de un aporte de energía externo para aumentar la presión del proceso.

4.3.5. Desinfección

La desinfección es la última etapa del proceso de acondicionamiento de agua para consumo. Consiste en la eliminación de los microorganismos patógenos, potencialmente dañinos para la salud, que están presentes en el agua.

La desinfección puede lograrse mediante diferentes métodos:

- Adición de agentes químicos: existen diferentes compuestos de carácter biocida:
    - Compuestos clorados: se trata del método de desinfección más utilizado por la serie de ventajas que ofrece: actúa rápido, aplicación y manejo sencillos, bajo coste y efecto desinfectante residual.

      La cloración puede realizarse mediante la adición de distintos compuestos clorados.
        - Cloro gas. La reacción del cloro en agua viene definida por la reacción:

$$Cl_2 + H_2O \rightleftarrows HClO + HCl$$

$$HClO \rightleftarrows ClO^- + H^+$$

        - Hipoclorito sódico. Es el producto desinfectante más empleado y actúa según la reacción:

$$NaClO + H_2O \rightleftarrows HClO + Na^+ + OH^-$$

$$HClO \rightleftarrows ClO^- + H^+$$

    - Ozono: se trata de un oxidante un 150% más potente que el cloro [25] y con un espectro antimicrobiano más amplio que este [26]. Requiere de un tiempo de contacto corto y las dosis empleadas son de en torno a 0,5 ppm. Entre sus principales desventajas cabe destacar que tiene un tiempo de vida medio corto, por lo que debe producirse *in-situ*, y no posee efecto desinfectante residual.

- Desinfección UV [27]: para que este método de desinfección sea eficaz, se requiere un agua con unos niveles bajos de turbidez y una también baja cantidad de materia orgánica e iones disueltos, ya que estas sustancias pueden absorber la radiación ultravioleta. El fundamento de la desinfección mediante radiación ultravioleta se basa en la inactivación de los microorganismos como consecuencia del daño fotoquímico que la radiación provoca sobre sus ácidos nucleicos.

Aunque se han mencionado las etapas de un proceso típico de potabilización de agua,

existen otras muchas operaciones que se han de valorar según su idoneidad para cada contexto: ósmosis inversa, adsorción, intercambio iónico, fitorremediación, biofiltros, etc.

4.4. Almacenamiento y distribución

El agua tratada previamente al suministro se almacena en depósitos, que en abastecimiento se definen como aquellas estructuras aptas para contener cierto volumen de agua, con las instalaciones adicionales necesarias para cumplir con las funciones para las cuales se haya diseñado ese depósito [15], [28], que, resumiendo, podrían ser:

- Almacenar el agua.
- Regular caudal.
- Regular presión en la red.
- Ofrecer seguridad al abastecimiento.
- Asegurar el mantenimiento de la calidad del agua.

El suministro de agua desde los depósitos hasta los puntos de consumo se efectúa por medio de una red de distribución, cuyo fin es garantizar que exista el caudal necesario, la presión y la calidad necesarias [15], [20].

Los sistemas de redes de distribución pueden reducirse a tres fundamentales:

- **Red ramificada:** Consiste en una arteria maestra o tubería principal de la que derivan arterias secundarias, de las cuales a su vez derivan tuberías de tercer o cuarto orden, cada vez menores (Figura 8). Este tipo de red tiene el gran inconveniente de que una avería en la misma deja en seco toda la red a partir del punto averiado. Por lo tanto, se trata de un sistema poco aconsejable, recomendado únicamente en zonas rurales que requieran puntos de agua muy dispersos.
- **Red reticulada o mallada**: En este sistema, los ramales de la red anterior se unen y el agua puede llegar a cada punto por varios caminos (Figura 8). Presenta el problema de la indeterminación del sentido de la circulación, pero tiene la ventaja de que, en caso de avería, el agua llegaría al resto de la red por otros caminos.
- **Red mixta**: Resultado de la combinación de los dos tipos de red descritos anteriormente (Figura 8).

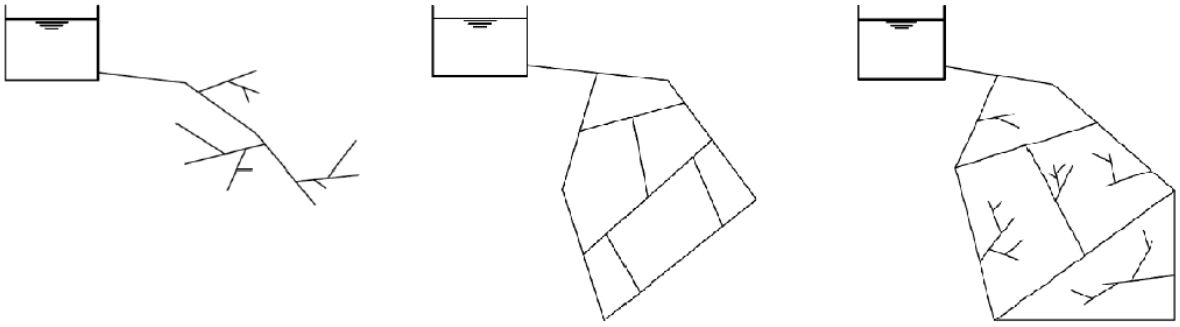


Figura 8: Red ramificada, reticulada y mixta de distribución de agua[13]

Es complicado dar criterios para la adopción de un sistema u otro, pues depende de varios factores, como el trazado de la ciudad o la ubicación de los depósitos y su carácter, entre otros.

5. CALIDAD DEL AGUA Y PROYECTOS DE AGUA EN COOPERACIÓN PARA EL DESARROLLO

El agua se constituye como un factor fundamental e insustituible para la vida. El aumento de la población mundial, la crisis migratoria, el crecimiento de la pobreza y la contaminación y la mala gestión hacen que el agua potable sea cada día un recurso más limitado [29]. Se requiere, por lo tanto, una gestión y control de la calidad de los recursos hídricos frecuentes y detallados, así como de los sistemas de abastecimiento y distribución de agua, de forma que se asegure la calidad necesaria para el consumo y se facilite la toma de decisiones en lo relativo a los tratamientos adecuados.

La calidad del agua está definida por el conjunto de características físicas, químicas, biológicas y radiológicas del agua que la hacen apta o no apta para su uso:

- Parámetros físicos
  - Olor
  - Temperatura
  - Color
  - Sabor
  - Turbidez
  - Conductividad
- Parámetros químicos
  - pH
  - Demanda química de oxígeno (DQO)
  - Demanda biológica de oxígeno (DBO)
  - Oxígeno disuelto
  - Cloro residual
  - Acidez

[13] Elaboración propia

- Alcalinidad
- Dureza

- Parámetros biológicos
  - Bacterias (coliformes fecales, *E. Coli*, etc.)
  - Algas
  - Protozoos
  - Virus
- Parámetros radiológicos
  - Núcleos radiactivos

El asegurar un control de calidad y una gestión del recurso y de los sistemas adecuados, supone un desafío aún mayor en los contextos en desarrollo.

En Cooperación para el Desarrollo, las intervenciones en el ámbito del agua a menudo sufren de una carencia de datos importante en lo relativo a índices de calidad del agua, lo cual tiene su consecuencia sobre la toma de decisiones al respecto. La falta de datos relativos a la calidad del agua puede traducirse en el fracaso de un proyecto o en que éste tenga un impacto menor que el esperado. La carencia de recursos y personal para la realización de análisis y la ausencia general de laboratorios en este tipo de contextos son la principal razón de esta falta de datos iniciales.

Es por ello que toda intervención de este tipo debe hacerse de una manera transversal e integral, incluyendo desde aspectos como la sensibilización, capacitación y formación de la comunidad receptora en materia de calidad del agua hasta la ejecución de la obra y el mantenimiento de la misma.

Por otra parte, los proyectos de Cooperación deben tener en cuenta las necesidades y capacidades de las comunidades receptoras para llevar a cabo el mantenimiento y la operación de las tecnologías propuestas, por lo que se ha de estudiar con prudencia qué es lo más adecuado para cada contexto, atendiendo a criterios económicos, técnicos y de viabilidad y sostenibilidad. En general, recurrir a sistemas y tecnologías alternativas y de bajo coste (SODIS, fitorremediación, biofiltros…) puede plantearse como una opción óptima.

6. ANÁLISIS TERRITORIAL DE LA ZONA DE ESTUDIO

6.2. República Democrática del Congo

La República Democrática del Congo (RDC) se encuentra localizada en el corazón del continente africano. En su mayor parte, el país está regado por la cuenca del río Congo, el cual es el segundo más caudaloso del mundo y el quinto más largo [30]. La República Democrática del Congo está situada en una inmensa meseta y forma parte del África de los Grandes Lagos: lago Tanganika, lago Kivu y lago Eduardo.

Se trata del segundo país más extenso de África (por detrás de Argelia) con una extensión de 2.344.858 km^2, por lo que sus fronteras limitan con hasta nueve países: Angola, Burundi, República Centroafricana, República del Congo, Ruanda, Sudán del Sur, Tanzania, Uganda y Zambia (Figura 9). Tiene

una población total de 90.377.986 personas [31], de los cuales, aproximadamente unos 14 millones viven en su capital, Kinshasa.

Figura 9: Situación geográfica y división territorial de la República Democrática del Congo [32]

El idioma oficial de la RDC es el francés. Sin embargo, conviven hasta cuatro lenguas nacionales: Swahili, Lingala, Kikongo y Tshiluba.

Si bien no existe religión oficial, la gran mayoría de la población practica distintas formas de cristianismo, entre las cuales la más extendida es la católica.

En el ámbito económico, la RDC presenta una renta per cápita de 478 USD y un PIB de 50.000 millones de USD repartido según se expresa en la Tabla 5:

Tabla 5: Reparto PIB según sectores en la RDC [32]

Sector	% PIB
Sector primario	21%
Sector secundario	48%
Sector terciario	31%

La principal actividad económica en la República Democrática del Congo es el sector

minero, siendo un país inmensamente rico en recursos minerales. Dentro del sector minero, el cobalto y el coltán se han convertido en los más importantes atractivos económicos, y es que, aunque hay cierta controversia en lo referido a los datos, en la RDC se encuentra un importante porcentaje de las reservas de coltán del planeta [33].

Sin embargo, contrasta con esta inmensa riqueza en mineral y en materia prima, la situación de pobreza extrema en la que vive un alto porcentaje de la población, y es que la tasa de pobreza se mantiene cercana al 80% [34] y hasta 15,6 millones de personas requieren de ayuda humanitaria [35]. El Índice de Desarrollo Humano (IDH) de la República Democrática del Congo es de 0,480, lo cual se entiende como bajo y sitúa al país en el puesto nº 176 de un total de 189 países [36].

El número de desplazados internos asciende a más de 5 millones de personas y cerca de 1 millón se encuentran refugiados en países vecinos.

Figura 10: Ubicación de la región de Kivu en la RDC

Se considera a la RDC como el país con mayores recursos hídricos de África, dado que posee más del 50% de las reservas del continente [32]. Sin embargo, pese a ser tan rico en este recurso, se enfrenta a una crisis aguda de suministro de agua potable. Se estima que únicamente el 26% de su población tiene acceso a sistemas de agua potable gestionados de manera segura, un dato muy inferior al 60% promedio del África subsahariana [37]. Las inversiones insuficientes, el deterioro de infraestructuras y los conflictos producto de la inestabilidad social han derivado en una serie de consecuencias sobre los servicios de agua y saneamiento, así como sobre la salud pública.

6.3. La región de Kivu

La antigua provincia de Kivu, hoy dividida en Kivu del Norte y Kivu del Sur, comprende la región oriental de la RDC que rodea al lago Kivu en la zona limítrofe con Ruanda (Figura 10).

La región ha sido escenario de constantes conflictos armados. La *Guerra del Coltán* (1998-2003), también conocida como la *Segunda Guerra del Congo* o la *Gran Guerra de África* involucró a 9 naciones distintas, numerosas facciones armadas y provocó la muerte de 4 millones de personas. Pese a la finalización oficial del conflicto, la situación continúa siendo del todo inestable, y continúan surgiendo focos violentos. Las continuas escaramuzas y su consecuencia sobre los servicios básicos se cobran la vida de más de 100 personas diarias [38].

Desde 2004 la *Guerra del Kivu* enfrenta a las Fuerzas Armadas de la República Democrática del Congo (FARDC) y el ejército rebelde del Congreso Nacional por la Defensa del Pueblo (CNDP), comandado por Laurent Njunda [39].

En el conflicto también se han involucrado las Fuerzas Democráticas para la Liberación de Ruanda (FDLR), entre cuyas filas contaban con miembros que dirigieron el genocidio de Ruanda. La inestabilidad de la zona debida a las disputas entre los diversos grupos étnicos de la región, unida a los intereses externos sobre la que es una de las regiones más ricas en minerales del planeta, ha provocado que el conflicto se alargue hasta día de hoy sin que la paz se vea como un escenario cercano. De hecho, en marzo del año 2022 se produjo la ofensiva del M23 [40] en la que el *Movimiento 23 de marzo* atacó diversas aldeas de la región de Kivu Norte, enfrentándose a las FARDC. La ofensiva originó el desplazamiento de miles de refugiados, y es que, de los más de 5 millones de desplazados internos en la RDC, cerca de 2 millones lo son en la región de Kivu Norte [41].

Una de las principales razones que alimenta el conflicto en la zona, es la riqueza mineral de su suelo, y es que la región de Kivu cuenta con importantes reservas de coltán, oro, diamantes o tungsteno [42] (Figura 11).

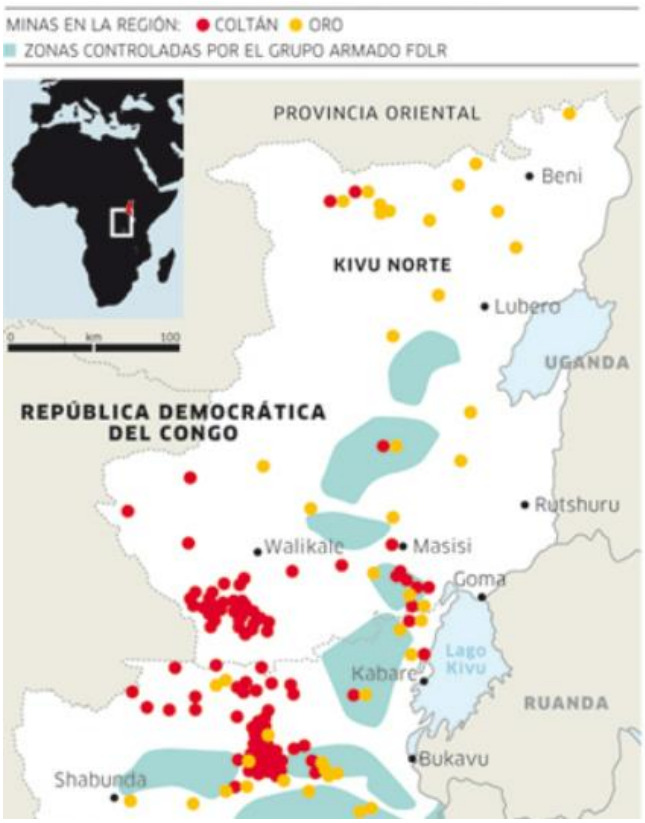


Figura 11: Ubicación de minas y grupos armados en la RDC [43]

Sin embargo, la actividad minera se realiza a menudo sin respetar los Derechos Humanos, trabajando en condiciones infrahumanas y empleando para ello a niños, impidiendo su formación escolar y generando miseria [44].

Esta actividad minera, del todo irregular, tiene un impacto ambiental atroz: fragmentación de bosques, deforestación, contaminación de suelos y degradación de la calidad del agua de los acuíferos y del lago Kivu. Un reciente estudio, llevado a cabo en el año 2020, evidenció este último hecho: en la Tabla 6 se muestran los resultados obtenidos en el análisis de muestras de agua en diversos puntos de la costa ruandesa del lago Kivu, observándose cómo la mayoría de los parámetros se encuentran por encima de los niveles considerados aptos para agua de consumo:

Tabla 6: Concentración media de metales pesados (µg/L) en diferentes muestras de agua tomadas del lago Kivu, en superficie y a 40 m de profundidad [45]

Profundidad (m)	Pb	Cd	Cu	Cr	Mn	Hg
Ubicación: Rusizi						
0	28,26	8,84	6,98	200,52	740,00	0,0155
40	23,13	7,68	7,87	205,73	673,47	0,013
Ubicación: Karongi						
0	28,47	7,53	4,44	160,51	680,74	0,0018
40	26,66	7,32	4,88	153,32	683,56	0,0021
Ubicación: Rubavu						
0	27,15	9,72	6,77	176,49	611,63	0,028
40	21,64	9,30	7,58	165,57	623,08	0,0855

.

En la Figura 12 se muestran los tres puntos de los que se tomaron las muestras de agua:

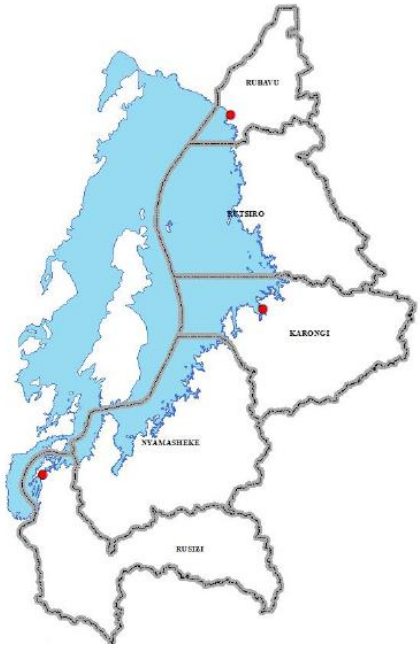


Figura 12: Ubicación de cada uno de los tres puntos de toma de muestras de agua para análisis[45]

6.4. La isla de Idjwi

La isla de Idjwi con sus 285 km^2 es la de mayor extensión de las que se encuentran en el interior del lago Kivu (Figura 13). Cuenta con una población de unas 220.000 personas y sus principales actividades económicas son la agricultura (yuca, piña y batata), el café y la pesca [46].

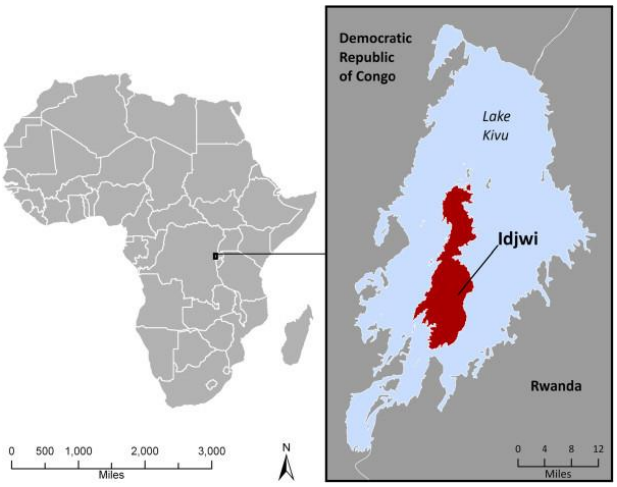


Figura 13: Localización de la isla de Idjwi en la RDC [46]

El aislamiento en el que geográficamente se encuentra la isla, ha permitido que dentro del caos de violencia y conflictos que supone la región de Kivu, Idjwi se erija como un remanso de tranquilidad, aunque también se enfrenta a los problemas propios de la zona: tensiones interétnicas y sociales, falta de servicios, pobreza…

La situación de paz en la zona no es fruto de la casualidad, sino del esfuerzo llevado a cabo en las propias comunidades por parte de asociaciones e individuos particulares por dotar a la isla de cierta independencia y generar un clima con una cultura de paz real [47].

Como se mencionaba anteriormente, esta condición de aislamiento en la que se encuentra la isla, no la hace ajena de los problemas de la región. La intensa minería de la zona afecta directamente a la calidad del agua del lago (ver Tabla 6) haciéndola no apta para su consumo. Este hecho obliga a los y las habitantes a buscar otras fuentes de agua segura y tener que recorrer largas distancias para ello, con todas las consecuencias que este hecho implica. No obstante, afortunadamente, y aunque lejos de algunos núcleos poblacionales, la isla cuenta en su parte interior con diversos manantiales con agua de calidad suficiente para su consumo.

El aislamiento citado con anterioridad tiene, obviamente, su parte negativa: se trata de un lugar remoto y de difícil acceso en el que los puntos de agua segura y el saneamiento gestionado de forma segura apenas existen, como tampoco un abastecimiento energético de calidad. Es por ello que, aunque no se trate de un país prioritario para la Cooperación Española [48], se precisa un esfuerzo por parte de los actores globales para cumplir con la premisa de *no dejar a nadie atrás* que define al Desarrollo Humano [36].

7. PROPUESTA DE PROYECTO

Se plantea el diseño de una red de distribución de agua por gravedad para abastecer la demanda de una comunidad de unas 1600

personas en la población de Bumpeta, a orillas del lago Kivu, en la costa oeste de la isla de Idjwi (Figura 14). El agua se captará de un manantial y será conducida hasta un depósito de almacenamiento, que será diseñado de forma que se favorezca el proceso de decantación de los posibles sólidos presentes en el agua. Desde dicho depósito de almacenamiento, el agua caerá por gravedad a través de tubería de polietileno de alta densidad de diferentes diámetros hasta los diferentes puntos de consumo.

Figura 14: Vista sobre mapa de la red ramificada de distribución (Google Earth Pro)

En la Figura 15 se muestra la localización de una escuela y una serie de casas en las que se plantea la ubicación de puntos de agua:

Figura 15: Vista de la población beneficiaria del proyecto

7.2. Estimación de caudal

En primer lugar, se debe conocer el número de personas a las que se pretende abastecer. Según datos proporcionados por personal local, este número asciende a unas 1600 personas.

Para contrastar este dato, se emplea la aplicación Population Explorer, con la cual se obtiene el resultado mostrado en la Figura 16:

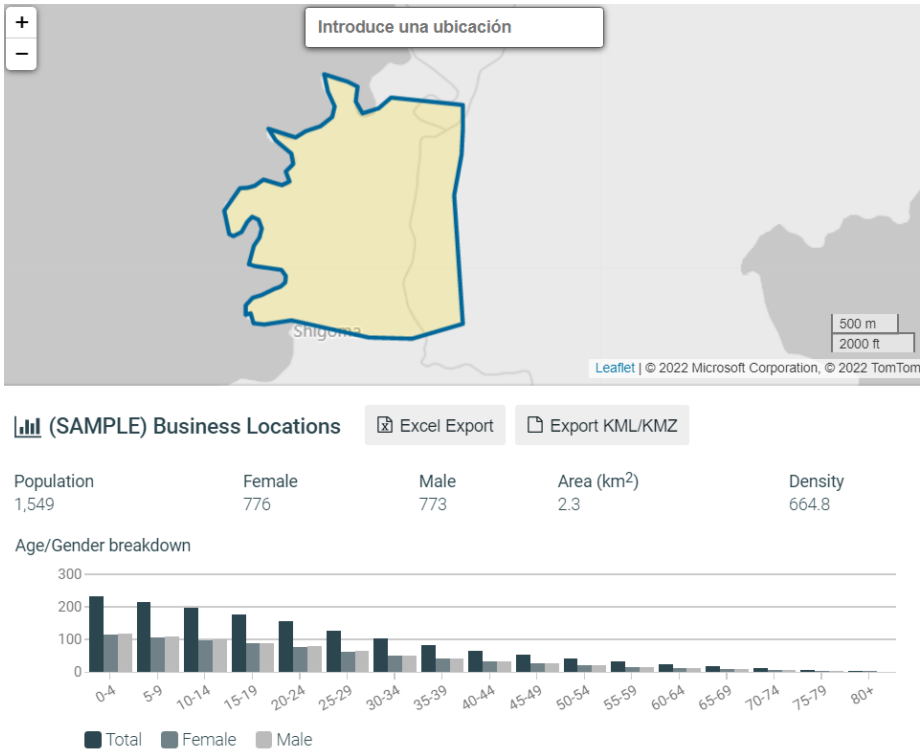


Figura 16: Estimación de población según la aplicación *Population explorer*

Sin embargo, para la estimación de caudal necesario, se tendrá en cuenta el crecimiento poblacional a 10 años vista, aplicando una tasa de crecimiento del 3%, correspondiente a la República Democrática del Congo [49].

$$P_0 \approx 1600\ hab$$

$$P_t = P_0 \cdot (1 + r)^t \qquad \textbf{(1)}$$

$$P_t = 1600 \cdot (1 + 0{,}03)^{10}$$

$$P_t = 2150\ hab$$

Los organismos internacionales (OMS, ONU) recomiendan establecer una dotación de $50\ \frac{L}{hab \cdot día}$ [50]. Por tanto, el volumen diario necesario sería el calculado en la ecuación 2:

$$V\left(\frac{m^3}{día}\right) = nº\ hab \cdot dotación\ \left(\frac{L}{hab \cdot día}\right) \qquad \textbf{(2)}$$

$$V\left(\frac{m^3}{día}\right) = 2150\ hab \cdot \frac{50\ L}{hab \cdot día} \cdot \frac{1\ m^3}{1000\ L} = 107{,}5\ \frac{m^3}{día}$$

7.3. Captación

A pesar de que, durante la intervención en terreno, el planteamiento inicial puede sufrir importantes modificaciones en función de la viabilidad de ejecución e idoneidad de la propuesta, se sugiere la construcción de una captación en manantial como la que se aprecia en la Figura 17:

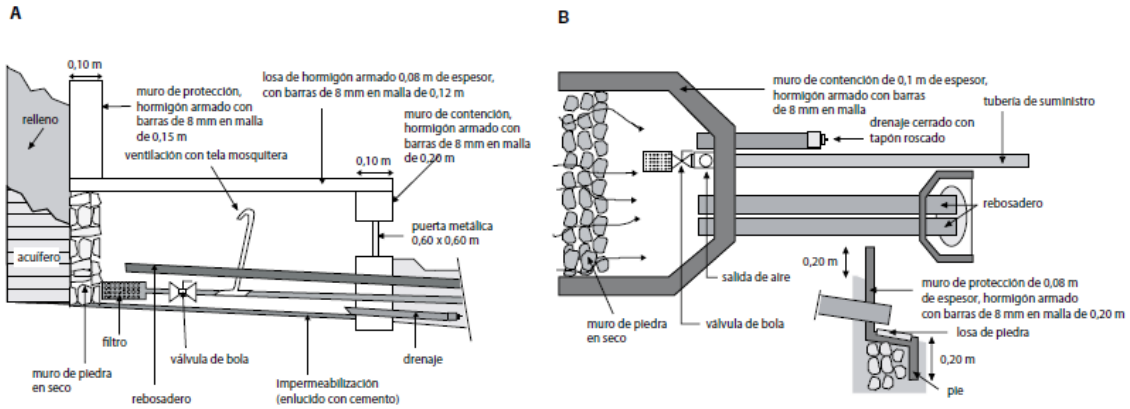


Figura 17: Cámara de captación en manantial. A: sección; B: planta [16].

18.

7.4. Diseño de la red de distribución

A la hora de proceder con el diseño, se han de tener en cuenta una serie de consideraciones:

- Se debe evitar que la presión de la red sobrepase los 50 metros de columna de agua [15], pues es la presión máxima de diseño de un grifo convencional. Para ello, se diseñan cámaras de rotura de presión en los puntos que, atendiendo a esta condición, se consideren necesarios.
- Para que el suministro se considere aceptable, la presión en cada punto de agua debe estar por encima de 5 metros de columna de agua [6].
- Para evitar la sedimentación de partículas sólidas en tubería, se debe intentar que la velocidad por el interior de las mismas sea superior a 0,6 m/s [15].
- Se debe instalar como mínimo un punto de agua por cada 150 habitantes [16].

$$n_{ptos\ agua} = hab \cdot \frac{ptos\ agua}{hab} \quad \textbf{(3)}$$

$$n_{ptos\ agua} = 2150 \cdot \frac{1}{150} = 14\ ptos$$

A estos 14 puntos de agua se sumarán a la red de distribución aquellos que abastecerán las 6 casas que se encuentran a orillas del lago, las cuales contarán con 2 grifos cada uno, por lo que el total de grifos será 26.

Por lo tanto, se propone la distribución de puntos de agua mostrada en la Figura 18. La tubería irá enterrada unos 40 cm – 60 cm.

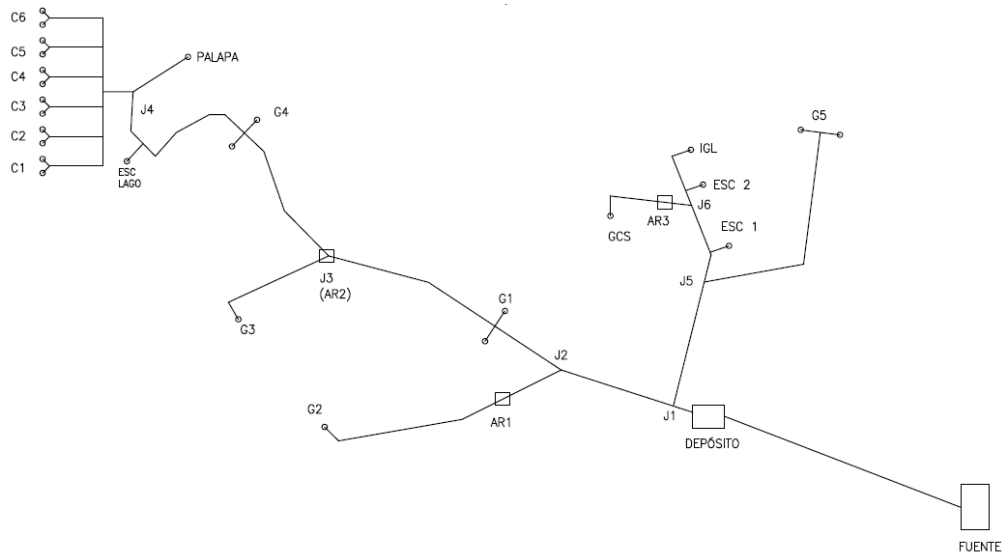


Figura 18: Distribución de los puntos de agua[14]

A continuación, se procede a diseñar la red de distribución empleando el programa *Cálculo red*, creado por el profesor de la Universidad Politécnica de Madrid José Antonio Mancebo. Para ello, se emplean los caudales máximos que circularán por cada tramo de tubería, y siguiendo el diagrama que se muestra a continuación (Figura 19), se calculará la presión residual en cada punto:

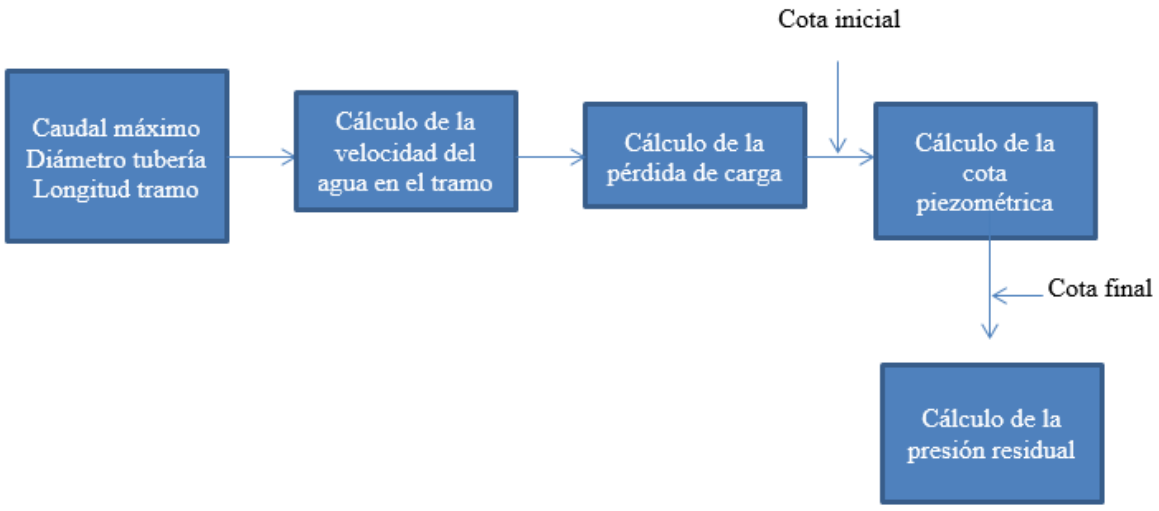


Figura 19: Metodología para el cálculo de las presiones residuales en la red

[14] Elaboración propia

Para el ejemplo de cálculo (Tabla 7), se toma el tramo de tubería entre el depósito y el punto J1:

Tabla 7: Datos ejemplo de cálculo para el diseño de la red de abastecimiento

Q (L/s)	D (mm)	L (m)	Hi (m)	Zf (m)
1	40	536 m	1625	1605

$$v\left(\frac{m}{s}\right) = \frac{Q\left(\frac{m^3}{s}\right)}{A(m^2)} \quad \textbf{(4)}$$

$$v\left(\frac{m}{s}\right) = \frac{1\frac{L}{s} \cdot \frac{1\ m^3}{1000\ L}}{\pi \cdot \frac{(0{,}04\ m)^2}{4}} = 0{,}80\frac{m}{s}$$

$$Pérdida\ de\ carga: \Delta H(m) = f \cdot \frac{L \cdot v^2}{D \cdot 2g} \quad \textbf{(5)}$$

$$\Delta H(m) = 0{,}02 \cdot \frac{536\ m \cdot \left(0{,}80\frac{m}{s}\right)^2}{(40 \cdot 10^{-3})m \cdot 2 \cdot 9{,}81\frac{m}{s^2}} = 8{,}66\ m$$

$$Cota\ piezométrica: H_f(m) = \quad \textbf{(6)}$$
$$= H_i(m) - \Delta H(m)$$
$$H_f(m) = 1625\ m - 8{,}66\ m = 1616{,}34\ m$$

$$P_{residual}(m) = H_f(m) - Z_f(m) \quad \textbf{(7)}$$

$$P_{residual}(m) = 1616{,}34\ m - 1605\ m =$$
$$= 11{,}34\ mca$$

Se diseña la red de abastecimiento repitiendo el proceso para todos los tramos. En la Tabla 8 se resumen los resultados obtenidos:

Tabla 8: Resultados diseño red de abastecimiento

RED RAMIFICADA DE KIVU						
TRAMO TUB	**CAUDAL l/s**	**LONG. (m)**	**D (mm)**	**VELOC.(m/s)**	**COTA Zf (m)**	**hf (mca)/P resid**
Fuente - Depósito	1	536	40	0,80	1605,00	11,34
Depósito - J1	6,5	501	75	1,47	1585,00	5,24
J1-J5	1,5	550	63	0,48	1549,00	39,18
J5 - Esc1	1	43	32	1,24	1542,00	44,06
Esc1 - J6	0,75	124	32	0,93	1537,00	45,62
J6 - Esc2	0,5	65	32	0,62	1539,00	42,82
Esc2 - Iglesia	0,25	223	20	0,80	1540,00	34,62
J6 - AR3	0,25	25	20	0,80	1536,00	37,81
AR3					1536,00	
AR3 - CS	0,25	198	20	0,80	1508,00	21,60
J5-G5	0,5	569	32	0,62	1539,00	42,17
J1 - J2	5	220	63	1,60	1558,00	23,08
J2 - G1	4,75	210	63	1,52	1545,00	28,18
G1 - J3	4,25	265	63	1,36	1519,00	46,20
J3					1519,00	
J3 - G4	4	340	63	1,28	1483,00	26,93
G4 - Esc Lago	3,5	260	63	1,12	1471,00	33,62
Esc Lag - J4	3,25	40	63	1,04	1470,00	33,92
J4 - C1	0,5	20	20	1,59	1471,00	30,33
J4 - C2	0,5	20	20	1,59	1470,00	31,33
J4 - C3	0,5	20	20	1,59	1470,00	31,33
J4 - C4	0,5	20	20	1,59	1470,00	31,33
J4 - C5	0,5	20	20	1,59	1470,00	31,33
J4 - C6	0,5	20	20	1,59	1470,00	31,33
J4 - Palapa	0,25	40	20	0,80	1472,00	28,04
J2 - AR1	0,25	124	20	0,80	1534,00	43,07
AR1					1534,00	
AR1 - G2	0,25	346	20	0,80	1487,00	35,82
J3 - G3	0,25	249	20	0,80	1479,00	31,96

En la figura 20 se muestra el esquema de la red de distribución con sus distintos puntos de agua. Se debe tener en cuenta que algunos de estos puntos son dobles y contarán, por lo tanto, con dos grifos. Un grifo convencional aporta un caudal máximo de unos 0,25 litros por segundo. En la Tabla 9 se recogen los datos de cada punto de agua

Tabla 9: Singularidades puntos de agua

Nombre	**Símbolo**	**Caudal (L/s)**	**h (m)**
Punto de agua 1	G1	0,5	1545
Punto de agua 2	G2	0,25	1487
Punto de agua 3	G3	0,25	1479
Punto de agua 4	G4	0,5	1483
Punto de agua 5	G5	0,5	1539
Punto de agua Escuela 1	Esc1	0,25	1542
Punto de agua Escuela 2	Esc2	0,25	1539
Punto de agua iglesia	Iglesia	0,25	1540

Punto de agua Escuela lago	Esc Lago	0,25	1471
Punto de agua palapa	Palapa	0,25	1472
Punto de agua Centro Social	GCS	0,25	1508
Punto de agua Casa 1	C1	0,5	1471
Punto de agua Casa 2	C2	0,5	1470
Punto de agua Casa 3	C3	0,5	1470
Punto de agua Casa 4	C4	0,5	1470
Punto de agua Casa 5	C5	0,5	1470
Punto de agua Casa 6	C6	0,5	1470

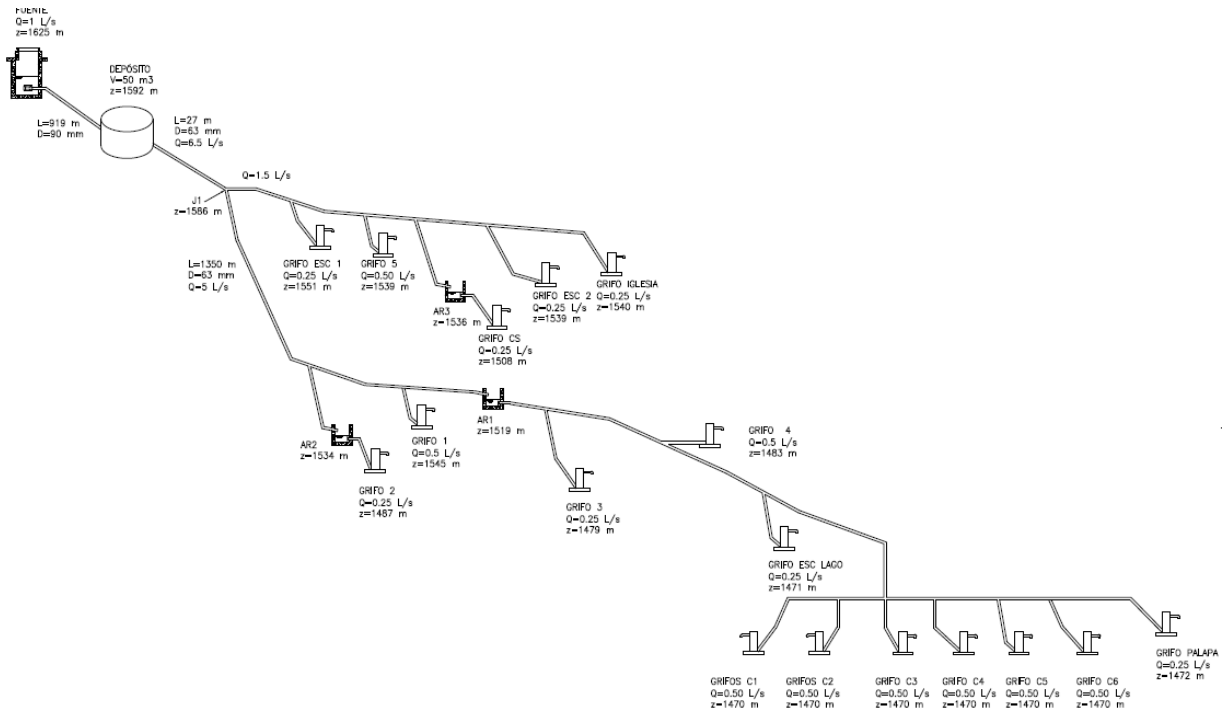


Figura 20: Red de distribución[15]

En la figura 20 se detalla la configuración constructiva de los puntos de agua:

[15] Elaboración propia

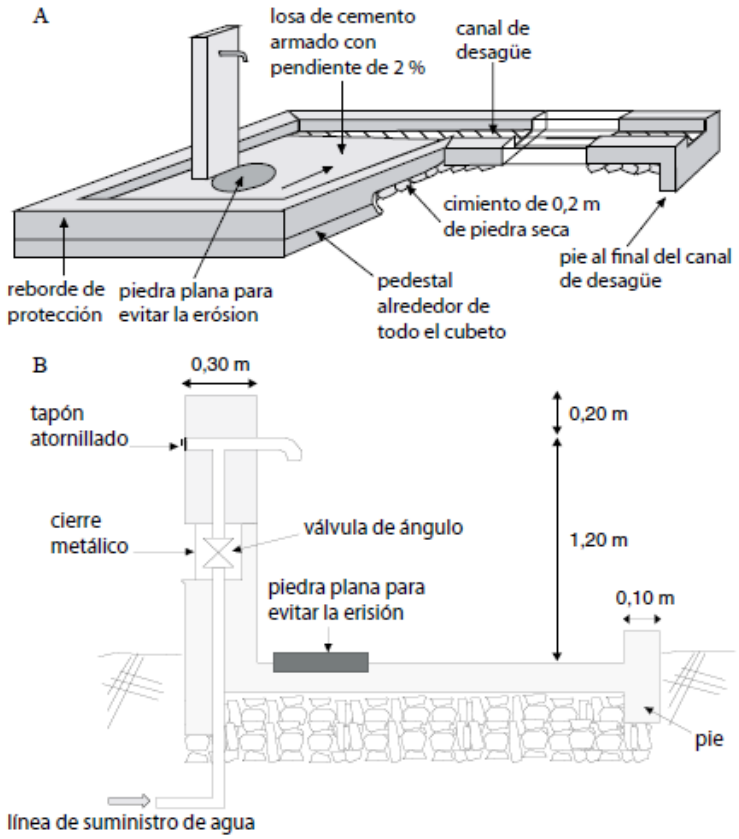


Figura 21: Pedestal de fuente con un caño. A: vista general; B: sección [16]

7.5. Diseño arquetas de rotura

Debido a la diferencia de cota entre el depósito de almacenamiento y los diferentes puntos de agua, la presión en la red alcanzaría valores superiores a 50 metros de columna de agua, la cual es la máxima presión admisible en un grifo convencional. Para evitar esto, se instalarán diferentes cámaras de rotura de presión (Break Pressure Tanks o BPT) a lo largo de la línea de abastecimiento. En estas cámaras, la presión relativa de la red se iguala a 0 (presión atmosférica), estableciéndose así un nuevo nivel hidrostático (Figura 21).

En las Figuras 14 y 18 se observa la situación de las tres arquetas de rotura que se proponen para este sistema.

En cuanto a las dimensiones de las cámaras de rotura, éstas tendrán un área de 1 m^2 y su altura se determinará en función de la altura de carga requerida para la circulación por la tubería de salida:

$$H_{BPT}(m) = a(m) + B_L(m) + h(m) \quad \textbf{(8)}$$

Tabla 10: Simbología arqueta de rotura

a	Altura mínima
B_L	Borde libre
h	Altura de carga requerida

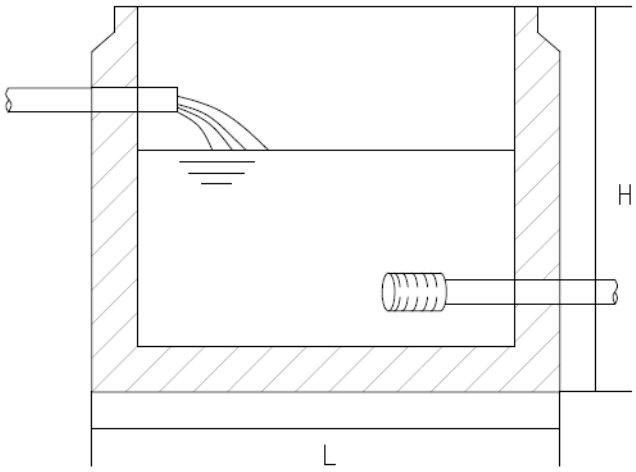


Figura 22: Esquema cámara de rotura de presión

$$h(m) = 1{,}56 \cdot \frac{v^2}{2 \cdot g} \quad \textbf{(9)}$$

Para el caso de la arqueta de rotura *AR1*, donde la velocidad de entrada es de $v = 0{,}8 \frac{m}{s}$ (ver tabla 9), la altura de carga requerida será la siguiente:

$$h_{AR1}(m) = 1{,}56 \cdot \frac{0{,}8^2}{2 \cdot 9{,}81} = 0{,}05\ m$$

Sin embargo, por razones de diseño y facilidad de mantenimiento, se establece una h mínima de 40 cm. Por lo tanto:

$$H(m) = 0{,}1\ m + 0{,}4\ m + 0{,}4\ m = \\ = 0{,}9\ m \quad \textbf{(10)}$$

En la Tabla 11 se resumen las dimensiones de las tres arquetas de rotura, calculadas de la misma forma:

Tabla 11: Dimensiones cámaras de rotura de presión

Cámara de rotura	Altura H (m)	Ancho A (m)	Largo L (m)
AR1	0,9	1	1
J3	0,9	1	1
AR3	0,9	1	1

Las arquetas se ejecutarán en hormigón.

7.6. Depósito

El depósito de almacenamiento de agua será de hormigón armado y el mortero será hidrófugo. Tendrá el volumen suficiente para satisfacer las necesidades de consumo de agua de la población a abastecer, es decir, unos 50 m^3.

Asimismo, deberá cumplir con las funciones propias del depósito [15]:

- Almacenamiento de agua.
- Regulación de caudal.
- Regulación de presión.

Sin embargo, además de estas funciones, el depósito se diseñará de forma que favorezca la sedimentación de los sólidos que puedan llegar arrastrados por el agua. Esto no implica que se trate de un sedimentador propiamente dicho, por lo que no se emplearán los criterios de diseño para sedimentadores.

Para favorecer la sedimentación en depósito, se tendrán en cuenta una serie de consideraciones:

- La velocidad de sedimentación de las partículas sólidas en el agua debe ser mayor que el factor de carga del depósito.
- El tiempo de retención será tal que permita la sedimentación de la mayoría de los sólidos.
- La salida de agua no se situará en el fondo del depósito, sino que será a través de una poceta con cierta elevación sobre el fondo del tanque, de manera que se evite el arrastre de sólidos hacia la tubería de salida.

Para proceder al diseño, en primer lugar, se calcula la velocidad de sedimentación de las partículas sólidas presentes en el agua. Atendiendo a la bibliografía el suelo presente en la zona es de *Nitisoles dítricos* [51]. El perfil típico de estos suelos es tipo ABtC, cuya descripción morfológica viene resumida en la tabla 12:

Tabla 12: Descripción morfológica para el suelo tipo Nitisoles Dístricos [52]

Horizonte	Descripción morfológica
A1	0-8 cm; pardo a pardo oscuro (10yr4/3), en húmedo; francoarenoso; estructura migajosa, fina, moderadamente desarrollada, moderadamente friable en húmedo; frecuentes raíces, medias; límite neto y plano.
A2	8-15 cm; pardo amarillento (10yr5/4), en húmedo; francoarenoso; estructura migajosa, media, fuertemente desarrollada, moderadamente friable en húmedo; frecuentes raíces, medias; límite neto y plano.
AB	15-30 cm; pardo amarillento (10yr5/8), en húmedo; francoarcillo-arenoso; estructura subangular, media, moderadamente desarrollada, moderadamente friable en húmedo; escasas raíces, gruesas; límite gradual y ondulado.
B1	30-55 cm; pardo amarillento (10yr5/8), en húmedo; arcilloso; estructura angular, media, moderadamente desarrollada, moderadamente firme en húmedo; escasas raíces, finas; límite gradual.
B2T	25-220 cm; rojo oscuro (2.5yr3/6), en húmedo; arcilloso; estructura angular, gruesa, fuertemente desarrollada, muy firme en húmedo; escasas raíces, finas; límite difuso.
B3	220-250 cm; rojo amarillento (5yr4/6), en húmedo; francoarcilloso; estructura subangular, media, moderadamente desarrollada, moderadamente firme en húmedo; límite gradual.
C	> 250 cm; rojo amarillento (5yr5/6), en húmedo; francoarcilloso, moderadamente firme en húmedo.

La relación arena-limo-arcilla para cada textura se recoge en la Tabla 13:

Tabla 13: Relación arena-limo-arcilla para cada tipo de suelo [53]

Tipo de suelo	Textura	Relación arena-limo-arcilla	Símbolo
Livianos	Arenoso	90-5-5	A
	Arenoso franco	80-15-5	aF
Medios	Franco arenoso	65-25-10	Fa
	Franco	40-40-20	F
	Franco limoso	20-65-15	FL
	Franco arcilloso arenoso	35-35-30	FAa

Pesados	Franco arcilloso	35-30-35	FA
	Franco arcilloso limoso	10-35-55	FAL
	Limoso	10-85-5	L
	Arcillo arenoso	55-5-40	Aa
	Arcillo limoso	5-50-45	AL
	Arcilloso	10-20-60	A

Por lo tanto, se estima el tamaño medio de partícula atendiendo a esta relación de composición y con los datos de la tabla 14.

Tabla 14: Tamaños de partículas del suelo

Partícula	Tamaño (mm)
Arena	0,05 - 2
Limo	0,002 – 0,05
Arcilla	<0,002

$$D_{p\,medio} = 0{,}65 \cdot (0{,}3 \cdot 10^{-3} m) + \\ +0{,}25 \cdot (30 \cdot 10^{-6}) + \\ +0{,}1 \cdot (3 \cdot 10^{-6}) = 2 \cdot 10^{-4}\, m \quad \textbf{(11)}$$

Por su parte, la densidad aparente de los suelos francoarenosos es de $\rho_s = 1330 \frac{kg}{m^3}$ [9]. Por lo tanto, empleando la ecuación 12 para el cálculo de la velocidad sedimentación se obtiene que:

$$v_s\left(\frac{m}{s}\right) = \frac{D_p^2 \cdot (\rho_s - \rho) \cdot g}{18 \cdot \mu} \quad \textbf{(12)}$$

$$v_s\left(\frac{m}{s}\right) = \\ = \frac{(2 \cdot 10^{-4}\, m)^2 \cdot \left(1330 \frac{kg}{m^3} - 1000 \frac{kg}{m^3}\right) \cdot 9{,}81 \frac{m}{s^2}}{18 \cdot 0{,}001\, Pa \cdot s} = \\ = 7{,}91 \cdot 10^{-3} \frac{m}{s}$$

Para favorecer la sedimentación en el depósito, la velocidad de sedimentación de las partículas deberá ser mayor que el factor de carga del depósito.

$$t_s(s) \leq t_r(s) \quad \textbf{(13)}$$

$$\frac{h(m)}{v_s\left(\frac{m}{s}\right)} \leq \frac{V(m^3)}{Q\left(\frac{m^3}{s}\right)} \rightarrow v_s\left(\frac{m}{s}\right) \geq \\ \geq \frac{h(m) \cdot Q\left(\frac{m^3}{s}\right)}{V(m^3)}$$

$$q\left(\frac{m^3}{m^2 \cdot s}\right) = \frac{Q\left(\frac{m^3}{s}\right)}{A_s(m^2)} \quad \textbf{(14)}$$

$$v_s \geq q \quad \textbf{(15)}$$

Por razones constructivas, en este tipo de proyectos no conviene que la altura de los depósitos sea superior a 2,5 m [6]. Adicionalmente, dado que la sedimentación se

ve favorecida en tanques con poca profundidad, se decide determinar una altura de 2 m.:

$$V(m^3) = h(m) \cdot A_s(m^2) \quad \textbf{(16)}$$

$$A_s(m^2) = \frac{V(m^3)}{h(m)} = \frac{50\ m^3}{2\ m} = 25\ m^2$$

Se comprueba que $v_s\left(\frac{m}{s}\right) \geq q\left(\frac{m^3}{m^2 \cdot s}\right)$:

$$q\left(\frac{m^3}{m^2 \cdot s}\right) = \frac{1\frac{L}{s} \cdot \frac{1\ m^3}{1000\ L}}{25\ m^2} = 4 \cdot 10^{-5}\frac{m^3}{m^2 \cdot s} < v_s\left(\frac{m}{s}\right)$$

Con el objetivo de tratar de cumplir con las relaciones dimensionales establecidas en la literatura para sedimentadores rectangulares de flujo horizontal [21], se propone una longitud de depósito $L = 8\ m$. Con ello y mediante la ecuación 17, se obtiene la anchura del depósito:

$$A(m^2) = L(m) \cdot b(m) \quad \textbf{(17)}$$

$$b(m) = \frac{A(m^2)}{L(m)} = \frac{25\ m^2}{8\ m} = 3{,}125\ m \approx 3{,}5\ m$$

El tiempo de retención queda definido por la ecuación 18, en la cual se toma el caudal medio de consumo estimado para la población a abastecer:

$$t_r(h) = \frac{V(m^3)}{Q_{salida}\left(\frac{m^3}{h}\right)} \quad \textbf{(18)}$$

$$t_r(h) = \frac{50\ m^3}{43\frac{m^3}{día} \cdot \frac{1\ día}{24\ h}} = 28\ h$$

En la tabla 15 se recogen las dimensiones resultantes del diseño, así como las relaciones dimensionales del sedimentador:

Tabla 15: Dimensiones y relaciones dimensionales del depósito

Volumen (m^3)	50
L (m)	8
h (m)	2
b (m)	3,5
t_r (h)	28
L/h	4
L/b	2,28

La Figura 23 muestra, de manera esquemática, las dimensiones del depósito sedimentador diseñado:

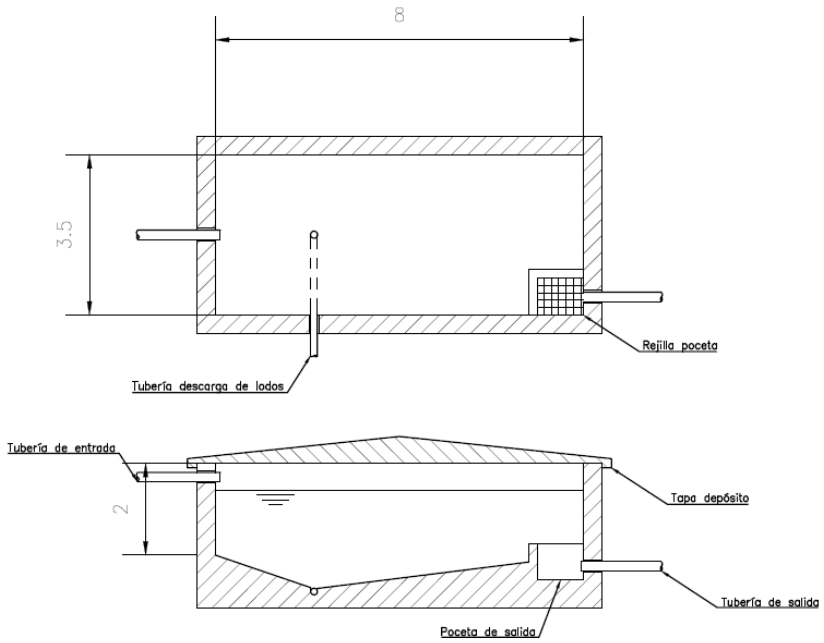


Figura 23: Esquema depósito[16]

7.7. Valvulería e instrumentación

A pesar de tratarse de un diseño que tiene como limitante la viabilidad tanto técnica como económica y en el que se pretende que el sistema sea lo más sencillo posible, es necesario instalar una serie de válvulas e instrumentos de control que permitan el funcionamiento seguro de la red:

- Se instalarán válvulas de seccionamiento que permitan aislar los diferentes tramos de tubería, con el objetivo de facilitar el mantenimiento de la instalación. Dichas válvulas podrán ser de bola o de mariposa, en función de lo más viable en términos económicos.
- Se instalarán válvulas de venteo en los puntos altos para evacuar el aire o los vapores que pueda haber en la tubería. Las válvulas de venteo tendrán un diámetro de la mitad de la tubería principal e irán instaladas tras una Te y una válvula de corte.
- Para el vaciado de lodos acumulados en la tubería, se instalarán válvulas de purga de lodos o de purga de fondo en los puntos más bajos de la red.
- A la entrada de cada punto de agua, se instalará una válvula de seccionamiento.
- A la salida del depósito de almacenamiento se instalará un limitador de caudal, pues ayudará a diagnosticar fugas en la red.
- En el depósito y en las arquetas de rotura de presión se instalarán válvulas de flotador que eviten la entrada de agua en dichos equipos cuando alcancen un determinado nivel.

En el P&ID elaborado para este sistema (Anexo I) se detalla la posición de la

[16] Elaboración propia

valvulería en la red, así como las conducciones y equipos.

7.8. Estudio de costes

La estimación de costes se realiza atendiendo únicamente a los costes de material y personal para la ejecución de la obra (Tablas 16 y 17).

No se consideran los costes de operación dado que está previsto que las tareas de mantenimiento estén a cargo de miembros de la propia población, pues al tratarse de un sistema sin elemento electromecánicos, el trabajo no tendrá una complejidad elevada.

Tabla 16: Relación de costes de material [54], [55]

Descripción	Unidad	Cantidad	Precio/u (€)	Precio total (€)
Tubería Polietileno DN75	m	700	5,58 €	3.906,00 €
Tubería Polietileno DN63	m	2700	4,08 €	11.016,00 €
Tubería Polietileno DN40	m	760	1,73 €	1.314,80 €
Tubería Polietileno DN32	m	1200	1,03 €	1.236,00 €
Tubería Polietileno DN20	m	1900	0,53 €	1.007,00 €
Válvula de bola DN75	ud	2	137,65 €	275,30 €
Válvula de bola DN63	ud	25	80,19 €	2.004,75 €
Válvula de bola DN40	ud	3	31,81 €	95,43 €
Válvula de bola DN32	ud	5	22,84 €	114,20 €
Válvula de bola DN20	ud	35	10,69 €	374,15 €
Válvula de bola DN10	ud	2	5,25 €	10,50 €
Válvula de flotador DN63	ud	2	156,40 €	312,80 €
Válvula de flotador DN40	ud	2	91,59 €	183,18 €
Válvula de flotador DN20	ud	3	26,22 €	78,66 €
Válvula de venteo DN32	ud	6	29,40 €	176,40 €
Válvula de venteo DN20	ud	2	9,05 €	18,10 €
Válvula de venteo DN10	ud	2	9,05 €	18,10 €
Válvula de retirada de lodos DN75	ud	2	449,31 €	898,62 €
Válvula de retirada de lodos DN63	ud	4	449,31 €	1.797,24 €
Válvula de retirada de lodos DN40	ud	2	135,18 €	270,36 €
Válvula de retirada de lodos DN32	ud	2	99,81 €	199,62 €
Codo Polietileno 90º DN63	ud	18	21,34 €	384,12 €
Codo Polietileno 90º DN40	ud	6	9,82 €	58,92 €
Codo Polietileno 90º DN32	ud	11	6,48 €	71,28 €
Codo Polietileno 90º DN20	ud	48	3,63 €	174,24 €
Te Polietileno 75x63	ud	8	61,26 €	490,08 €
Te Polietileno 63x50	ud	18	32,08 €	577,44 €
Te Polietileno 32	ud	8	9,41 €	75,28 €
Te Polietileno 20	ud	16	5,52 €	88,32 €
Te Polietileno 40x32	ud	6	14,68 €	88,08 €
Te Polietileno 32x40	ud	2	14,68 €	29,36 €

Descripción	Unidad	Cantidad	Precio/u (€)	Precio total (€)
Te Polietileno 32x25	ud	7	9,41 €	65,87 €
Te Polietileno 63	ud	7	32,21 €	225,47 €
Manguito Polietileno DN75	ud	15	36,77 €	551,55 €
Manguito Polietileno DN63	ud	50	21,38 €	1.069,00 €
Manguito Polietileno DN40	ud	15	9,82 €	147,30 €
Manguito Polietileno DN32	ud	25	6,28 €	157,00 €
Manguito Polietileno DN20	ud	40	3,63 €	145,20 €
Reducción Polietileno 75x63	ud	5	36,77 €	183,85 €
Reducción Polietileno 63x50	ud	10	20,66 €	206,60 €
Reducción Polietileno 63x40	ud	5	20,66 €	103,30 €
Reducción Polietileno 63x32	ud	10	20,66 €	206,60 €
Reducción Polietileno 63x20	ud	10	20,66 €	206,60 €
Reducción Polietileno 50x40	ud	6	13,74 €	82,44 €
Reducción Polietileno 40x32	ud	6	9,82 €	58,92 €
Reducción Polietileno 32x20	ud	10	6,28 €	62,80 €
Reducción Polietileno 1"x1/2" HM	ud	7	1,49 €	10,43 €
Grifo ½"x ¾ "	ud	20	12,20 €	244,00 €
Entronque compresión 75x2 1/2 macho	ud	4	21,48 €	85,92 €
Entronque compresióm 63x2" mcho	ud	50	12,19 €	609,50 €
Entronque compresión 40x1 1/4 macho	ud	60	6,02 €	361,20 €
Entronque compresión 32x1" macho	ud	10	4,52 €	45,20 €
Entronque compresión 20x1/2"	ud	70	2,24 €	156,80 €
Entronque compresión 10x1/4"	ud	4	2,24 €	8,96 €
				32.338,84 €

Dado que los precios se han consultado en diferentes almacenes de España, con el objetivo de evaluar el coste en terreno, se hará una sobreestimación del 100%, dada la dificultad en la obtención de materiales en ese contexto. Por lo tanto:

$$Estimación\ coste(€) =$$
$$= Coste_{España} \cdot 2 =$$
$$= 32.338{,}84\ € \cdot 2 = 64.677{,}68\ €$$

Se estima una duración de ejecución de obra de unas ocho semanas a cargo de un jefe obra y cuatro operarios, cuyo coste se refleja en la Tabla 17. En dicho período, el personal

realizará las siguientes tareas:

- Apertura de zanjas.
- Construcción de depósito sedimentador.
- Instalación de tubería, valvulería y grifos.

Tabla 17: Costes estimados de personal en ejecución de obra

Descripción	**Cantidad**	**Salario mensual RDC** [56]	**Nº meses**	**Salario total**
Jefe de obra	1	80 €	2	160 €
Albañil	2	45 €	1	90 €
Fontanero	2	60 €	1	120 €
				370 €

8. CONCLUSIONES

- Toda intervención en Cooperación para el Desarrollo debe, en primer lugar, identificar la necesidad de la comunidad receptora, así como sus condiciones sociales y culturales, y planificar la intervención en base a ello. Concretamente, este proyecto, una vez identificada la necesidad de abastecer de agua ciertos puntos de la población de Bumpeta, ha sufrido importantes modificaciones en su diseño dadas las condiciones y convicciones sociales y culturales de la comunidad.

- Este tipo de proyectos deben buscar la manera de ser lo más sostenible posible. En este caso, se ha realizado el diseño de tal forma que no se precise ningún aporte energético externo, pues se trata de una conducción íntegramente por gravedad. Por otra parte, al no existir en el sistema elementos electromecánicos, el mantenimiento se convierte en algo mucho más sencillo y, por lo tanto, con un mayor grado de sostenibilidad.

- La decisión de diseñar un depósito de almacenamiento que cumpliera además con la función de sedimentador responde a la necesidad de buscar la solución, que, cumpliendo con lo requerido, supusiera un coste menor, pues en general este tipo de proyectos cuentan con un presupuesto limitado. Si bien se trata de un agua, en principio, con una calidad del todo apta para su consumo, se entiende que en la captación y transporte se puede producir cierto arrastre de sólidos, que serían retirados en el depósito mencionado.

- Al no contar con sistemas de impulsión por bombeo, se juega con los

diámetros y longitudes de tubería para lograr las velocidades y pérdidas de carga adecuadas en la conducción. Por su parte, las cámaras de rotura de presión juegan un papel fundamental en el funcionamiento y la seguridad de la red.

- Se quiere destacar que se trata de una propuesta y que este planteamiento sufrirá modificaciones hasta y durante su ejecución, en función de lo que se considere más idóneo en terreno.

BIBLIOGRAFÍA

Gr [1]Grupo Banco Mundial, "Atlas de los Objetivos de Desarrollo Sostenible basado en los Indicadores de Desarrollo Mundial," 2018.

[2][2] J. de Mingo Martín, R. Núñez de la Fuente, N. Merayo Cuevas, B. González Rodrigo, and J. A. Mancebo Piqueras, "Martes Solidarios: Cooperation at University," *ICERI2021 Proceedings*, pp. 3174–3179, 2021.

[3] [3] ONU: Asamblea General, "El derecho humano al agua y el saneamiento: Resolución aprobada por la Asamblea General," Aug. 2010.

[4][4] M. F. Zaragoza-Martí, "El cambio de paradigma hídrico: de mercancía a Derecho Humano al agua," 2020.

[5][5]A. Kallhof, "Water justice: A multilayer term and its role in cooperation," *Analyse und Kritik*, vol. 36, pp. 367–382, 2014.

[6] [6] A. Pérez Foguet *et al.*, *El agua como elemento clave para el desarrollo*. Fundación Canal. [Online]. Available: www.canaleduca.com

[7][7] "Agua para consumo humano." https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water (accessed Sep. 06, 2022).

[8] [8] E. Murayani, "Literature review: Water quality and public health problems in developing countries," *AIP Conf Proc*, vol. 2363, Nov. 2021.

[9][9] M. A. Montgomery and M. Elimelech, "Water and Sanitation in Developing Countries:

Including Health in the Equation," *American*] *Chemical Society*, pp. 207–219, 2010.

[10] J. R. Morillo Cano, V. Vega, and B. Sánchez Martínez, "Enfermedades transmitidas por el [1 consumo de agua de mala calidad".

[11] "Indicator | SDG 6 Data." https://sdg6data.org/indicator/6.1.1 (accessed Sep. 06, 2022).

[12] Banco Mundial, "Informe sobre el desarrollo mundial 2022," 2022.

[13] "Objetivos y metas de desarrollo sostenible - Desarrollo Sostenible." https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/ (accessed Sep. 06, 2022).

[14] "Agua y saneamiento - Desarrollo Sostenible." https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/water-and-sanitation/ (accessed Sep. 06, 2022).

[15] A. Hernández Muñoz, *Abastecimiento y distribución de agua*, 6ª edición. Ibergarceta publicaciones, 2015.

[16] Acción Contra el Hambre, *AGUA, SANEAMIENTO E HIGIENE PARA LAS POBLACIONES EN RIESGO*. Acción Contra el Hambre Internacional, 2011. [Online]. Available: www.actionagainsthunger.org

[17] M. del M. Recio Díaz, P. Armisén Bobo, J. A. Mancebo Piqueras, and A. Esteban Zazo, "Sistemas de captación de agua de lluvia: paralelismos entre África y América y desarrollo de un captador portátil," *DisTecD*, pp. 14–26, 2019.

[18] "YOW INVESTIGACIÓN | Yow." https://www.yourownwater.org/ivestigacion/ (accessed Sep. 06, 2022).

[19] "Cámara de captación de manantiales | SSWM - Find tools for sustainable sanitation and water management!" https://sswm.info/es/gass-perspective-es/tecnologias-de/tecnologias-de-abastecimiento-de-agua/captacion/c%C3%A1mara-de-captaci%C3%B3n-de-manantiales (accessed Sep. 06, 2022).

[20] Canal de Isabel II, *Normas para redes de abastecimiento*, 4th ed. 2021.

[21] A. Hernández Muñoz, *DEPURACION Y DESINFECCION DE AGUAS RESIDUALES*, 6ª Edición. GARCETA GRUPO EDITORIAL, 2015.

[22] Organización Panamericana de la Salud and Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, *Tratamiento de agua para consumo humano*.

[23] C. Marrón, *Plantas de tratamiento por filtración lenta*.

[24[24] L. de Vargas, *Tratamiento de agua para consumo humano: plantas de filtración lenta*. Organización Panamericana de la Salud, 2004.

[25] E. Aguayo, "Tratamientos químicos desinfectantes de hortalizas de IV gama: ozono, agua electrolizada y ácido peracético," *Agroagencia Uruguay*, Jun. 2017.

[26] P. Rego *et al.*, “Estudio de la cinética de muerte con tratamientos de ozono a microorganismos patógenos típicos de las hortalizas”.

[27] H. B. Wright and W. L. Caims, “Desinfección de agua por medio de luz ultravioleta”.

[28] “GUÍA PARA EL DISEÑO Y PROYECTO DE DEPÓSITOS MANCOMUNIDAD DE LOS CANALES DEL TAIBILLA Calle Mayor 1. 30201 Cartagena (Murcia),” 2013. [Online]. Available: www.mct.es

[29] M. del P. Arcos Pulido, S. L. Ávila de Navia, S. M. Estupiñán Torres, and A. C. Gómez Prieto, “Indicadores microbiológicos de contaminación de las fuentes de agua.,” *Nova*, vol. 3, 2005.

[30] “De los más contaminados a los más caudalosos: retrato de los ríos - iambiente.” https://iambiente.es/2019/04/de-los-mas-contaminados-a-los-mas-caudalosos-retrato-de-los-rios/ (accessed Sep. 06, 2022).

[31] Banco Mundial, “Congo, República Democrática del | Data.” https://datos.bancomundial.org/pais/congo-republica-democratica-del (accessed Sep. 06, 2022).

[32] U. E. y C. Ministerio de Asuntos Exteriores, “Ficha país: República Democrática del Congo,” Mar. 2022.

M. Oliveira, “La lucha por las minas de coltán en la República Democrática del Congo.” http://pueaa.unam.mx/blog/minas-coltan-congo (accessed Sep. 06, 2022).

[34] “República Democrática del Congo | Oxfam International.” https://www.oxfam.org/es/que-hacemos/donde-trabajamos/paises/republica-democratica-del-congo (accessed Sep. 06, 2022).

[35] “Violencia, conflicto y erupción volcánica en RD Congo| eACNUR.” https://eacnur.org/es/actualidad/noticias/emergencias/violencia-conflicto-desplazamiento-rd-congo (accessed Sep. 06, 2022).

[36] Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), “Informe anual 2021,” 2021.

[37] U. N. E. Programme, “Water Issues in the Democratic Republic of Congo: Challenges and Opportunities - Technical Report,” 2011, Accessed: Sep. 06, 2022. [Online]. Available: https://wedocs.unep.org/xmlui/handle/20.500.11822/22067

[38] G. Farrés Fernández, “La segunda guerra del Congo, rol de los principales actores regionales,” *Nova África*.

[39] J. M. Royo Aspa, “La guerra de la RD Congo, más allá de sus recursos,” Dec. 2009.

[40] J. Cuadrado, “El complicado camino hacia la paz en el este del Congo. Repercusiones del fin de las hostilidades del M23,” *Pre-bie3*, vol. 6, 2013.

[41] “Violencia, conflicto y erupción volcánica en RD Congo| eACNUR.” https://eacnur.org/es/actualidad/noticias/emerg

encias/violencia-conflicto-desplazamiento-rd-congo (accessed Sep. 06, 2022).

[42] "La extracción de minerales en la provincia de Kivu del Norte, RDC: situación actual y análisis de los aspectos ambientales | Movimiento Mundial por los Bosques Tropicales." https://www.wrm.org.uy/es/articulos-del-boletin/la-extraccion-de-minerales-en-la-provincia-de-kivu-del-norte-rdc-situacion-actual-y-analisis-de-los (accessed Sep. 06, 2022).

[43] I. Coello, "El expolio de minerales se dispara en el Congo," *Público*, Nov. 27, 2009.

[44] "La extracción de minerales en la provincia de Kivu del Norte, RDC: situación actual y análisis de los aspectos ambientales | Movimiento Mundial por los Bosques Tropicales." https://www.wrm.org.uy/es/articulos-del-boletin/la-extraccion-de-minerales-en-la-provincia-de-kivu-del-norte-rdc-situacion-actual-y-analisis-de-los (accessed Sep. 06, 2022).

[45] A. Nsabimana, S. v. Gaidashova, and V. Haibamana, "Heavy Metal Concentrations in Water Samples from Lake Kivu, Rwanda,"

Rwanda Journal of Engineering Science Technology and Enviroment, pp. 53–62, Jul. 2020.

[46] D. R. Thomson, M. B. Hadley, P. G. Greenough, and M. C. de Castro, "Modelling strategic interventions in a population with a total fertility rate of 8.3: A cross-sectional study of Idjwi Island, DRC," *BMC Public Health*, 2012.

[47] A. Blin, "Isla Idjwi en el Congo (RDC): Paz a través de la acción local y la seguridad 'desde abajo'. ⋆ Commonspolis." https://commonspolis.org/propuestas/isla-idjwi-en-el-congo-rdc-paz-a-traves-de-la-accion-local-y-la-seguridad-desde-abajo/ (accessed Sep. 06, 2022).

[48] "Portal Web AECID Países de cooperación avanzada." https://www.aecid.es/ES/Paginas/D%C3%B3nde%20Cooperamos/Paises-cooperacion-avanzada.aspx (accessed Sep. 06, 2022).

[4[49] "Population growth (annual %) - Congo, Dem. Rep. | Data." https://data.worldbank.org/indicator/SP.POP.GROW?locations=CD (accessed Jun. 22, 2022).

[50] World Health Organization., *Guidelines for drinking-water quality : first addendum to the third edition, volume 1 : reccommendations*. 2006.

[51] "Mapa Mundial de Suelos de FAO/UNESCO | Portal de Suelos de la FAO | Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura." https://www.fao.org/soils-portal/soil-survey/mapas-historicos-de-suelos-y-bases-de-datos/mapa-mundial-de-suelos-de-faounesco/es/ (accessed Jun. 22, 2022).

[52] Universidad de Sevilla, "Suelos Andalucía occidental: Perfil de suelo Nitisoles Dísrticos." http://institucional.us.es/suelos/index.php/p/nd (accessed Jun. 22, 2022).

[53] N. Ciancaglini-Prosap, “Guía para la determinación de textura de suelos por método organoléptico.”

[54] Masa tubos y sistemas, “Tarifa general Tubos de Polietileno Flexipol, Excel Plus, Push-Fast y Gasypol.” Jan. 2019.

[55] “Saltoki | Fontanería, material eléctrico y material construcción.” https://www.saltoki.com/ (accessed Sep. 06, 2022).

[56] “Salarios en Congo, salarios promedio en 2022 y 2021 | BDEX.” https://bdex-es.com/congo/ (accessed Sep. 06, 2022).

MÁSTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA

Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

PROYECTO DE FIN DE MÁSTER

Evaluación de la implementación de obras hidráulicas de riego para adaptación al cambio climático en la región de Valparaíso, Chile.

PRESENTADO POR:

D. JOAQUÍN ELGUETA RODRÍGUEZ

DIRIGIDO POR:

Dª MARÍA DEL PINO PALACIOS DÍAZ

Alcalá de Henares, 13 de septiembre de 2022

ÍNDICE

RESUMEN.....5
2. INTRODUCCIÓN.....5
2.1 Hidrología de Chile..... 5
2.1.1. Hidrología de la región de Valparaíso 6
2.1.2 Sequía en Chile 8
2.2 Efectos y posibles soluciones para combatir la crisis hídrica..... 8
3. OBJETIVOS 9
3.1 Objetivos secundarios 10
4. METODOLOGÍA 10
4.1 Riego intrapredial..... 12
4.1.1 Clima y evapotranspiración en la región de Valparaíso 13
4.1.2 Características de los suelos de la región de Valparaíso 16
4.1.3 Determinación del consumo de agua 18
4.1.4 Diseño agronómico 20
4.2 Riego extrapredial..... 24
4.2.1 Derechos de aprovechamiento de aguas 26
4.2.2 Distribución de caudales..... 28
4.2.2.1 Primera sección río Aconcagua. 28
4.2.2.2 Segunda sección río Aconcagua. 28
4.2.2.3 Tercera sección río Aconcagua 28
4.2.2.4 Cuarta sección río Aconcagua.28
4.2.3 Obras de conducción de agua en canales de riego..... 29
4.2.4 Identificación de pérdidas por infiltración a lo largo de canales. 29
4.2.4.1 Pérdidas por infiltración modelo de Moritz.....29
5. RESULTADOS.....30
5.1 Riego intrapredial..... 30
5.2 Riego extrapredial..... 32
5.2.1 Disponibilidad de Aguas Superficiales 1ra sección río Aconcagua 32
5.2.2 Disponibilidad de Aguas Superficiales 2da sección río Aconcagua 34
5.2.3 Disponibilidad de Aguas Superficiales 3ra sección río Aconcagua 36
5.2.4 Disponibilidad de Aguas Superficiales 4ta sección río Aconcagua 38
6. DISCUSIÓN 43
7. CONCLUSIÓN.....44
8. BIBLIOGRAFÍA 46
9. ANEXO 48

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Evapotranspiración potencial máxima (ETP) correspondiente al mes de enero, variedades de cultivos, y tipos de suelo predominantes en cada comuna de la región de Valparaíso, Chile. 18
Tabla 2. Propiedad físicas, químicas y físico-químicas de los suelos de las 36 comunas continentales de la región de Valparaíso, Chile (CIREN, 1997).....21
Tabla 3. Propiedades físicas de suelo, donde ρ corresponde a la densidad aparente, CC a la capacidad de campo, PMP al punto de marchitez permanente y HA a la humedad aprovechable del suelo, para diferentes tipos de textura, donde R corresponde al rango de valores y $\bar{X}$ a sus valores medios (Salgado, 1984).....26
Tabla 4. Valores de coeficiente *C* establecidos por el *Bureau of Reclamation* de los Estados Unidos de América (Kraatz, D.D., 1972).36
Tabla 5. Volumen aplicado, en m^3/día, con dos métodos de riego (Gravitacional y localizado), y la diferencias de sus usos, para el principal tipo de cultivo utilizado, bajo una superficie de 1 ha, en las 36 comunas continentales de la región de Valparaíso. 37

Tabla 6. Volumen aplicado, en m^3/día, con dos métodos de riego (Gravitacional y localizado), y la diferencias de sus usos, para el segundo tipo de cultivo más utilizado, bajo una superficie de 1 ha, en las 36 comunas continentales de la región de Valparaíso. 38

Tabla 7. Distribución de caudales calculados de acuerdo al 85% de seguridad de riego y la ubicación de bocatomas para cada canal que conforma la 1ra sección del Río Aconcagua. 39

Tabla 8. Estación Aconcagua en Chacabuquito. Valores de caudales en m^3/s con 50 y 85% de seguridad. 40

Tabla 9. Distribución de caudales calculados de acuerdo al 85% de seguridad de riego y la ubicación de bocatomas para cada canal que conforma la 2da sección del Río Aconcagua. 41

Tabla 10. Estación Aconcagua en San Felipe. Valores de caudales en m^3/s con 50 y 85% de seguridad. 42

Tabla 11. Distribución de caudales calculados de acuerdo al 85% de seguridad de riego y la ubicación de bocatomas para cada canal que conforma la 3ra sección del Río Aconcagua. 43

Tabla 12. Estación Aconcagua en Romeral. Valores de caudales en m^3/s con 50 y 85% de seguridad. 44

Tabla 13. Distribución de caudales según estudio OOH-1998 y la ubicación de bocatomas para cada canal que conforma la 3ra sección del Río Aconcagua (DOH, 1998). 46

Tabla 14. Pérdidas por infiltración calculadas a través del modelo de Moritz en función del caudal en m^3/s de acuerdo al Q85% o eventual, para la primera sección del río Aconcagua. 47

Tabla 15. Pérdidas por infiltración calculadas a través del modelo de Moritz en función del caudal en m^3/s de acuerdo al Q85% o eventual, para la segunda sección del río Aconcagua. 48

Tabla 16. Pérdidas por infiltración calculadas a través del modelo de Moritz en función del caudal en m^3/s de acuerdo al Q85% o eventual, para la tercera sección del río Aconcagua. 49

Tabla 17. Valores de coeficiente único (promedio temporal) de cultivo de acuerdo a su crecimiento (Allen, Pereira, Raes, & Smith, 2006). 55

Tabla 18. Marcos de plantación y profundidad radicular efectiva utilizados para el diseño agronómico de acuerdo a la recomendaciones del Instituto de Investigaciones Agropecuarias de Chile para cada tipo de cultivo utilizado en la región de Valparaíso. 55

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Cuencas que conforman la región de Valparaíso, Chile. 10

Figura 2. Demanda estimada de agua por sector económico en m^3/s para las cuatro macrozonas de Chile, por sector económico (DGA, 2016). ..11

Figura 3. Objetivos de Desarrollo Sostenible que el Ministerio de Agricultura le asigna a INDAP (Urrutia, 2021). .14

Figura 4. Proporción de sistemas de riego utilizados en la región de Valparaíso (INE, 2007). 15

Figura 5. Principales tipos de cultivos de la región de Valparaíso (INE, 2007). 15

Figura 6. Mapa de evapotranspiración potencial (ETP) de la región de Valparaíso y sus principales estaciones meteorológicas de medición en rojo. 17

Figura 7. Capacidad Uso suelo, región de Valparaíso, Chile (DIPLAN, 2014). 20

Figura 8. Periodo de brotación a senescencia para los cultivos de alfalfa, maíz, papas, tomate y trigo blanco (Allen, Pereira, Raes, & Smith, 2006). 23

Figura 9. Periodo de brotación a senescencia para los cultivos de alcachofa, brócoli, lechuga, poroto granado, poroto verde y zanahoria (Allen, Pereira, Raes, & Smith, 2006). 23

Figura 10. Periodo de brotación a senescencia para los cultivos de almendro, duraznero, frutilla, naranjos, nogales, olivo, paltos (aguacate) y uva de mesa (Allen, Pereira, Raes, & Smith, 2006). 24

Figura 11. Riego gravitacional (surcos) implementado en la comuna de Hijuelas, región de Valparaíso, Chile. 28

Figura 12. Implementación de riego localizado o presurizado en la comuna de Hijuelas, región de Valparaíso, Chile. 28

Figura 13. Hidrograma de las principales estaciones fluviométrica y pluviométrica de la cuenca del río La Ligua, declarado cauce agotado el año 1997, ...29

Figura 14. Río La Ligua completamente seco en pleno invierno 2021. 29

Figura 15. Hidrograma de las principales estación fluviométrica y pluviométrica de la cuenca del río Petorca, declarado cauce agotado el año 2004. 30

Figura 16. Río Petorca completamente seco en pleno verano 2017. 30

Figura 17. Caudal otorgado de derechos superficiales consuntivos en función del ejercicio del derecho y regiones (DGA, 2016). 31

Figura 18. Caudal otorgado de derechos subterráneos distribuido por regiones (DGA, 2016). 31

Figura 19. Caudales del río Aconcagua en base a un 50 y 85% de probabilidad de riego para la estación Río Aconcagua en Chacabuquito. 40

Figura 20. Caudales del río Aconcagua en base a un 50 y 85% de probabilidad de riego para la estación Río Aconcagua en San Felipe. 42

Figura 21. Caudales del río Aconcagua en base a un 50 y 85% de probabilidad de riego para la estación Río Aconcagua en Romeral. 44

Figura 22. Hidrograma de la cuarta sección del río Aconcagua. 45

Figura 23. Ubicación de bocatomas en las cuatro secciones del río Aconcagua, región de Valparaíso, Chile. 46

TABLA DE ABREVIATURAS

CIREN: Centro de información de Recursos Naturales

DAA: Derechos de Aprovechamiento de Aguas

DGA: Dirección General de Aguas

DIPLAN: Dirección de Planificación Estratégica

DOH: Dirección de Obras Hidráulicas

INIA: Instituto de Investigaciones Agropecuarias

INE: Instituto Nacional de Estadística

INDAP: Instituto de Desarrollo Agropecuario

JV: Junta de Vigilancia

ODEPA: Oficina de Estudios y Políticas Agrarias

ODS: Objetivos de Desarrollo Sostenible

ONU: Organización de las Naciones Unidas

OUA: Organizaciones de usuarios de Aguas

MOP: Ministerio de Obras Públicas

MINAGRI: Ministerio de Agricultura

TFM: Tesis de Fin de Máster

RESUMEN

Los cambios en la disponibilidad de agua, temperatura, biodiversidad, sector silvoagropecuario, entre otros, han hecho que Chile sea un país altamente vulnerable al cambio climático. Si bien no es un país que produzca un gran impacto al aumento del cambio climático, sus consecuencias han representado una serie de desafíos a corto plazo que se deben enfrentar para combatir las alteraciones en componentes socio-económicos de importancia para la nación.

La falta de disponibilidad de agua o escasez hídrica ha impacto a Chile hace más de 13 años, siendo la región de Valparaíso una de las más golpeadas por el fenómeno climático global. La ausencia de precipitaciones ha llevado a los gobiernos a decretar zonas de emergencia agrícola en todo el territorio continental de la región, lo que ha llevado a los agricultores a tomar decisiones e invertir en nuevas alternativas que permitan paliar el déficit hídrico implementando una serie de mejoras en la agricultura. La pequeña agricultura familiar campesina ha sido una de las más golpeadas, ya que la falta de recursos, la falta de oportunidades y la poca información han llevado a que muchos de ellos deban cambiar de rubro sin tener la oportunidad de saber cómo un pequeño cambio podría mejorar la situación agrícola.

El presente trabajo de fin de máster (TFM) desarrolla una evaluación hídrica del impacto de la implementación de obras hidráulicas básicas para la pequeña agricultura de la región de Valparaíso, cuantificando en como el cambio de un sistema de riego podría ahorrar agua, para cada comuna y tipo de cultivo de la región, permitiendo invertir en una nueva superficie de riego. Este trabajó permitió establecer el impacto del cambio de método de riego, pasando desde uno de tipo gravitacional a uno localizado, para cada una de las 36 comunas continentales de la región de Valparaíso, como también el impacto de revestir o entubar canales para evitar la infiltración de agua, para la cuenca del río Aconcagua, de acuerdo al tipo de suelo predominante por cada localidad, evidenciando así la desventaja de emplazar una obra, ya sea intra o extrapredial, en suelo de tipo arcilloso debido a poca capacidad de retención de humedad, muy por el contrario a obras en suelos de tipo arcillosos, permitiendo retener grandes cantidades de agua, impidiendo una infiltración rápida.

1. INTRODUCCIÓN

a) Hidrología de Chile

El territorio chileno continental posee una diversa geografía a lo largo de sus 4.200 km, con una superficie continental, insular y de territorio antártico de aproximadamente 2.006.626 km^2, lo que conlleva a dividir el territorio de acuerdo con el comportamiento del ciclo hidrológico en cada sector. La zona norte de Chile se caracteriza por ser árida y poseer ríos pequeños en donde solo dos desembocan en el mar. La evaporación de agua producida desde el mar llega al continente solo en forma de neblina producto

de la corriente de Humboldt. Por otra parte, en la zona sur del país el ciclo hidrológico permite la producción de precipitaciones de diversas características definiendo el comportamiento de los ríos, en relación con su gasto y régimen.

En relación con las diversidades climáticas a lo largo del territorio nacional (IGM, 2007), se definen zonas

b) **Norte grande**: Esta zona se encuentra entre las regiones de Arica y Parinacota hasta parte de la región de Atacama. Se caracteriza por ser una zona de extrema aridez, con precipitaciones bajo los 10 mm por año superadas únicamente por las lluvias estivales altiplánicas. Sus cuencas son en su gran mayoría de carácter endorreico existiendo un único río que desemboca en el mar, el río Loa, por lo que los humedales y las aguas subterráneas son esenciales para permitir la vida.

c) **Norte chico**: Zona semi-árida con lluvias centradas en los meses de invierno, situada entre las regiones de Atacama, Coquimbo y parte de la región de Valparaíso, en donde los ríos de estas regiones presentan mayores caudales de acuerdo con las precipitaciones que van desde los 25 mm hasta los 250 mm anuales en la zona andina del río Aconcagua.

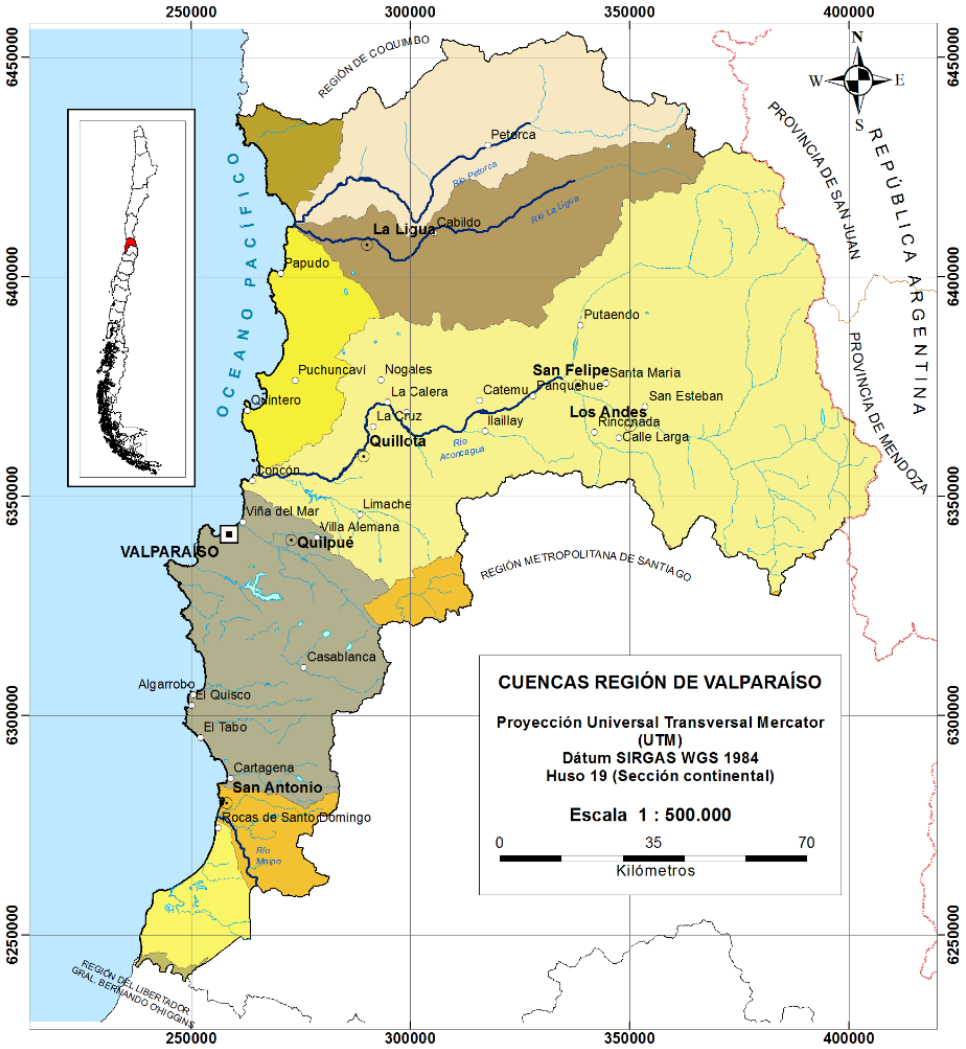
d) **Zona central**: Se ubica en la zona denominada valle central, en plena depresión intermedia entre las cordilleras de los Andes y Costa. Hidrográficamente divide en una zona centro-norte, que va desde la zona del río Aconcagua (Región de Valparaíso) hasta el río imperial (Región de la Araucanía) con ríos de régimen mixto y otra centro-sur de ríos tranquilos con regulación lacustre que van desde el mismo río imperial hasta el canal de Chacao en la Región de Los Lagos.

e) **Zona sur**: Desde el sur del canal de Chacao se extiende la Patagonia chilena. Donde en la zona norte se caracteriza por su diversa vegetación y por la abundancia de caudales en sus ríos que desembocan en el océano Pacífico, con regímenes pluviales altos y escurrimiento tranquilos, por otra parte, la zona austral que llega hasta la región de Magallanes y de la Antártica Chilena con presencia de grandes campos de hielo (norte y sur) con glaciares que alimentan los característicos ríos de la región.

2.1.1. Hidrología de la región de Valparaíso

La región posee 10 cuencas, como se aprecia en la Figura 1, de las cuales la del río Aconcagua es la principal de la región con un área de 7.340 km^2. Esta cuenca está conformada por la unión de los ríos Juncal, Blanco y Colorado (Tapia, 2014) recorriendo aproximadamente 142 km hasta su desembocadura en la bahía de Concón, en el Océano Pacífico, donde la principal estación

fluviométrica es la estación “Río Aconcagua en Chacabuquito”. Esta estación es la utilizada comúnmente para la obtención de información hídrica publicada por la Dirección General de Aguas. La región también se encuentra conformada por otras dos grandes cuencas hidrográficas, de los ríos Petorca y La Ligua, azotadas por la gran sequía que afecta a la región. En esta región, según los informes de la DGA, el caudal promedio anual no supera los 0.11 m^3/s, en donde a diferencia del río Aconcagua, estos ríos solo reciben aportes pluviales, estando expuestos a la variación de las precipitaciones. Por último, están las cuencas costeras Ligua-Aconcagua y Aconcagua-Maipo, que integran esteros de régimen pluvial entre los que se cuentan el estero Casablanca, Catapilco, Marga-Marga, entre otros (DGA, 2004).



Cuencas que conforman la región de Valparaíso, Chile.

2.1.2. Sequía en Chile

La gran diferencia que existe entre la variabilidad de precipitaciones en Chile produce que exista una gran brecha entre la disponibilidad del recurso desde la zona norte del país con 800 m^3/persona/año y en el otro extremo la zona sur con 10.000 m^3/persona/año, existiendo un promedio de anual de precipitaciones de 1.525 mm/año permitiendo un alto nivel de escorrentía que fluye hacia todo tipo cauces, ríos, esteros, lagos, entre otros (Biblioteca Congreso Nacional, 2018).

Estos fenómenos climatológicos, sumados a los efectos del cambio climático, han provocado una sequía y escasez hídrica en diversos sectores del país, que desde hace ya hace 13 años han provocado estragos en diversas regiones desde Coquimbo a la Araucanía. Una de las regiones más afectadas es la región de Valparaíso, con un déficit de precipitaciones en el primer trimestre de este año de casi el 100%, con lagos que poseen solo el 0.01% de su capacidad (ESVAL, 2022), siendo el sector agropecuario uno de los más afectados por la sequía, ya que como se aprecia en la Figura 2, es el rubro que consume más agua en la región, por sobre el sanitario, minería e industrial.

Macrozona	Región	Agropecuario	Agua Potable	Industrial	Minero	Total [m^3/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

Demanda estimada de agua por sector económico en m^3/s para las cuatro macrozonas de Chile, por sector económico (DGA, 2016).

2.2 Efectos y posibles soluciones para combatir la crisis hídrica

Actualmente en Chile existen 275 comunas declaradas bajo emergencia agrícola, dentro de las cuales las 36 comunas que corresponden a la parte continental de la región de

Valparaíso se encuentran bajo el mismo estado, en donde las provincias de San Antonio y Valparaíso fueron las últimas en sumarse en junio de este año (Biblioteca Congreso Nacional, 2022). De esta forma, el hecho de decretar estados de emergencia agrícola permite al organismo administrador de las aguas en Chile, la Dirección General de Aguas (DGA), suprimir las atribuciones de las juntas de vigilancia y redistribuir las aguas en el cauce natural, y en general, tomar decisiones extraordinarias para la gestión de las cuencas. Estas decisiones afectan principalmente a las Organizaciones de Usuarios del Agua (OUA) a quienes les corresponde extraer las aguas, repartirlas entre los titulares de derechos y realizar las obras necesarias para su aprovechamiento. Ello es así tanto en situaciones normales como de sequía, pero con la excepción de las zonas bajo decreto de escasez hídrica.

Los más perjudicados son los pequeños agricultores, quienes ven mermados sus pocos ingresos debido a la poca o nula disponibilidad hídrica que existe en la mayoría de los sectores, fundamental para mantener sus cultivos y generar producción familiar. Es por ello que se han generado diversas ayudas gubernamentales con la finalidad de lograr paliar la situación que aqueja a la agricultura.

Este documento permite evaluar el impacto de la implementación de obras intra y extraprediales de riego que impactan directamente a la pequeña agricultura campesina, logrando cuantificar en como diversos tipos de inversiones podrían permitir aumentar la eficiencia en la gestión del recurso hídrico para las 36 comunas de la región de Valparaíso. La evaluación se realiza para los principales tipos de cultivos presentes en la zona y para la variabilidad hídrica de la principal cuenca de la región, la del río Aconcagua, cuyas aguas son el motor de la producción agrícola, industrial y minera.

3. OBJETIVOS

Como *megasequía* se ha definido el fenómeno que afecta a Chile, principalmente en la zona centro del país abarcando desde la región de Coquimbo hasta la región de Los Ríos, por su permanencia en el tiempo, contando desde el año 2010 aproximadamente, y por su intensidad en el déficit de precipitaciones con un promedio entre el 20 al 40 por ciento de agua caída anual, respecto del registro histórico (De la Vega, F, 2022).

La región de Valparaíso ha sido unas de las más afectadas por este fenómeno, estando hoy día bajo estado de emergencia 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).

El principal objetivo de este TFM es buscar alternativas en la utilización de recursos hídricos para el riego agrícola con el objeto de

paliar los efectos del cambio climático al que se asocian problemas de escasez hídrica.

f) Objetivos secundarios

- Evaluar la eficiencia hídrica de los métodos de riego utilizados por la pequeña agricultura de la región de Valparaíso.
- Evaluar la implementación de obras hidráulicas para riego, ya sea de tipo extrapredial para paliar la escasez hídrica.

Queda fuera del análisis del proyecto todo tipo de análisis económico o de financiamiento de obras a implementar.

4. METODOLOGÍA

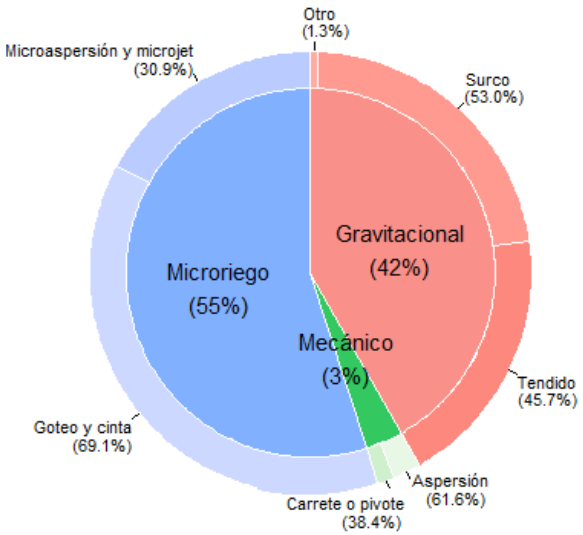
El aumento de la demanda mundial por el agua producto del aumento de la producción, incremento de la población, la demanda de productos alimenticios, combinado con el impacto del cambio climático, ha llevo a que el agua sea un desafío debido a la preocupación que produce su escasez.

Adicionalmente, en medio de la actual pandemia global, el contexto de sequía se torna aún más perjudicial debido a su impacto sobre dos elementos claves: higiene y alimentación. Por ello, los impactos directos de la sequía deben ser atendidos con urgencia, para garantizar el acceso en cantidad y calidad al recurso hídrico, asegurando, además del acceso al agua potable y la producción de alimentos en la agricultura (ODEPA, 2022). En este sentido, la institución encargada de velar por el desarrollo de la pequeña agricultura en Chile es el Instituto de Desarrollo Agropecuario INDAP, que posee la tarea de desarrollar los 9 Objetivos de Desarrollo Sostenible ODS resaltados de la Figura 3, asignados por el MINAGRI. Dado que los ODS son objetivos de estado, la tarea de lograrlos recae en todas las instituciones públicas.

Objetivos de Desarrollo Sostenible que el Ministerio de Agricultura le asigna a INDAP (Urrutia, 2021).

El impacto del cambio climático ha provocado una de las mayores amenazas y desafíos al sector agropecuario, impactando principalmente a la oferta, la demanda de los cultivos y la gestión de los recursos hídricos, sin mencionar los otros rubros relacionados al agua. En ese sentido, las iniciativas gubernamentales deberán considerar los escenarios futuros en materia de oferta y demanda hídrica, como también los elementos asociados al cambio climáticos que se definan y permitan paliar o disminuir los efectos adversos que el cambio climático y aumentar la resiliencia agroclimática.

La región posee el 17% de la superficie frutal del país. A nivel de especies, cabe destacar que la región posee el 53,8% de la superficie nacional de paltos (aguacates). La región tiene el 38,7% de la superficie nacional de flores, siendo las comunas más importantes La Ligua, de la provincia de Petorca; Hijuelas y Nogales, de la provincia de Quillota, y Limache, correspondiente a la provincia de Marga Marga (INIA, 2020). Por otra parte, la Figura 4, representa la utilización de los métodos de riego comunes que se utilizan para la aplicación del recurso hídrico al cultivo, en la región de Valparaíso. En esta región, la superficie regada alcanza las 213.176 hectáreas, cuyo principal método de riego es gravitacional con un 42% de la superficie regada. Por otra parte, los sistemas por riego localizado abarcan un 55%, seguido por un 3% de riego por carrete o pivote que es cada vez menor, debido a la disminución de cultivos menores y el reemplazo por frutales.

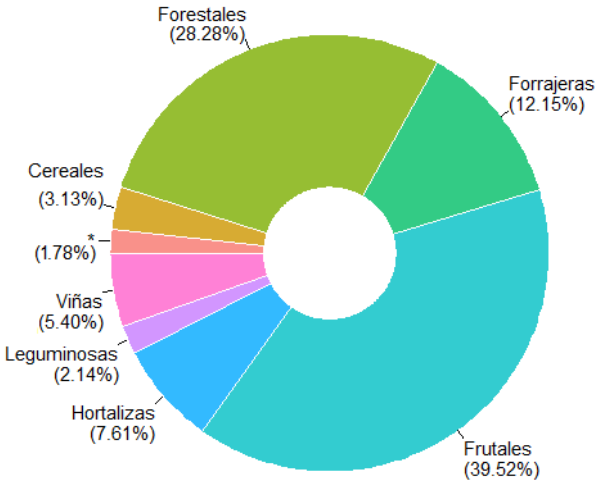


Proporción de sistemas de riego utilizados en la región de Valparaíso (INE, 2007).

Se puede apreciar que el método por goteo y cinta es el más utilizado para regar los cultivos. Sin embargo, los métodos gravitacionales por surco o tendido representan un amplio porcentaje con respecto al total, ya que las comunicades de regantes utilizan el agua directamente desde sus

canales o acequias como fuente de agua para abastecer sus cultivos.

En la región de Valparaíso predominan los cultivos de frutales mayores, siendo las plantaciones de paltos (aguacates) las que mayor proporción ocupan en conjunto con los cítricos, forestales hacia la zona sureste de la región, las hortalizas que cada año tienen más relevancia, y los viñedos hacia el mismo sector que las zonas forestales, como se aprecia en la Figura 5.



Principales tipos de cultivos de la región de Valparaíso (INE, 2007).

g) Riego intrapredial

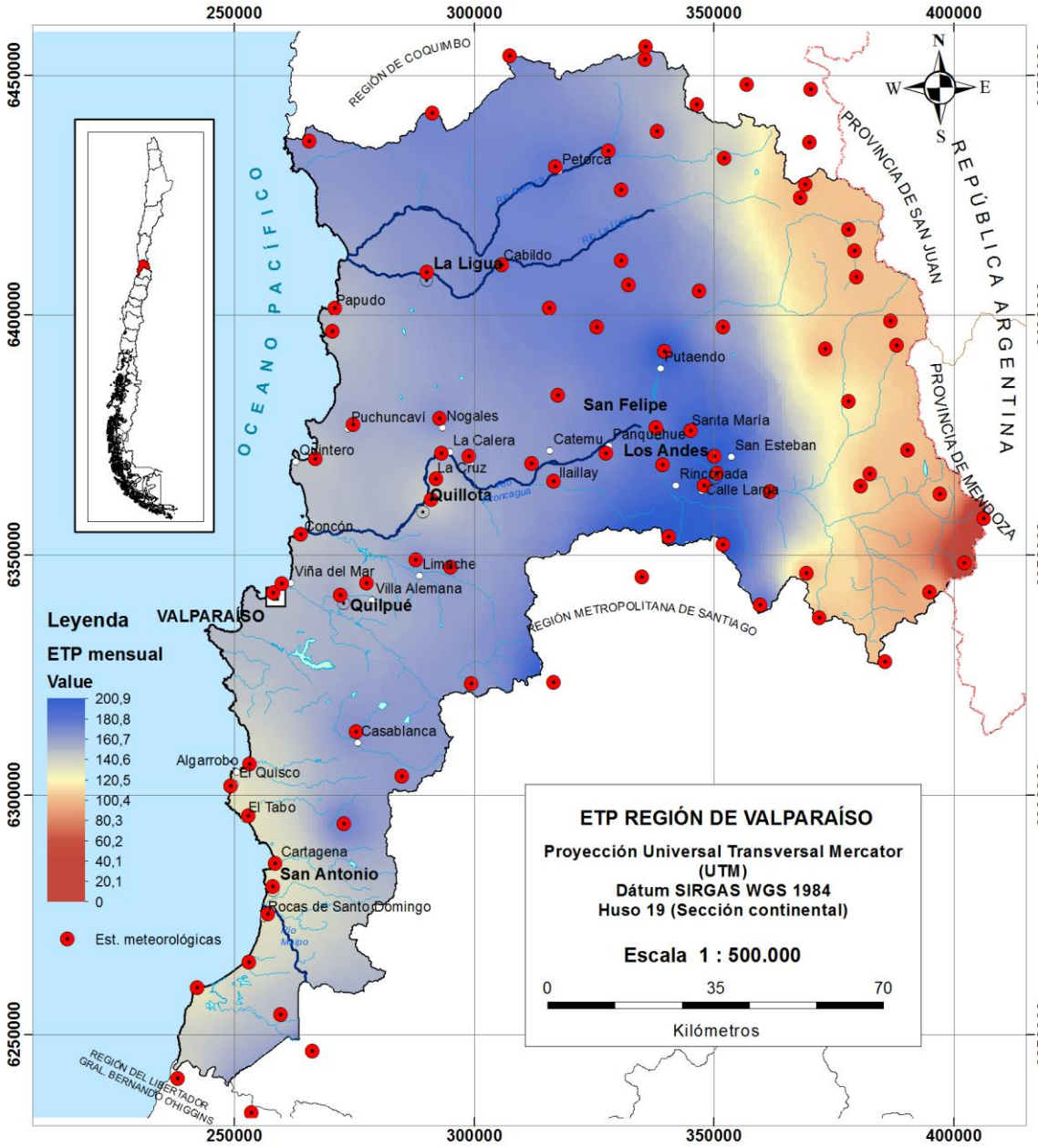
Los sistemas de riego en general están conformados tanto por sistemas Intraprediales como los vistos en el punto anterior, como también por sistemas extraprediales. Estos últimos estás conformados por infraestructuras encargadas de la captación del agua desde una fuente para luego ser regulada, distribuida y conducida según los requerimientos de los cultivos y los derechos de aprovechamiento de aguas que posea cada Organización de Usuarios de Aguas, cuyas obras son necesarias para la aplicación del recurso hídrico dentro del predio.

Para evaluar el impacto del cambio de uso de sistemas de riego, primero se realizó una revisión de los principales cultivos utilizados en las 36 comunas continentales de la región de Valparaíso a través de los datos establecidos en el VII Censo Agropecuario y Forestal del año 2007, para posteriormente realizar un diseño agronómico en función de la profundidad radicular de cada cultivo, el tipo de suelo predominante en cada comuna, el marco de plantación recomendado por cultivo y la evapotranspiración potencial máxima (ETP) utilizada por la Comisión Nacional de Riego para la realización de proyecto de riego intraprediales en Chile, calculada a través del método de Penman (Correa, 1997), presente en la Tabla 1.

4.1.2. Clima y evapotranspiración en la región de Valparaíso

La región de Valparaíso está ubicada en plena zona central de Chile, y es una de las cinco regiones del planeta que se encuentran bajo un clima del tipo mediterráneo (Breckle, S. W. & H. Walter, 2002), en una zona de transición entre la región de Coquimbo, al norte, con un clima semiárido templado, a un clima templado con lluvias invernales al hacia el sur del país. Se caracteriza en general por un régimen estacional de precipitaciones y temperaturas, con una estación de tipo invernal fría, y una estival cálida y seca (Aschmann, H., 1984).

Desde la costa hacia la cordillera de los Andes, la región se caracteriza por una marcada estratificación, lo que influye de gran manera en la adaptación de los cultivos, encontrando temperaturas más calidad en el sector costero y norte, y más frío en el sector cordillerano y sur, lo que provoca un mejor desarrollo en los cultivos. Sin embargo, la disminución de temperaturas se traduce en un mayor riesgo de heladas durante los meses invernales de junio a septiembre. No obstante, el cambio climático ha permitido que la región se vea beneficiada al tener inviernos menos fríos y primaveras ligeramente más cálidas (CIREN, 2022).



Mapa de evapotranspiración potencial (ETP) de la región de Valparaíso y sus principales estaciones meteorológicas de medición en rojo.

Evapotranspiración potencial máxima (ETP) correspondiente al mes de enero, variedades de cultivos, y tipos de suelo predominantes en cada comuna de la región de Valparaíso, Chile.

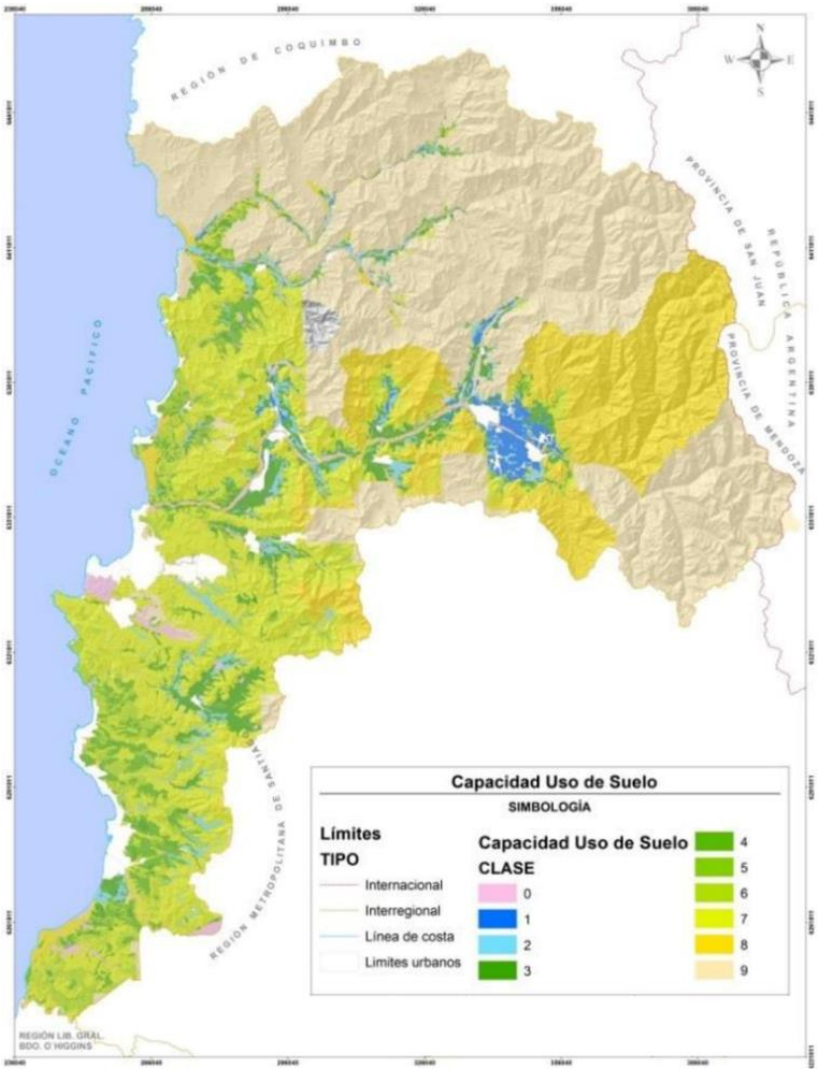
Comuna	ETP	Variedad de cultivos		Tipo de suelo
	(mm/día)	Principal	Secundario	
Algarrobo	4,52	Alfalfa	Trigo blanco	Franco arenoso
Cabildo	5,68	Palto	Papas	Franco arenoso
La Calera	5,07	Palto	Zanahoria	Franco
Calle Larga	6,26	Duraznero	Alfalfa	Arcilloso arenoso
Cartagena	4,26	Alfalfa	Lechuga	Arcilloso arenoso
Casablanca	5,39	Uva de mesa	Uva de mesa	Franco arenoso
Catemu	5,32	Palto	Alfalfa	Arcilloso arenoso
Concón	4,71	Alfalfa	Palto	Franco arcilloso
El Quisco	4,19	Frutilla	Brócoli	Franco arenoso
El Tabo	4,23	Alfalfa	Poroto verde	Franco arenoso
Hijuelas	5,32	Palto	Zanahoria	Franco arenoso
La Cruz	4,68	Palto	Tomate	Franco arcilloso
La Ligua	5,36	Palto	Poroto granado	Arcilloso arenoso
Limache	5,32	Palto	Tomate	Franco arenoso
Llay-Llay	5,36	Naranjos	Alcachofa	Franco arenoso
Los Andes	6,19	Palto	Alfalfa	Arcilloso arenoso
Nogales	5,42	Palto	Alfalfa	Arcilloso arenoso
Olmué	5,32	Palto	Tomate	Arenoso
Panquehue	5,55	Palto	Alfalfa	Arcilloso arenoso
Papudo	4,87	Alfalfa	Poroto granado	Arenoso
Petorca	5,77	Palto	Alfalfa	Arenoso
Puchuncaví	5,03	Palto	Alfalfa	Arenoso
Putaendo	6,26	Duraznero	Alfalfa	Franco arenoso
Quillota	4,61	Palto	Lechuga	Franco arcilloso
Quilpué	5,10	Olivo	Alfalfa	Arcilloso arenoso
Quintero	4,71	Alfalfa	Poroto granado	Franco arenoso
Rinconada	5,90	Duraznero	Alfalfa	Arcilloso
San Antonio	4,29	Uva de mesa	Olivo	Arenoso
San Esteban	6,29	Nogal	Alfalfa	Arcilloso arenoso
San Felipe	5,74	Duraznero	Alfalfa	Franco arcilloso
Santa María	6,19	Duraznero	Alfalfa	Franco arcilloso
Santo Domingo	4,29	Trigo blanco	Alfalfa	Arenoso
Valparaíso	4,84	Alfalfa	Palto	Arcilloso arenoso
Villa Alemana	4,84	Uva de mesa	Almendro	Arcilloso arenoso
Viña del Mar	4,84	Maíz	Alfalfa	Arcilloso arenoso
Zapallar	4,77	Olivo	Alfalfa	Arcilloso arenoso

4.1.3. Características de los suelos de la región de Valparaíso

Los suelos son clasificados según su adaptabilidad productiva, identificando para ello, ocho clases de suelo, enumeradas del I al VIII, incluyendo a todas las regiones del país. Esta clasificación permite identificar las dificultades y riesgos asociados a cada tipo de suelo, basándose en la capacidad productiva de la tierra, señalando a su vez, las limitaciones naturales que estos pueden presentar (Gallardo et al, 2001).

Los suelos de la región de Valparaíso predominan los alfisoles (sectores costeros) con buen grado de evolución. En la vertiente poniente de la Cordillera de la Costa estos suelos se han desarrollado directamente a partir de roca granítica, presentando un fuerte incremento del contenido de arcilla en profundidad. Inceptisoles, preferentemente en la costa, de desarrollo incipiente que forman inclusiones en toda la región, generalmente son derivados de terrazas marinas altas y de relieve plano a ligeramente inclinado, de colores pardo rojizos. Y Mollisoles (valle central) suelos aluviales, en la zona que comprende a la región de Valparaíso alcanzan un desarrollo moderado. Cabe mencionar que sobre estos suelos se desarrolla la mayor parte de la agricultura de riego de la zona (CIREN, 2010).

En la región de Valparaíso las clases de suelo que cubren mayor extensión corresponden a los suelos clase VIII y IX (subcategoría de VIII). Estos suelos son terrenos aptos para la vida silvestre, recreación o protección, ya que presentan serias limitaciones en cuanto a su topografía, pendiente, erosión, entre otros aspectos restrictivos relevantes, y se presentan predominantemente en la zona norte e interior cordillerana de la región. En la zona sur por su parte, predominan los suelos clase VII, adaptados en su mayoría para uso forestal o ganadero. Finalmente, aquellos suelos más idóneos para la agricultura, correspondiente a los suelos clase I y II, se encuentran acotados fundamentalmente a la cuenca del río Aconcagua, como se aprecia en la Figura 7.



Capacidad Uso suelo, región de Valparaíso, Chile (DIPLAN, 2014).

En general, los suelos de la región de Valparaíso se encuentran principalmente en dos grupos de tipos de suelos, el primero de ellos son los alfisoles de origen aluvial, textura franca, alcalinos y pobres en materia orgánica. El segundo grupo está representado por suelos de cerros de origen granítico y/o basáltico, de textura franco arcilloso, desuniformes y pobres en materia orgánica. Ambos grupos de suelos presentan características físicas y químicas distintas a los andisoles. De esta forma, su descripción, para cada comuna, fue obtenida en base a la publicación Descripciones de Suelos y Materiales y Símbolos. Estudio Agrológico de la V Región, que recopila las propiedades físicas, químicas, físico-químicas y descriptivas para cada serie de suelo, expresado en la Tabla 1 y 2.

Propiedades físicas, químicas y físico-químicas de los suelos de las 36 comunas continentales de la región de Valparaíso, Chile (CIREN, 1997).

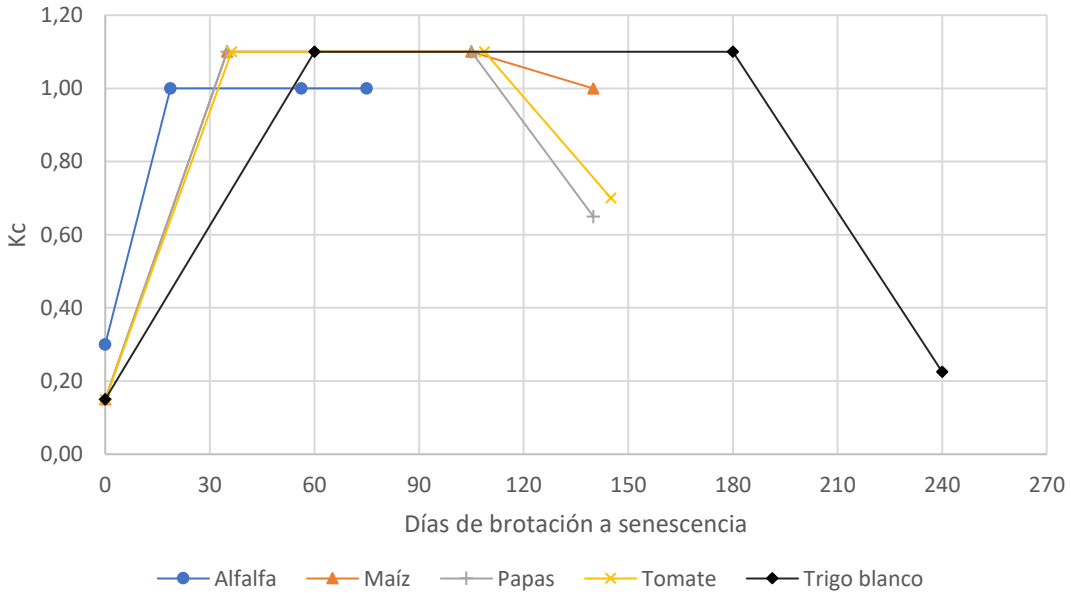
Comuna	ETP (mm /día)	Tipo de suelo	pH	Conductividad eléctrica (dS/m)	Mat. Org. (%)
Algarrobo	4,52	Franco arenoso	6,4	-	-
Cabildo	5,68	Franco arenoso	7,8	0,8	2,2
La Calera	5,07	Franco	8,2	0,7	3,1
Calle Larga	6,26	Arcilloso arenoso	7,5	-	-
Cartagena	4,26	Arcilloso arenoso	6,6	0,3	1,9
Casablanca	5,39	Franco arenoso	7	0,5	6,7
Catemu	5,32	Arcilloso arenoso	7,2	2	2,4
Concón	4,71	Franco arcilloso	7,5	1,2	-
El Quisco	4,19	Franco arenoso	7,2	-	-
El Tabo	4,23	Franco arenoso	6,5	-	-
Hijuelas	5,32	Franco arenoso	7,4	1,5	6,6
La Cruz	4,68	Franco arcilloso	7,5	-	-
La Ligua	5,36	Arcilloso arenoso	7,2	0,6	3,3
Limache	5,32	Franco arenoso	6,4	0,2	3,8
Llay-Llay	5,36	Franco arenoso	7,9	0,8	4,5
Los Andes	6,19	Arcilloso arenoso	7	1,9	1,9
Nogales	5,42	Arcilloso arenoso	7,9	1,1	5,7
Olmué	5,32	Arenoso	5,7	0,8	5,7
Panquehue	5,55	Arcilloso arenoso	7,6	2,2	6,6
Papudo	4,87	Arenoso	6,8	0,4	4,8
Petorca	5,77	Arenoso	7,2	0,3	1,2
Puchuncaví	5,03	Arenoso	5,7	-	1,6
Putaendo	6,26	Franco arenoso	7,2	0,9	3,6
Quillota	4,61	Franco arcilloso	7,4	1	7,8
Quilpué	5,1	Arcilloso arenoso	5,5	-	-
Quintero	4,71	Franco arenoso	6,4	0,5	3,3
Rinconada	5,9	Arcilloso	7	0,4	4,5
San Antonio	4,29	Arenoso	7,7	1	4,1
San Esteban	6,29	Arcilloso arenoso	6,6	0,8	-
San Felipe	5,74	Franco arcilloso	6,6	0,5	3,4
Santa María	6,19	Franco arcilloso	6,8	0,6	3,4
Santo Domingo	4,29	Arenoso	7	0,9	
Valparaíso	4,84	Arcilloso arenoso	5,9	0,8	2,2
Villa Alemana	4,84	Arcilloso arenoso	5,6	0,2	2,1
Viña del Mar	4,84	Arcilloso arenoso	5,7	0,9	1,7
Zapallar	4,77	Arcilloso arenoso	5,7		1,5

4.1.4. Determinación del consumo de agua

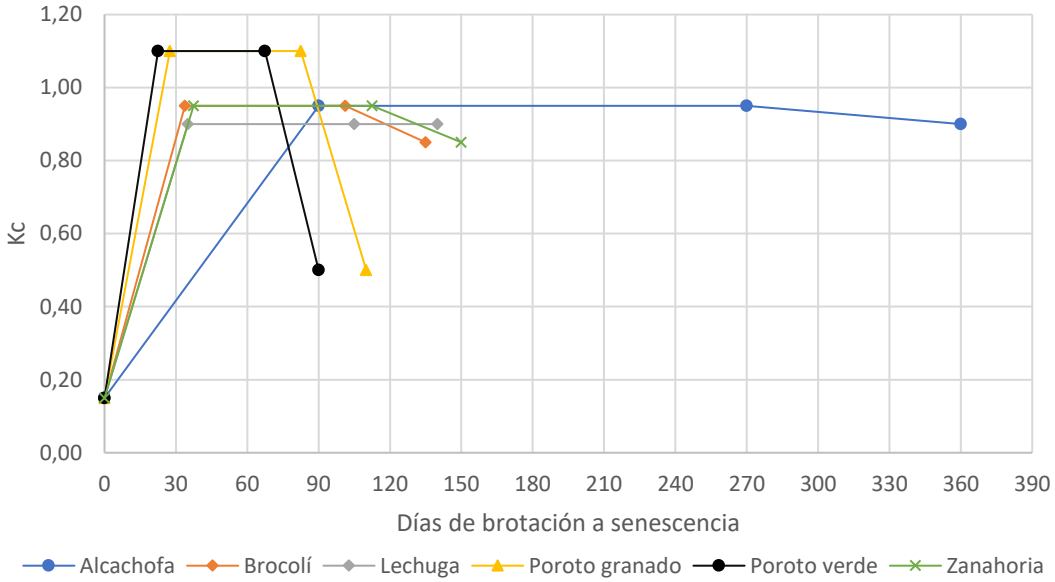
El consumo se ve reflejado en la demanda de agua que necesita el cultivo para desarrollarse y producir alimentos. Este proceso se inicia a través de los pelos radicales ubicados en el extremo de las raíces de las plantas para luego transportar el agua y nutrientes hacia su estructura y hojas. A través de las estomas, el agua sale de las hojas hacia la atmosfera, denominando este proceso como transpiración. De esta forma, la cantidad de agua que transpira la planta va a depender del tipo de cultivo, y la regulación que estos hagan a través de sus estomas. Las estomas son

pequeñas válvulas que funcionan de forma acoplada con las condiciones fisiológicas de la planta y son sensibles a parámetros climatológicos como radiación solar, viento, temperatura, humedad relativa, entre otros, así como a la disponibilidad de agua. Por otra parte, como el agua está expuesta a los parámetros climáticos mencionados anteriormente también se evapora, por lo que es necesario utilizar el denominado coeficiente de cultivo (Kc) que relaciona la evaporación en el suelo y la transpiración del cultivo, entre este y la superficie del suelo. Como la evaporación del suelo varía diariamente como resultado de la lluvia o el riego, el coeficiente de cultivo es sólo una expresión de los efectos promedios en el tiempo (múltiples días) de la evapotranspiración del cultivo (Allen R. L., 1998).

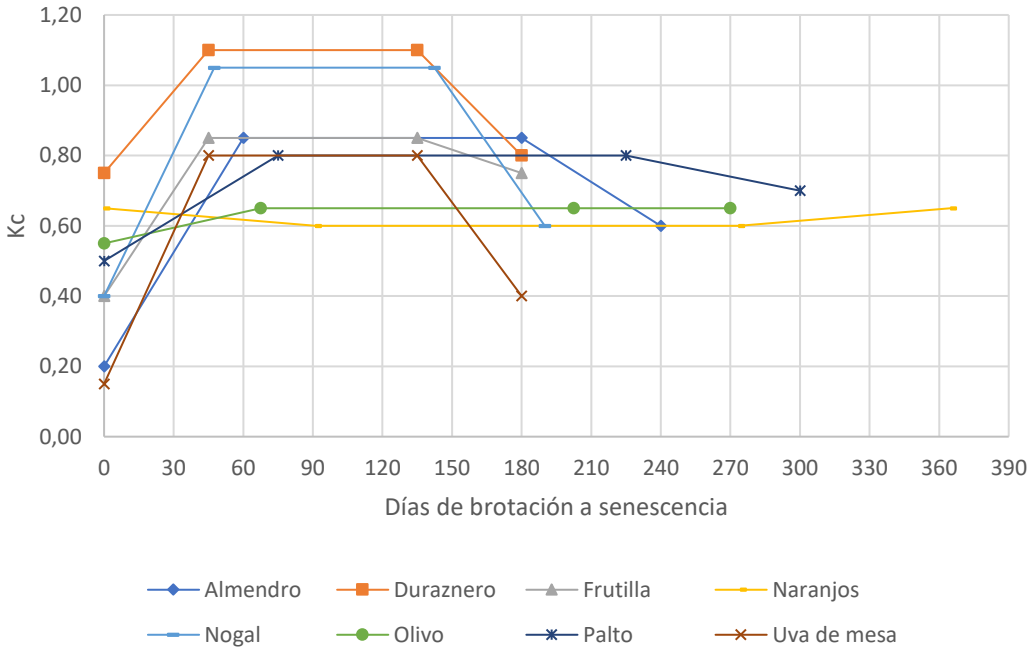
Para la estimación de la demanda hídrica de los principales cultivos de cada comuna de la región de Valparaíso, se utilizaron los coeficiente de cultivo (Kc) determinados por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, también utilizados comúnmente por la Comisión Nacional de Riego de Chile, en su documento Estudio FAO Riego y Drenaje 56, lo que fueron graficados de acuerdo a sus etapas de crecimiento, como se aprecia en las Figuras 8, 9 y 10, y en la Tabla 20 del Anexo.



Periodo de brotación a senescencia para los cultivos de alfalfa, maíz, papas, tomate y trigo blanco (Allen, Pereira, Raes, & Smith, 2006).



Periodo de brotación a senescencia para los cultivos de alcachofa, brócoli, lechuga, poroto granado, poroto verde y zanahoria (Allen, Pereira, Raes, & Smith, 2006).



Periodo de brotación a senescencia para los cultivos de almendro, duraznero, frutilla, naranjos, nogales, olivo, paltos (aguacate) y uva de mesa (Allen, Pereira, Raes, & Smith, 2006).

4.1.5. Diseño agronómico

Uno de los factores que más descuidan los agricultores es el riego, sobre todo en zonas donde existe mayor abundancia de agua. Sin embargo, en algunas zonas existe gran variabilidad de este recurso, por descuido y desconocimiento en diversas ocasiones, se aplica una mayor cantidad de agua de la que corresponde. Implementar un riego adecuado

permite hacer un uso eficiente de los recursos hídricos que muchas veces, como en la región de Valparaíso, son escasos. Es por ello que un adecuado diseño agronómico e hidráulico, permite, a través de cálculos y ensayos, certificar que el sistema de riego que se implemente tenga la capacidad de aplicar, con una determinada eficiencia, los requerimientos hídricos del cultivo durante un periodo donde la demanda es máxima, permitiendo aplicar una lámina de agua acorde a las características tanto del suelo como del cultivo.

Existe una gran diferencia en los métodos de riego cuando se aplica el agua. En un riego localizado, por goteo o aspersores, el agua es aplicada a través de emisores en forma de pequeñas gotas o chorros que permiten regar un volumen determinado de acuerdo al diseño agronómico. Por otra parte, el riego gravitacional, surco, o inundación, conduce el agua directamente por el terreno gravitacionalmente, produciendo pérdidas por escorrentía y percolación profunda, evaporación, entre otros, lo que lo hace uno de los riegos menos eficaces que existen, requiriendo grandes caudales y una buena nivelación de suelos.

Para obtener las necesidades hídricas determinadas para cada cultivo, se trabajó con la ETP de la Tabla 2, correspondiente a la cartografía de la Evapotranspiración Potencial de la Comisión Nacional de Riego, los coeficientes de cultivo de la FAO, del documento Crop Evapotranspiration FAO Documento Nº56, para así poder obtener le evapotranspiración de cultivo con la ecuación [1].

$$ETC = ETP \cdot Kc \quad [1].$$

Donde:

ETC : Evapotranspiración de cultivo (mm/día)

ETP : Evapotranspiración potencial (Tabla 1) (mm/día)

Kc : Coeficiente de cultivo

Esta última relación permite conocer el consumo de agua del cultivo, incluyendo la transpiración de la planta y la evaporación directamente, tanto desde la superficie del suelo como del cultivo. Este factor está condicionado a diversos factores climáticos, humedad del suelo, características, estado fenológico del cultivo, y el manejo agronómico al cual está sometido. Por otra parte, es necesario conocer la capacidad que tiene un suelo para retener el agua, conocido como humedad aprovechable (HA), por lo que es necesario conocer su capacidad de campo (CC), que corresponde a la humedad una vez drenada el agua de escurrimiento rápico, el punto de marchitez permanente (PMP), en donde la planta no es capaz de extraer agua producto de la falta de agua del suelo, su densidad aparente, y la profundidad representativa del suelo analizado (Z) de acuerdo a la ecuación [2], con los datos trabajados de la Tabla 2 y 3.

$$HA = \frac{(\theta_{CC} - \theta_{PMP}) * \rho_{ap}}{100} * Z \quad [2]$$

Donde:

HA : Altura de agua aprovechable para el cultivo (mm).

θ_{CC} : Contenido de humedad de suelo, expresado en porcentaje en base a peso seco, conocido como Capacidad de Campo (%).

θ_{PMP} : Contenido de humedad de suelo, expresado en porcentaje en base a peso seco, conocido como Punto de Marchitez Permanente (%).

ρ_{ap} : Densidad aparente del suelo (g/cm^3).

Z : Profundidad representativa del suelo analizado (mm).

Propiedades físicas de suelo, donde ρ corresponde a la densidad aparente, CC a la capacidad de campo, PMP al punto de marchitez permanente y HA a la humedad aprovechable del suelo, para diferentes tipos de textura, donde R corresponde al rango de valores y $\bar{X}$ a sus valores medios (Salgado, 1984).

Textura del suelo	**ρ (g/cm^3)**		**CC (%)**		**PMP (%)**		**H.A.**
	R	**$\bar{X}$**	**R**	**$\bar{X}$**	**R**	**$\bar{X}$**	**(cm)**
Arenoso	1.55-1.80	1.70	6-12	9	2-6	4	7-10
Franco-Arenoso	1.40-1.60	1.50	10-18	14	4-8	6	9-15
Franco	1.35-1.50	1.40	18-26	22	8-12	10	14-19
Franco-Arcilloso	1.30-1.40	1.35	23-31	27	11-15	13	17-22
Arcilloso-Arenoso	1.25-1.35	1.30	27-35	31	13-17	15	18-23
Arcilloso	1.20-1.30	1.25	31-39	35	15-19	17	20-25

Sabiendo que 1 mm de agua corresponde a un volumen de 1 l/m^2, los valores de ETC de acuerdo con la ecuación 1 en mm/día, es posible obtener el volumen de agua requerido por planta/árbol con la ecuación [3], considerando un marco de plantación o siembra respectivo para cada variedad de cultivo, de acuerdo con la Tabla 18 del Anexo.

$$Va = ETC \cdot Sp \cdot Sh \quad [3]$$

Donde:

Va : Volumen de agua requerido (árbol/día).

ETC : Evapotranspiración de cultivo (mm/día).

Sp : Espaciamiento de los árboles o cultivo en la hilera (m).

Sh : Espaciamiento entre hileras (m).

La implementación de un sistema de riego determinado permite optimizar el uso del recurso hídrico en la aplicación de este al cultivo, para conseguir su máximo rendimiento sin deteriorar el suelo. Si bien no existe un método de riego ideal que se puede implementar de forma eficiente en todas las condiciones de suelo y cultivo, estos métodos se deben diseñar para condiciones determinadas de acuerdo con sus factores técnicos, económicos y operacionales. Sin embargo, la mala implementación de estos cuando no se consideran las condiciones anteriores generan pérdidas innecesarias que permitirían, no tan solo aplicar un volumen de agua correcto, sino aprovechar el recurso para aumentar la superficie de riego. La ecuación [4] logra obtener un volumen de agua aplicado de acuerdo con las condiciones de eficiencia de cada método de riego. En este caso, se

evaluaron los sistemas de riego gravitacionales (surco, tendido, entre otros) como el de la Figura 10, que consisten en hacer circular el agua desde un punto con una cata más alta hacia otro de menor cota. La desventaja del método radica en que presenta una eficiencia de aplicación no mayor al 30%, debido a excesivas pérdidas por escurrimiento superficial y percolación profunda (López, 2016). Por otra parte, la ecuación [4] también se aplicó a un método de riego localizado (aspersión, goteo, cinta, entre otros) como el de la Figura 11, cuyo objetivo principal es aplicar el agua de manera más precisa que el riego gravitacional, evitando aún más las pérdidas de agua, aumentando la eficiencia de aplicación de hasta un 90% (López, 2016). En estos sistemas de riego se capta desde alguna fuente, como un estanque, tranque, pozo, entre otros, hacia el emisor, a través de una red de tuberías monitoreada por un centro de control, logrando regar sin una supervisión continua, controlar malezas, incorporar fertilizantes y nutrientes al agua, entre otros.

$$Vt = \frac{Va}{Ea} \quad [4]$$

Donde:

Vt : Volumen total a aplicar por árbol/cultivo (l/día/árbol)

Va : Volumen de agua requerido (árbol/día).

Ea : Eficiencia de aplicación del agua en el riego (Gravitacional 30%; Localizado 90%).

Riego gravitacional (surcos) implementado en la comuna de Hijuelas, región de Valparaíso, Chile.

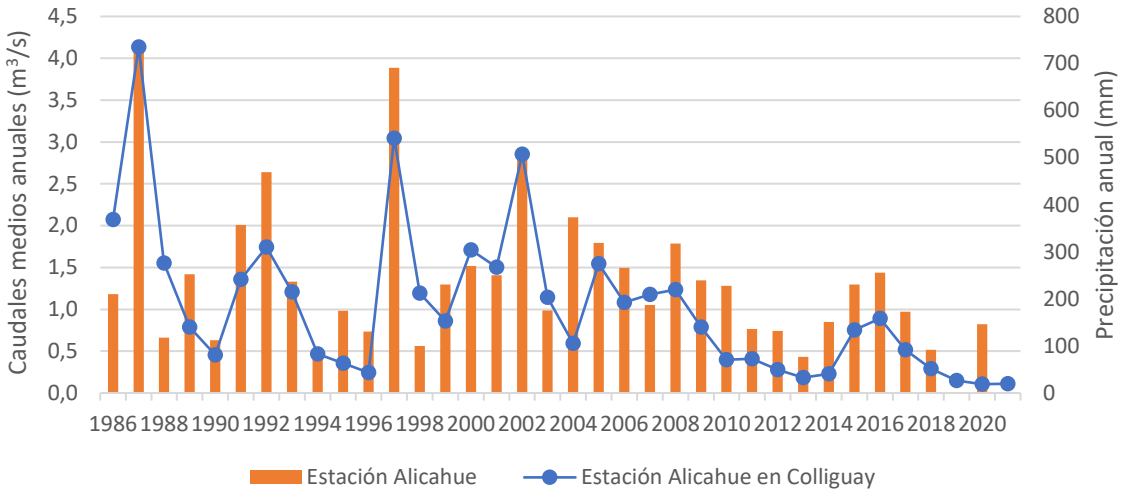
Implementación de riego localizado o presurizado en la comuna de Hijuelas, región de Valparaíso, Chile.

El estudio de obras intraprediales fue realizado en base a una superficie única de riego de 1 hectárea, que es la superficie típica, en promedio, que poseen los pequeños agricultores en la región de Valparaíso, para las dos principales variedades de cultivos utilizadas de acuerdo al último Censo Agropecuario disponible, para dos tipos de riego comunes en toda la región, ya sea por tendido, pulsos, surcos, entre otros, denominados gravitacionales, y goteo, cintas, aspersión, entre otros, denominados localizados o presurizados.

4.2 Riego extrapredial

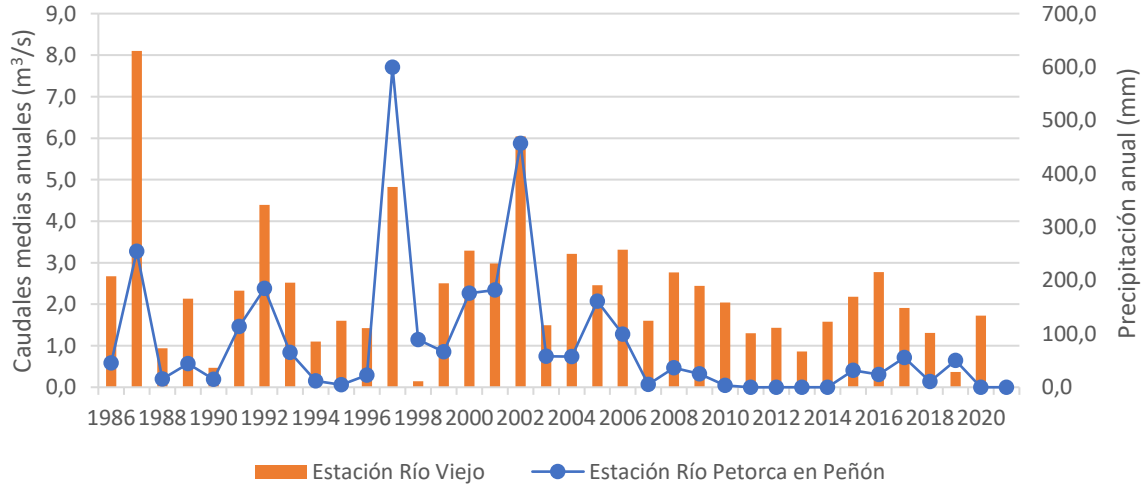
Los canales de riego son las principales obras encargadas de la conducción del agua desde la fuente de origen hacia la superficie de riego, en donde en algunas zonas, por razones tanto geomorfológicas, climáticas, económicas y sociales, se implementan obras de tipo revestimiento o tuberías. Sin embargo, en la gran mayoría de los casos, estos canales se encuentran en terreno natural, permitiendo así las pérdidas por infiltración, evaporación, acumulación de desechos, entre otros.

La región de Valparaíso posee tres principales cuencas, la del río Aconcagua, La Ligua (Figura 13) y Petorca (Figura 15), en donde estos dos últimos se encuentran bajo una abundante sequía con caudales inferiores a 0,11 m^3/s y/o nulos, siendo estos declarados cauces agotados en los años 1997 y 2004, respectivamente, como se representa en las Figura 14 y 16.



Hidrograma de las principales estaciones fluviométrica y pluviométrica de la cuenca del río La Ligua, declarado cauce agotado el año 1997.

Río La Ligua completamente seco en pleno invierno 2021.



Hidrograma de la principal estación fluviométrica y pluviométrica de la cuenca del río Petorca, declarado cauce agotado el año 2004.

Río Petorca completamente seco en pleno verano 2017.

4.2.1 Derechos de aprovechamiento de aguas

Los derechos de aprovechamiento de aguas (DAA) son un derecho real que recae sobre las aguas, ya sean estas superficiales o subterráneas y consisten en el uso de estas para su goce de acuerdo con las reglas, requisitos y limitaciones que establece el Código de Aguas de Chile en su ley N°21.435. Estos DAA son otorgados por la Dirección General de Aguas del Ministerio de Obras Públicas de Chile, entidad administradora de las aguas, en la medida que la ley lo disponga y que exista disponibilidad del recurso, que no afecten el aprovechamiento de un tercero, y que el peticionario presente una solicitud de acuerdo cómo lo estipula la ley.

Los DAA subterráneos cuyas aguas son aquellas que están ocultas en el seno de la tierra y no han sido alumbradas y, por otra parte, los superficiales, que se encuentran naturalmente a la vista. La superficiales, pueden ser a su vez, detenidas, si se acumulan en acumuladores naturales o artificiales como lagos, lagunas, estanques o embalses, o si escurren por cauces naturales o artificiales.

Sin embargo, durante la década de los 90, la DGA sobre otorgó DAA provocando consecuencias económicas locales y al acceso al agua para consumo humano, siendo la región de Valparaíso una de las regiones con más otorgamientos de DAA, como se aprecia en las Figuras 17 (recursos superficiales) y 18 (recursos subterráneos) (DGA, 2016).

Macrozona	Región	Derechos Superficiales Consuntivos - Caudal Otorgado								
		Permanente	[l/s]	[%]	Eventual	[l/s]	[%]	Total	[l/s]	[%]
Norte	XV		18.833	0,93		7.023	0,75		25.856	0,87
	I		3.290	0,16		11	0,001		3.301	0,11
	II		10.567	0,52		721	0,079		11.288	0,38
	III		7.469	0,37		15.072	1,61		22.541	0,76
	IV		67.075	3,31		31.086	3,32		98.161	3,32
Centro	V		226.865	11,21		78.541	8,40		305.406	10,32
	RM		183.477	9,07		78.242	8,37		261.719	8,85
	VI		222.216	10,98		16.956	1,81		239.172	8,08
	VII		209.634	10,36		216.057	23,11		425.691	14,39
Sur	VIII		255.252	12,61		208.898	22,35		464.150	15,68
	IX		355.222	17,55		90.729	9,70		445.951	15,07
	XIV		84.142	4,16		37.399	4,00		121.541	4,11
	X		132.495	6,55		45.806	4,90		178.301	6,03
Austral	XI		155.654	7,69		48.524	5,19		204.178	6,90
	XII		91.756	4,53		59.924	6,41		151.680	5,13
		Total	2.023.947		Total	934.989			2.958.936	

Caudal otorgado de derechos superficiales consuntivos en función del ejercicio del derecho y regiones (DGA, 2016).

Macrozona	Región	Derechos Subterráneos - Caudal Otorgado								
		Definitivo	[l/s]	[%]	Provisional	[l/s]	[%]	Total	[l/s]	[%]
Norte	XV		3.491	0,77		36	0,25		3.527	0,75
	I		6.426	1,42		212	1,47		6.638	1,42
	II		14.123	3,12		181	1,25		14.304	3,06
	III		28.381	6,27		385	2,66		28.766	6,16
	IV		26.115	5,77		1.780	12,31		27.895	5,97
Centro	V		65.220	14,40		910	6,29		66.130	14,15
	RM		116.950	25,82		6.560	45,34		123.510	26,43
	VI		53.980	11,92		4.401	30,43		58.381	12,49
	VII		54.515	12,04		0	0		54.515	11,67
Sur	VIII		29.220	6,45		0	0		29.220	6,25
	IX		18.110	4,00		0	0		18.110	3,88
	XIV		11.590	2,56		0	0		11.590	2,48
	X		23.598	5,21		0	0		23.598	5,05
Austral	XI		465	0,10		0	0		465	0,10
	XII		657	0,15		0	0		657	0,14
		Total	452.841		Total	14.465			467.306	

Caudal otorgado de derechos subterráneos distribuido por regiones (DGA, 2016).

Este sobre otorgamiento y sobre explotación del agua se dio en un marco de sequía prolongada, agudizando sus efectos y derivando en la falta de agua para consumo humano y agrícola, agudizando las captaciones ilegales de agua mediante pozos y drenes.

En esta oportunidad se analizaron las aguas superficiales correspondientes a la cuenca del río Aconcagua, que se encuentran administradas bajo una Organización de Usuarios de Aguas (OUA) denominada Junta de Vigilancia (JV), cuyo cauce se encuentra dividido en cuatro secciones, de las cuales tres de ellas se encuentran formalizadas antes la Dirección General de Aguas.

El seccionamiento del cauce se produce a medida del aprovechamiento de las aguas a lo largo del río (o estero), agotándose en ciertos tramos, para luego a través de filtraciones o afluencias reaparecer nuevamente en otro punto del cauce, como ocurre entre las secciones segunda y tercera del Aconcagua, fenómenos que ocurren especialmente en épocas de sequía.

4.2.2 Distribución de caudales

4.2.2.1 Primera sección río Aconcagua.

La primera sección tiene una extensión que nace desde la confluencia de los ríos Blanco y Juncal hacia la cordillera de los Andes, hasta el cruce del río con el puente de acceso en la ciudad de San Felipe denominado puente El Rey, abarcando las comunas de San Felipe, Los Andes y San Esteban.

La primera sección posee diversas obras de captación o bocatomas a lo largo del cauce, principalmente para usar el agua en regadío. La gran mayoría de estas obras se encuentran en buen estado, con disposición de telemetría lo que permite captar de forma segura los DAA correspondientes. Sin embargo, aguas debajo de cada obra, los canales se encuentran, en algunos casos, en precario estado de conservación afectando terrenos, infraestructuras y población adyacente al río, debido a que gran parte de la red no está revestida y sus obras se encuentran en mal estado.

4.2.2.2 Segunda sección río Aconcagua.

La segunda Sección del Río Aconcagua comprende desde el fin de la primera sección en sector denominado “Puente el Rey” en la ciudad de San Felipe, hasta el lugar donde pasa el río Aconcagua frente a la puntilla de Romeral. Recibe sus principales aportes, a través del río Putaendo al comienzo de la sección y estero Catemu al final de la sección, por el lado norte; y los esteros Lo Campo y Los Loros o Las Vegas por su lado sur en su parte final de la sección, como también de lo restante de la primera sección.

4.2.2.3 Tercera sección río Aconcagua

La tercera sección del Río Aconcagua comprende desde La Puntilla de Romeral hasta el puente de ferrocarril ubicado después de la junta del río Aconcagua con el estero San Isidro, y se abastece por los sobrantes de la segunda sección del Aconcagua, sobrantes de canales y sus recursos propios provenientes del estero El Melón o Los Litres, afluente por vertiente por el lado norte y por el estero Rabuco en el lado sur, y por último por la sección del estero San Isidro (Pocochay).

4.2.2.4 Cuarta sección río Aconcagua

Esta sección se encuentra inmediatamente después del puente de ferrocarril ubicado luego de la intersección del río Aconcagua con el estero San Isidro, cuya desembocadura llega al Océano Pacifico en la parte baja de la costa de la ciudad de Concón. La sección se abastece por los sobrantes de la tercera, sobrantes de canales y los aportes del estero Rautén, afluentes de vertientes en su lado norte y sobrantes del estero Limache por su lado sur.

Esta sección no posee una Junta de Vigilancia legalmente establecida a diferencia de las tres secciones anteriores vistas, por lo que la administración de sus aguas recae en una Organización de Usuarios de Agua informal en proceso de conformación.

4.2.3 Obras de conducción de agua en canales de riego

Es indispensable que una obra de conducción, como un canal de riego, posea un buen diseño que permita no tan solo abaratar costos en su construcción u operación, sino también en el mantenimiento y en evitar las pérdidas de agua. Un buen diseño está relacionado con las características del terreno, como su permeabilidad.

Existe una gran diversidad de materiales que se usan para conducir aguas en un canal, como lo es el hormigón armado en casos de revestimiento, y tuberías corrugadas HDPE en caso de entubamientos, también existen las mantas de hormigón, utilizadas últimamente por su fácil y rápida implementación, entre otros. Todos estos casos buscan diversos fines como la velocidad de escurrimiento y evitar las pérdidas por infiltración de agua, ya que al no tener un material impermeable y estar los canales por lo general excavados en suelos permeables, es necesario considerar en el cálculo del caudal de diseño una pérdida por infiltración. Es este último caso una variable difícil de estimar, debido por una parte a la variabilidad de suelos a lo largo de un cauce, como también la geomorfología que poseen, y, por otra parte, existen aportes al canal debido a los acuíferos de la zona, aportes de los derrames producto del riego, entre otros. De esta manera, se han desarrollado fórmulas empíricas que permiten un cálculo aproximado de la infiltración del agua en el suelo en función de variables como velocidad, caudal, tipo de suelo, entre otros.

4.2.4 Identificación de pérdidas por infiltración a lo largo de canales.

La infiltración en canales produce diversos efectos colaterales que recaen directamente en los cultivos, produciendo elevación en el nivel freático pudiendo ser perjudicial para las plantas, o la pérdida de agua, recurso principal para la producción agrícola.

Dentro de los factores que afectan a las pérdidas por infiltración, se tienen (Villón M, 2003):

- La permeabilidad del lecho del canal, la percolación depende de la permeabilidad el suelo y son tanto mayores cuando más poroso y gruesos es el suelo.
- Edad del canal, la perdida de agua en los canales es generalmente máxima inmediatamente después de construidos (Sin revestir) y después disminuye gradualmente con el tiempo a medida que el fondo y los lados son cubiertos por el fango.
- Caudal, las pérdidas son proporcionalmente menores en los canales grandes que en los pequeños.
- Longitud del canal, las pérdidas son directamente proporcionales a la longitud del canal de conducción.

4.2.4.1 Pérdidas por infiltración modelo de Moritz

Para el desarrollo de este documento se utilizó la ecuación de Moritz (Kraatz, D.D., 1972) expresada en la ecuación 5 para determinar las pérdidas por infiltración en una conducción, que es la utilizada habitualmente por la Comisión Nacional de Riego del Ministerio de Agricultura de Chile para el diseño de obras de conducción de riego, asumiendo los caudales máximos de bocatomas de las Tablas

14, 15 y 16, velocidad constante de 1 m/s una longitud promedio de 1 km y emplazamiento de canal.

La relación de Moritz, está dada por la siguiente expresión en el Sistema Internacional de medidas (SI):

$$P = 0.0375 \cdot \mathrm{C} \cdot \sqrt{\frac{Q}{v}} \quad [5]$$

Donde:

P = Pérdidas por conducción ($m^3/s/km$)

C = Coeficiente que depende de las características de suelo (Tabla anexa)

Q = Caudal de diseño en el tramo (m^3/s)

v = Velocidad del flujo (m/s)

Dado que la relación de Moritz depende del valor de *C*, se utilizará el valor asociadas el tipo y características de suelo estipulados en la Tabla 3 de este documento en el aparatado de "Riego Intrapredial", que corresponde a un valor medio a los calculados por Moritz.

Valores de coeficiente *C* establecidos por el *Bureau of Reclamation* de los Estados Unidos de América (Kraatz, D.D., 1972).

Moritz	C (m/día)
Grava cementada, franco arenoso	0,10
Arcilloso y franco arcilloso	0,13
Franco arenoso	0,20
Ceniza volcánica	0,21
Arena, cenizas volcánicas o arcilla	0,37
Arenoso con roca	0,51
Arenoso con grava	0,67

5. RESULTADOS

La aplicación de las metodologías estudiadas indica que la implementación de obras, ya sea de cualquier tipo, significan un aporte en la gestión del recurso hídrico, permitiendo evitar la pérdida del agua en conducciones. Las obras de riego intrapredial analizadas muestran el impacto de cambiar de método de riego para los dos tipos de cultivos principales en las 36 comunas continentales de la región de Valparaíso, y, por otra parte, la cantidad de agua que se podría evitar implementando obras hidráulicas de conducción extraprediales en la principal cuenca de la región, la del río Aconcagua.

h) Riego intrapredial

La Tablas 5 y 6 indican el volumen de agua aplicada utilizando un tipo de riego gravitacional y otro localizado, para los cultivos principales y secundarios utilizados en cada comuna, con un marco de plantación determinado para cada tipo de cultivo, según las indicaciones del Instituto de Desarrollo Agropecuario del Ministerio de Agricultura.

Volumen aplicado, en m^3/día, con dos métodos de riego (Gravitacional y localizado), y la diferencia de sus usos, para el principal tipo de cultivo utilizado, bajo una superficie de 1 ha, en las 36 comunas continentales de la región de Valparaíso.

Organización territorial		Volumen aplicado cultivo principal		
Provincias	**Comunas**	**Gravitacional**	**Localizado**	**Diferencia**
Los Andes	Calle Larga	229,5	76,5	153,0
	Los Andes	165,2	55,1	110,1
	Rinconada	216,5	72,2	144,3
	San Esteban	220,2	73,4	146,8
Marga Marga	Limache	141,9	47,3	94,6
	Olmué	141,9	47,3	94,6
	Quilpué	110,4	36,8	73,6
	Villa Alemana	129,0	43,0	86,0
Petorca	Cabildo	151,4	50,5	100,9
	La Ligua	142,8	47,6	95,2
	Papudo	73,1	24,4	48,7
	Petorca	154,0	51,3	102,7
	Zapallar	103,4	34,5	69,0
Quillota	Hijuelas	141,9	47,3	94,6
	La Calera	135,1	45,0	90,0
	La Cruz	124,7	41,6	83,2
	Nogales	144,5	48,2	96,3
	Quillota	123,0	41,0	82,0
San Antonio	Algarrobo	67,7	22,6	45,2
	Cartagena	63,9	21,3	42,6
	El Quisco	118,8	39,6	79,2
	El Tabo	63,4	21,1	42,3
	San Antonio	113,5	37,8	75,7
	Santo Domingo	157,3	52,4	104,9
San Felipe de Aconcagua	Catemu	141,9	47,3	94,6
	Llaillay	116,0	38,7	77,3
	Panquehue	148,0	49,3	98,6
	Putaendo	229,5	76,5	153,0
	San Felipe	210,5	70,2	140,4
	Santa María	227,1	75,7	151,4
Valparaíso	Casablanca	143,7	47,9	95,8
	Concón	70,6	23,5	47,1
	Puchuncaví	134,2	44,7	89,5
	Quintero	70,6	23,5	47,1
	Valparaíso	72,6	24,2	48,4
	Viña del Mar	177,4	59,1	118,3

y las diferencias de sus usos, para el segundo tipo de cultivo más utilizado, bajo una superficie de 1 ha, en las 36 comunas continentales de la región de Valparaíso.

Organización territorial		Volumen aplicado cultivo secundario		
Provincias	**Comunas**	**Gravitacional**	**Localizado**	**Diferencia**
Los Andes	Calle Larga	93,9	31,3	62,6
	Los Andes	92,9	31,0	61,9
	Rinconada	88,5	29,5	59,0
	San Esteban	94,4	31,5	62,9
Marga Marga	Limache	195,2	65,1	130,1
	Olmué	195,2	65,1	130,1
	Quilpué	76,5	25,5	51,0
	Villa Alemana	137,1	45,7	91,4
Petorca	Cabildo	208,2	69,4	138,8
	La Ligua	196,3	65,4	130,9
	Papudo	178,6	59,5	119,1
	Petorca	86,6	28,9	57,7
	Zapallar	71,6	23,9	47,7
Quillota	Hijuelas	168,5	56,2	112,4
	La Calera	160,4	53,5	106,9
	La Cruz	171,5	57,2	114,3
	Nogales	81,3	27,1	54,2
	Quillota	138,4	46,1	92,3
San Antonio	Algarrobo	165,6	55,2	110,4
	Cartagena	127,7	42,6	85,2
	El Quisco	132,8	44,3	88,5
	El Tabo	154,9	51,6	103,3
	San Antonio	92,3	30,8	61,5
	Santo Domingo	64,4	21,5	42,9
San Felipe de Aconcagua	Catemu	79,8	26,6	53,2
	Llaillay	169,6	56,5	113,0
	Panquehue	83,2	27,7	55,5
	Putaendo	93,9	31,3	62,6
	San Felipe	86,1	28,7	57,4
	Santa María	92,9	31,0	61,9
Valparaíso	Casablanca	143,7	47,9	95,8
	Concón	125,6	41,9	83,7
	Puchuncaví	75,5	25,2	50,3
	Quintero	172,7	57,6	115,1
	Valparaíso	129,0	43,0	86,0
	Viña del Mar	72,6	24,2	48,4

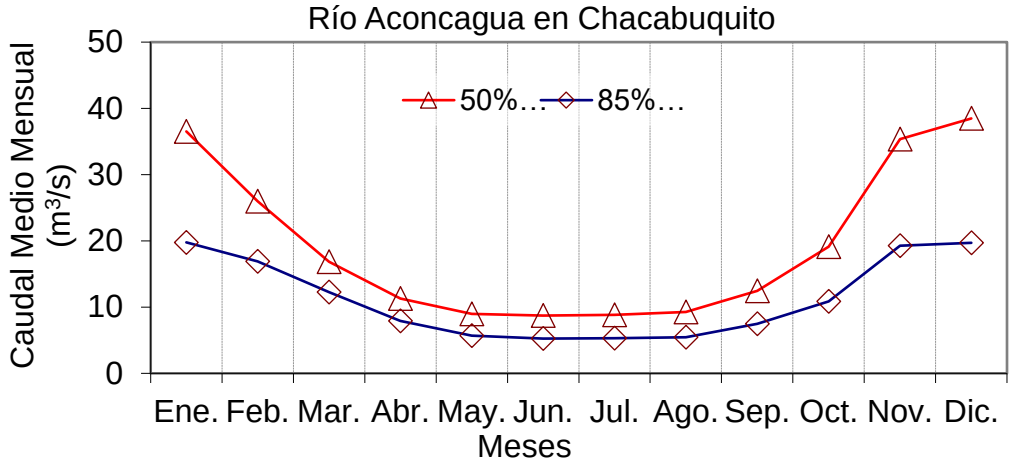
5.2 Riego extrapredial

5.2.1 Disponibilidad de Aguas Superficiales 1ra sección río Aconcagua

La Junta de Vigilancia de esta sección reparte 12.774 acciones entre sus 26 canales. Su disponibilidad está referida a la estación fluviométrica del río denominada "Río Aconcagua en Chacabuquito", cuyos nombres, repartición de acciones y oferta se calculó en base el caudal con un 85% de seguridad de riego como se aprecia en la Tabla 7 y Figura 19, respectivamente, de acuerdo con la información proporcionada por la Dirección General de Aguas y la Dirección de Obras Hidráulicas del Ministerio de Obras Públicas de Chile.

Distribución de caudales calculados de acuerdo con el 85% de seguridad de riego y la ubicación de bocatomas para cada canal que conforma la 1ra sección del Río Aconcagua.

#	Canales 1ra sección Río Aconcagua	Derechos canal (Acciones)	Acciones internas (l/s)	Acciones eventuales (l/s)	Coordenadas UTM	
					Norte	Este
1	Ahumada	800,00	781,59	211,68	6369039	348558
2	Cerro Verde	75,00	73,27	18,00	6372722	339629
3	Chacabuco - Polpaico	-	-	2998,80	6356858	375115
4	Chacayes	-	-	9,45	6363229	366604
5	Curimón	400,00	390,79	90,00	6371778	342785
6	Encon o Sauce	500,00	488,49	180,00	6372468	342393
7	Estanquera	227,00	221,78	41,40	6368960	348819
8	Herrera	467,00	456,25	149,40	6371363	344992
9	Higueral (Ramírez)	83,00	81,09	257,40	6365365	357170
10	La Petaca	394,13	385,05	1260,00	6365064	357396
11	La Quebrada	-	-	16,20	6363578	364473
12	Ladera Negra	-	-	525,60	6372715	340783
15	Los Quilos	228,13	222,87	14,40	6363290	363613
13	Las Vizcachas	33,00	32,24	0,00	6363519	360893
14	Los Cantos	300,00	293,10	204,75	6367256	350120
16	Montenegro	529,00	516,82	127,80	6371401	344685
17	Pirca	74,00	72,30	39,60	6372905	341153
18	Pueblo San Felipe	230,00	224,71	183,60	6372935	341107
19	Quilpué	853,00	833,37	153,00	6368323	349548
20	Rinconada	2.500,00	2442,46	563,40	6366364	351251
21	Salero	67,00	65,46	540,00	6365854	356165
22	San Miguel	1.610,00	1572,95	360,00	6366423	355055
23	San Rafael	1.500,00	1465,48	1260,00	6367585	350139
24	San Regís	600,00	100	1080,00	6365473	357129
25	Santa Rosa	1.227,75	-	1260,00	6366855	353942
26	Santander	76,00	-	36,00	6365980	351734



Caudales del río Aconcagua en base a un 50 y 85% de probabilidad de riego para la estación Río Aconcagua en Chacabuquito.

En base a lo calculado en la Figura 19 y que se demuestra en la Tabla 8, para la primera sección del río Aconcagua, la disponibilidad total de agua alcanza un caudal de 12.48 m³/s como promedio para los meses donde existe máxima demanda. La Junta de Vigilancia distribuye 12.774 acciones, por lo que el caudal por acción alcanza un valor de 0.977 l/s/acc, con un 85% de seguridad.

Estación Aconcagua en Chacabuquito. Valores de caudales en m³/s con 50 y 85% de seguridad.

Probabilidad	Nov.	Dic.	Ene.	Abr.-Sep.	Oct.-Mar.	Promedio
50%	23,91	16,57	11,52	10,09	26,64	20,03
85%	15,85	12,37	9,94	6,48	14,59	12,48

5.2.2 Disponibilidad de Aguas Superficiales 2da sección río Aconcagua

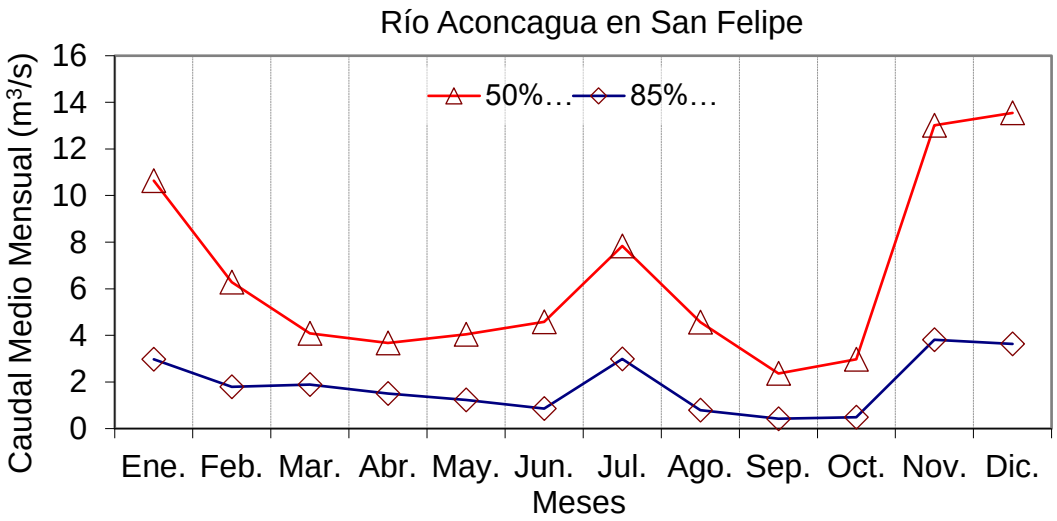
Como ya se comentó en la sección anterior, los caudales de esta sección provienen principalmente de los aportes superficiales de la primera sección, del río Putaendo y de los afloramientos subterráneos provenientes de los acuíferos de los sectores de la zona, que quedan en evidencia principalmente en los periodos de escasez hídrica ya que cuando la primera sección registra un nivel evidente de la diminución del recurso los canales de la segunda sección pueden captar sus aguas con plena capacidad.

Esta Junta de Vigilancia reparte alrededor de 27.000 acciones en sus 25 cabales, y su disponibilidad está referida a la estación fluviométrica del río denominada "Río Aconcagua en San Felipe", cuyos nombres, repartición de acciones y oferta se calculó en base el caudal con un 85% de seguridad de riego como se aprecia en la Tabla 9 y Figura 20, respectivamente, de acuerdo a la información proporcionada por la Dirección General de Aguas y la Dirección de Obras

Hidráulicas del Ministerio de Obras Públicas
de Chile.

Distribución de caudales calculados de acuerdo con el 85% de seguridad de riego y la ubicación de bocatomas para cada canal que conforma la 2da sección del Río Aconcagua.

#	Canal 2da sección Río Aconcagua	Derechos canal (Acciones)	Acciones internas (l/s)	Acciones eventuales (l/s)	Coordenadas UTM	
					Norte	Este
1	Valdesano LlaiLlay	9.558,00	1167,50		6369058	318116
2	Abajo de Catemu	200,00	24,43		6372126	325495
3	Agustinos y La Redonda	-	-	450	6373973	327758
4	Arriba de Catemu	260,00	31,76		6374175	328172
5	Capt Las Vegas o esval	2.475,10	302,33		6366491	312578
6	Chacay o Pedregales	286,00	34,93		6370624	322155
7	Cisneros	22,00	2,69		6375584	336499
8	Comunero o Ucuquer	1.317,09	160,88		6369109	317776
9	Comunidad Panquehue	67,00	8,18		6377143	333888
10	Comunidad Romeral	463,68	56,64		6366671	312573
11	Encon o del Cerro	34,00	4,15		6366491	336499
12	Enrique correa	-	-	100	6356035	312561
13	Escorial o del Medio	96,06	11,73		6373191	312573
14	Estancilla o Changres	73,00	8,92		6369030	318099
15	La Isla	69,00	8,43		6369513	316500
16	La Sombra o Grande	390,09	47,65		6366671	312573
17	Las Vegas	-	-		6356035	373427
18	Las Vegas - Molino	17,09	2,09		6369209	317571
19	Mercedes	466,63	57,00		6372126	325495
20	Nazaret o Carey	-	-		6356035	337277
21	Pepino o Huidobro	20,88	2,55		6372126	325495
22	Puente del Rey	-	-		6374593	337517
23	Puente o Culebras	79,58	9,72		6374159	337277
24	Santa Isabel	116,00	14,17		6375921	330290
25	Turbina	71,00	8,67		6373191	326720



Caudales del río Aconcagua en base a un 50 y 85% de probabilidad de riego para la estación Río Aconcagua en San Felipe.

En base a lo calculado en la Figura 20 y que se demuestra en la Tabla 10, para la segunda sección del río Aconcagua, la disponibilidad total de agua alcanza un caudal de 3.32 m³/s como promedio para los meses donde existe máxima demanda. La Junta de Vigilancia distribuye alrededor de 27.000 acciones, por lo que el caudal por acción alcanza un valor de 0.977 l/s/acc, con un 85% de seguridad.

Estación Aconcagua en San Felipe. Valores de caudales en m³/s con 50 y 85% de seguridad.

Probabilidad	Nov.	Dic.	Ene.	Abr.-Sep.	Oct.-Mar.	Promedio
50%	13,01	13,54	10,64	5,82	8,88	8,43
85%	3,81	3,63	2,98	2,23	2,98	3,32

5.2.3 Disponibilidad de Aguas Superficiales 3ra sección río Aconcagua

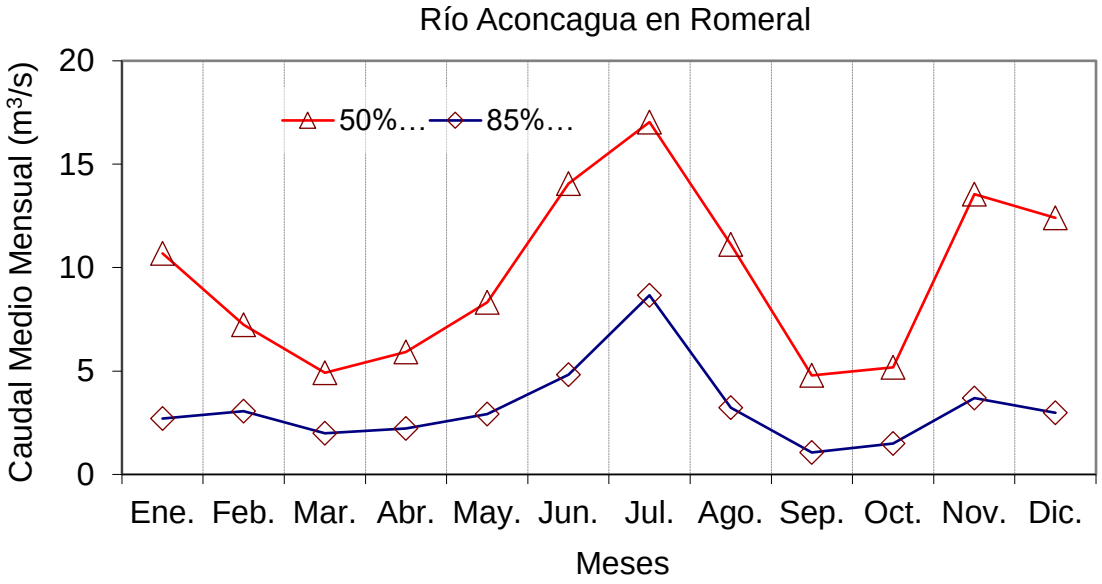
Esta Junta de Vigilancia reparte 11.659 acciones en sus 18 canales, y su disponibilidad fue calculado en base al análisis de frecuencia de caudales referida a la estación fluviométrica del río denominada "Río Aconcagua en Romeral" cuyos nombres, repartición de acciones y oferta se calculó en base el caudal con un 85% de seguridad de riego como se aprecia en la Tabla 11 y Figura 21, respectivamente, de acuerdo a la información proporcionada por la Dirección General de Aguas y la Dirección de Obras Hidráulicas del Ministerio de Obras Públicas de Chile.

Esta estación está ubicada antes de que el río, en su segunda sección, reciba los aportes del río Putaendo, por lo que se puede apreciar entre la Tabla 11 y 12 que existe una abundancia en el recurso en esta sección.

Lo anterior nos indica que los recursos del río, a lo largo de su segunda sección, no se ven mermados por la extracción realizada por los canales en la sección anterior.

Distribución de caudales calculados de acuerdo con el 85% de seguridad de riego y la ubicación de bocatomas para cada canal que conforma la 3ra sección del Río Aconcagua.

#	Canal 3ra sección Río Aconcagua	Derechos canal (Acciones)	Acciones internas (l/s)	Acciones eventuales (l/s)	Coordenadas UTM	
					Norte	Este
1	Ocoa	800	288	-	6365348	309492
2	Pequenes	400	144	-	6365348	309492
3	Melón	-	-	4050	6365101	303572
4	Purutún	2.600	936	-	6364935	303381
5	Comunidad Hijuelas	584	210,24	-	6364884	303388
6	Torrejón	-	-	99	6364635	303181
7	Serrano	30	10,8	-	6364206	300706
8	Waddington	1.000	360	-	6366361	298332
9	Calle Larga/Pocochay	1.939	698,04	-	6369938	295948
10	Ovalle	1.000	360	-	6370014	295972
11	Mauco	-	-	6300	6368845	290117
12	Boco	230	82,8	-	6365411	289899
13	Comunidad de Quillota	816	293,76	-	6364550	290300
14	Candelaria	-	-	-	6364550	290300
15	Marfan	60	21,6	-	6360858	289065
16	San Pedro	1.300	468	-	6360862	289063
17	Rautén	600	216	-	6359109	287109
18	Molino Rautén	300	108	-	6356433	284870



Caudales del río Aconcagua en base a un 50 y 85% de probabilidad de riego para la estación Río Aconcagua en Romeral.

En base a lo calculado en la Figura 21 y que se demuestra en la Tabla 12, para la segunda tercera del río Aconcagua, la disponibilidad total de agua alcanza un caudal de 4.14 m³/s como promedio para los meses donde existe máxima demanda. La Junta de Vigilancia distribuye 11.659 acciones, por lo que el caudal por acción alcanza un valor de 0.360 l/s/acc, con un 85% de seguridad.

Estación Aconcagua en Romeral. Valores de caudales en m³/s con 50 y 85% de seguridad.

Probabilidad	Nov.	Dic.	Ene.	Abr.-Sep.	Oct.-Mar.	Promedio
50%	13,55	12,40	10,68	11,34	9,18	10,99
85%	3,70	2,99	2,71	4,79	3,00	4,14

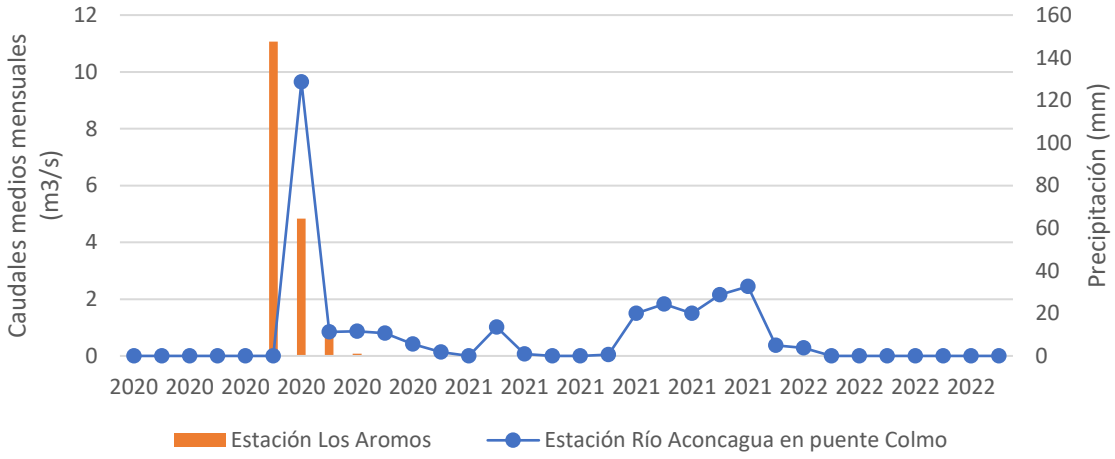
5.2.4 Disponibilidad de Aguas Superficiales 4ta sección río Aconcagua

Los canales que tienen su Bocatoma directamente en el río Aconcagua y pertenecen a la cuarta sección corresponden a:

- Tabolango
- San Víctor
- Victoria de Santa Rosa de Colmo
- Concón Alto
- Concón Bajo
- De La Cabrería
- La Libertad

El lecho del río Aconcagua, en su cuarta sección, es compartido por las comunas de Limache, Quillota, Quintero y Concón, está totalmente seco en la fase final de su trayecto,

como se aprecia en el hidrograma de la Figura 22. Como se observa en la figura, prácticamente no recibe aportes de caudales en gran parte de su tramo, no existiendo mediciones de estos mismos hace años debido a la crisis climática y el aprovechamiento de derechos por la administración del recurso que realizan las Juntas de Vigilancia aguas arriba de esta sección.



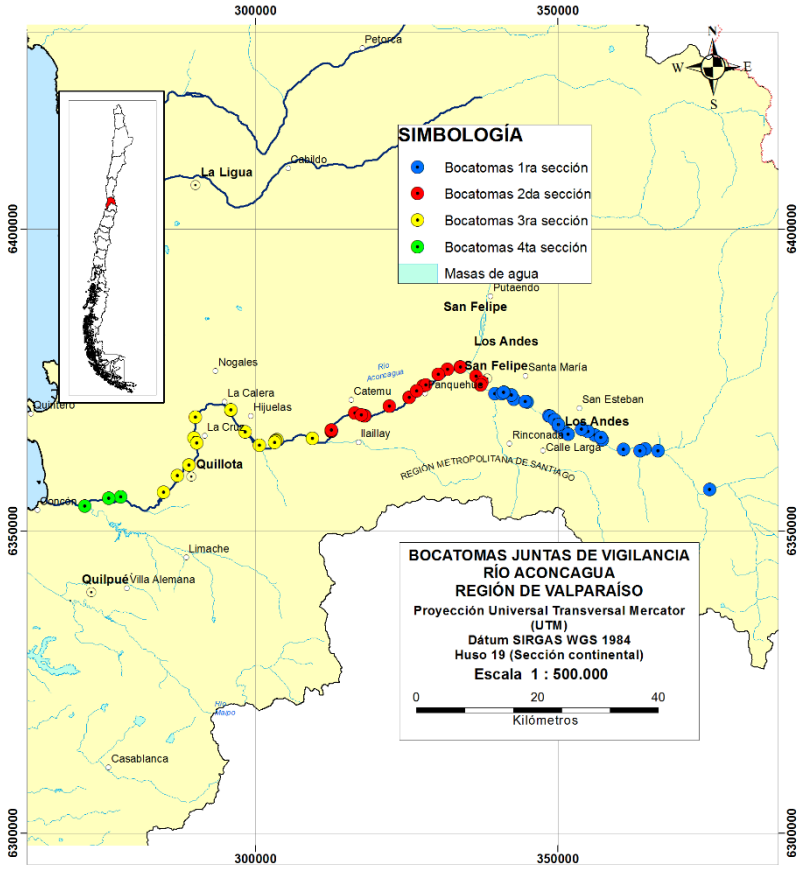
Hidrograma de la cuarta sección del río Aconcagua

Distribución de caudales según estudio OOH-1998 y la ubicación de bocatomas para cada canal que conforma la 3ra sección del Río Aconcagua (DOH, 1998).

#	Canal 4ta sección Río Aconcagua	Capacidad máxima (m^3/s)	Coordenadas UTM	
			Norte	Este
1	Tabolango	0,19		
2	San Víctor	1,66		
3	Victoria de Santa Rosa de Colmo	0,83	6355627	277792
4	Concón Alto	-	6355442	275778
5	Concón Bajo	0,15	6354095	271829
6	De La Cabrería	-		
7	La Libertad	-		

El río en esta sección presenta caudales casi nulos en la gran mayoría del año, especialmente a contar del mes de octubre hasta mayo, donde termina la temporada de riego.

La totalidad de las bocatomas que dan inicio a los principales canales de cada unas de las cuatro secciones del río Aconcagua se puede apreciar en la Figura 23.



Ubicación de bocatomas en las cuatro secciones del río Aconcagua, región de Valparaíso, Chile.

La obtención de los caudales a través de una probabilidad de riego de un 85% para cada una de las secciones, permitió estimar, considerando una velocidad de flujo de 1 m/s, el volumen de agua, en m^3/día, que se infiltra por cada 1 km de recorrido, lo que se puede apreciar en las Tablas 14, 15 y 16, para las secciones primera, segunda y tercera, respectivamente.

Pérdidas por infiltración calculadas a través del modelo de Moritz en función del caudal en m^3/s de acuerdo con el Q85% o eventual, para la primera sección del río Aconcagua.

#	Canales 1ra sección Río Aconcagua	Caudal (m^3/s)	Pérdidas			
			$m^3/s/km$	l/s	$m^3/día$	%
1	Ahumada	0,78	0,02	22,30	13487	2,85
2	Cerro Verde	0,07	0,01	6,90	4173	9,42
3	Chacabuco - Polpaico	3,00	0,04	43,60	26369	1,45
4	Chacayes	0,01	0,00	2,50	1512	26,46
5	Curimón	0,39	0,02	15,80	9556	4,04
6	Encon o Sauce	0,49	0,02	17,60	10644	3,60
7	Estanquera	0,22	0,01	11,90	7197	5,37
8	Herrera	0,46	0,02	17,00	10282	3,73
9	Higueral	0,08	0,01	7,20	4355	8,88
10	La Petaca	0,39	0,02	15,60	9435	4,05
11	La Quebrada	0,02	0,00	3,20	1935	19,75
12	Ladera Negra	0,53	0,02	18,30	11068	3,48
15	Los Quilos	0,22	0,01	11,90	7197	5,34
13	Las Vizcachas	0,03	0,00	4,60	2782	14,27
14	Los Cantos	0,29	0,01	13,70	8286	4,67
16	Montenegro	0,52	0,02	18,10	10947	3,50
17	Pirca	0,07	0,01	6,80	4113	9,41
18	Pueblo San Felipe	0,22	0,01	12,00	7258	5,34
19	Quilpué	0,83	0,02	23,00	13910	2,76
20	Rinconada	2,44	0,04	39,30	23769	1,61
21	Salero	0,07	0,01	6,50	3931	9,93
22	San Miguel	1,57	0,03	31,60	19112	2,01
23	San Rafael	1,47	0,03	30,50	18446	2,08
24	San Regís	0,10	0,01	8,00	4838	8,00
25	Santa Rosa	1,26	0,03	28,30	17116	2,25
26	Santander	0,04	0,00	4,80	2903	13,33

Pérdidas por infiltración calculadas a través del modelo de Moritz en función del caudal en m^3/s de acuerdo con el Q85% o eventual, para la segunda sección del río Aconcagua.

#	Canales 2da sección Río Aconcagua	Caudal (m^3/s)	Pérdidas			
			$m^3/s/km$	l/s	$m^3/día$	%
1	Valdesano LlaiLlay	9,56	0,08	77,70	46993	0,81
2	Abajo de Catemu	0,20	0,01	11,30	6834	5,65
3	Agustinos y La Redonda	0,45	0,02	16,90	10221	3,76
4	Arriba de Catemu	0,26	0,01	12,90	7802	4,96
5	Capt. Las Vegas o ESVAL	2,48	0,04	39,60	23950	1,60
6	Chacay o Pedregales	0,29	0,01	13,50	8165	4,72
7	Cisneros	0,02	0,00	3,80	2298	17,27
8	Comunero o Ucuquer	1,32	0,03	28,90	17479	2,19
9	Comunidad Panquehue	0,07	0,01	6,60	3992	9,85
10	Comunidad Romeral	0,46	0,02	17,20	10403	3,71
11	Encon o del Cerro	0,03	0,00	4,70	2843	13,82
12	Enrique correa	0,10	0,01	8,00	4838	8,00
13	Escorial o del Medio	0,10	0,01	7,80	4717	8,12
14	Estancilla o Changres	0,07	0,01	6,80	4113	9,32
15	La Isla	0,07	0,01	6,60	3992	9,57
16	La Sombra o Grande	0,39	0,02	15,70	9495	4,02
17	Las Vegas	-	-	-	-	-
18	Las Vegas - Molino	0,02	0,00	3,30	1996	19,31
19	Mercedes	0,47	0,02	17,20	10403	3,69
20	Nazaret o Carey	-	-	-	-	-
21	Pepino o Huidobro	0,02	0,00	3,70	2238	17,72
22	Puente del Rey	-	-	-	-	-
23	Puente o Culebras	0,08	0,01	7,10	4294	8,92
24	Santa Isabel	0,12	0,01	8,60	5201	7,41
25	Turbina	0,07	0,01	6,70	4052	9,44

Pérdidas por infiltración calculadas a través del modelo de Moritz en función del caudal en m^3/s de acuerdo con el Q85% o eventual, para la tercera sección del río Aconcagua.

#	Canales 3ra sección Río Aconcagua	Caudal (m^3/s)	Pérdidas			
			$m^3/s/km$	l/s	$m^3/día$	%
1	Ocoa	0,80	0,02	22,50	13608	2,81
2	Pequenes	0,40	0,02	15,90	9616	3,98
3	Melón	4,05	0,05	50,60	30603	1,25
4	Purutún	2,60	0,04	40,60	24555	1,56
5	Comunidad de Hijuelas	0,58	0,02	19,30	11673	3,30
6	Torrejón	0,10	0,01	8,00	4838	8,08
7	Serrano	0,03	0,00	4,40	2661	14,67
8	Waddington	1,00	0,03	25,20	15241	2,52
9	Calle Larga y Pocochay	1,94	0,03	35,00	21168	1,81
10	Ovalle	1,00	0,03	25,20	15241	2,52
11	Mauco	6,30	0,06	63,10	38163	1,00
12	Boco	0,23	0,01	12,10	7318	5,26
13	Comunidad de Quillota	0,82	0,02	22,70	13729	2,78
14	Candelaria	-	-	-	-	-
15	Marfan	0,06	0,01	6,20	3750	10,33
16	San Pedro	1,30	0,03	28,70	17358	2,21
17	Rautén	0,60	0,02	19,50	11794	3,25
18	Molino Rautén	0,30	0,01	13,80	8346	4,60

6. DISCUSIÓN

En lo que respecta a la discusión de resultados, esta se realizó en base a los objetivos específicos propuestos al inicio de este TFM, donde se señala a continuación en dos apartados relacionados al objetivo principal.

Riego intrapredial

El análisis fue realizado en base a los dos principales cultivos utilizados en las 36 comunas continentales que conforman la región de Valparaíso, utilizando dos tipos de riego distintos. Así se realizaron un total 144 diseños agronómicos que permitieron obtener un panorama real del impacto del cambio de métodos de riego para dos eficiencias distintas en función del cultivo y del tipo de suelo predominante en la comuna.

Los resultados indican que los cultivos que generan una mayo demanda hídrica corresponden a frutales mayores, alcanzando una demanda de más de 200 m^3/día, para suelos de tipo arenosos o franco arenosos, cuya velocidad de infiltración es alta, lo que indica que necesitan una mayor tasa de riego debido a la menor capacidad de retención de agua en los poros del suelo, por otra parte los cultivos como praderas, alfalfa, forrajes en general, demandan una menor cantidad de agua en suelos de tipo arcillosos debido a la capacidad de retención de agua en los poros que poseen, es decir, a mayor tamaño de las partículas de suelo mayor será su velocidad de infiltración y menor será su capacidad de retención de agua como es el caso de suelos arenosos, de esta forma, un suelo arcilloso posee una mayor cantidad de microporos, reteniendo así una mayor cantidad de agua. Futuros trabajos estimarán el efecto de un manejo de agua más adaptado a la textura del terreno. Así, si se incrementa la frecuencia de riego en los suelos con baja capacidad de retención, se disminuirán las pérdidas de agua por abandono del perfil explorado por las raíces.

Riego extrapredial

La aplicación de una fórmula empírica no garantiza saber a ciencia cierta el volumen de agua que se pierde por infiltración de agua. Sin embargo, es un buen indicador para poder estimar y comparar cuanta es el agua que se podría evitar perder en una distancia y velocidad determinada para los tipos de suelos determinados. En esta oportunidad el estudio reflejó que los suelos con un tipo de suelo arenoso con gravas o rocas poseen un considerablemente mayor porcentaje de infiltración en comparación con los suelos de tipo franco arenosos o arcillosos. De esta forma, hay canales que pueden llegar a perder un 20% de su flujo, a una velocidad de 1 m/s por cada km de agua recorrido, sin considerar las pérdidas por evaporación que se pueden llegar a producir si el canal es únicamente por conducción abierta. No obstante, si bien la ecuación de Moritz es bastante acotada, es fundamental conocer la geomorfología y los datos de aforo en terreno de cada canal en particular, ya que la velocidad de 1 m/s es solo

un valor estimativo para comparar los canales de acuerdo a su propio caudal individual. Las ventajas de la ecuación de Moritz, a diferencia de otros métodos empíricos, es que permite el cálculo para una gran variedad de suelos y para tramos largos de canal. Sin embargo, las pérdidas en terreno también son producidas por su operación, la permeabilidad del suelo, profundidad, temperatura del agua, edad del canal, entre otros.

7. CONCLUSIÓN

Para que un riego de tipo gravitacional alcance su máxima eficiencia, es de gran importancia no alterar el caudal con el que se está alimentando el surco, puesto que esto puede perturbar los resultados y de esta manera no obtener las variables necesarias para la toma de decisiones. El punto más importante a considerar es la exigencia a cierta habilidad por parte del regante para lograr la eficiencia anteriormente nombrada, hecho que compromete la uniformidad del sistema. Para esto se deben considerar datos como el caudal de entrada en la cabecera y el tiempo de riego necesario para que el agua recorra todo el surco en la cantidad requerida. Este tipo de riego es conocido por su alta pérdida por escurrimiento, entorpeciendo el objetivo de dejar en la zona radicular el agua requerida por el cultivo. Se concluye que este método de riego puede ser eficiente siempre y cuando el volumen de agua aplicado sea apropiado y se busquen medidas para evitar el escurrimiento.

El riego localizado por aspersión o goteo se caracteriza por entregarle el agua al cultivo simulando una lluvia o gotas localizada. Para lograr esto, es importante mantener una presión determinada generada por la unidad de bombeo. A pesar de ser un sistema de riego costoso, en comparación con un riego gravitacional, la eficiencia de aplicación alcanza un 90-95%, por lo que la inversión para la instalación e implementación se justificará en el caso de contar con cultivos altamente rentables. Este tipo de riego no exige nivelación, por lo que permite regar terrenos con problemas topográficos. Disminuye la distribución de malezas, permite la aplicación de fertilizantes o pesticidas junto al agua de riego y admite un control de la cantidad de agua aplicada.

Regar a través de un método de riego gravitacional, aspersión o goteo, posee sus ventajas y desventajas para casa situación en particular, dependiendo en gran medida del cultivo, la topografía y las condiciones meteorológicas y de la capacidad financiera de los regantes. Por esto, cada uno de ellos tiene un lugar y una función determinada para cada comuna de acuerdo a las características de cada localidad. Sin embargo, es un hecho que el cambio de métodos de riego puede hacer más eficiente el riego, pudiendo incluso aprovechar esa misma cantidad de agua en otra superficie y así obtener una mayor rentabilidad, en general un costo de oportunidad que beneficiaría a la pequeña agricultura teniendo la información presente en este documento, permitiendo una ágil toma

de decisiones a través de la comparativa realizada por cada comuna.

Por otra parte, las pérdidas son inevitables en cualquier forma de conducción de canales abierto o cerrado (pérdidas muy inferiores), ya sea por su propia infiltración, su evaporación, o su operatividad, y no dependen netamente del tipo de suelo, sino también por los taludes en como está conformado, las dimensiones de las secciones, la cota, pendiente, la calidad del agua, entre otros. De esta forma, mientras más poroso y grueso es el suelo más alto será su permeabilidad, como también a mayor temperatura del agua, menor será su viscosidad aumentando la facilidad de percolación en el suelo. Existen diversas fórmulas empíricas que permiten estimar al agua infiltrada en el suelo. Cada una de ellas es acotada, y dependen netamente de las constantes asociadas a los tipos de suelos distintitos y su aplicabilidad asociada a otros factores como la cota del agua, taludes, caudales iniciales y finales, o la propia longitud del tramo. En este caso se consideró una longitud de 1 km, permitiendo realizar una comparación de cada tipo de suelo para cada caudal asociado a un canal. Sin embargo, un canal no necesariamente debe ser revestido, es por ello que es necesario realizar un estudio de suelo, analizar su composición y establecer si es necesario realizar una alta inversión para evitar la pérdida de agua que muchas veces es despreciable. En este caso, se calcularon las pérdidas por infiltración, que, en promedio, bordearon el 1%, por lo que es una gran estimación para considerar que ese canal, en una ubicación determinada, es candidato a que se desarrolle una obra que podría llegar a tener un costo de 9.000 € ($80.000.000 CLP).

En conclusión, este trabajó permitirá tener una estimación de como la implementación de obras tanto intra como extraprediales, permitirían paliar el déficit hídrico presente en la región de Valparaíso. Sin embargo, nada logrará cambiar las condiciones climatológicas que tienen a una región completa bajo emergencia hídrica producto del déficit hídrico y el cambio climático, por lo que sería necesario implementar campañas de concientización y desarrollo del mundo agrícola y empresarial a desarrollar un fomento al riego con tal fuerza que permita, a la pequeña agricultura, hacer frente a las situaciones adversas que no les permite desarrollar su actividad con total tranquilidad.

8. BIBLIOGRAFÍA

Allen, R. L. (1998). *Crop evapotranspiration guidelines for computing crop water requirements. FAO, Irrigation and Drainage paper 56. Roma, Italia.*

Allen, R., Pereira, L., Raes, D., & Smith, M. (2006). *Evapotranspiración del cultivo. Estudio Riego y Drenaje, FAO-56. Organización de las Naciones Unidas Para la Agricultura y Alimentación. Roma.*

Aschmann, H. (1984). *A restrictive definition of Mediterranean climates. Bull. Soc. Bot. France.*

Biblioteca Congreso Nacional. (2018). Situación de los recursos hídricos en Chile. 1 pp.

Biblioteca Congreso Nacional. (2022). *Decreto 43: Declara zona de escasez a las provincias de San Antonio y Valparaíso, Región de Valparaíso.*

Breckle, S. W. & H. Walter. (2002). *Walter's vegetation of the earth. Springer-Verlag, Berlin- Heidelberg - New York.*

CIREN. (1997). Estudio Agrológico V Región. En *Descripciones de suelos, materiales y símbolo* (pág. 374 p.). Santiago, Chile.

CIREN. (2010). *Determinación de la erosión actual y potencial de los suelos de Chile.* Centro de Información de Recursos Naturales, Ministerio de Agricultura.

CIREN. (3 de Noviembre de 2022). *CIREN*. Obtenido de https://www.ciren.cl/noticias/zonificacion-agroclimatica-para-la-region-de-valparaiso/

Correa. (1997). Cálculo y cartografía de la evapotranspiración potencial en Chile. En C. N. Riego, & C. d. Naturales.

De la Vega, F. (2022). *Sequía: Los desafíos para Chile de un futuro con menos agua.* Universidad de Chile.

DGA. (2004). Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de la calidad: Cuenca del río Aconcagua. *Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Aguas. Realizado por: Cade-Idepe Consultores en Ingeniería.*

DGA. (2016). *Atlas del Agua, capítulo 4, Gestion del Agua.* Dirección General de Aguas, Ministerio de Obras Públicas.

DIPLAN. (2014). *Plan regional de ordenamiento territorial región de Valparaíso.* Gobierno Regional de Valparaíso, División de Planificación y Desarrollo.

ESVAL. (2022). *Déficit de lluvias en la Región bordea el 100% según el último reporte de Esval.* Esval S.A.

Fundación Chile. (2016). *Aguas Residuales como nueva fuente de agua. Manual elaborado para el Gobierno Regional de Valparaíso.*

Gallardo et al. (2001). Clasificación de la capacidad agrológica de las tierras. En J. A. Gallardo, *Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos. Univ. Politécnica de Madrid* (pág. 46 p). MAdrid.

IGM. (2007). Atlas geográfico para la educación. En I. G. Militar. Santiago, Chile: Editado por el Instituto Geográfico Militar.

INE. (2007). *VII Censo Nacional Agropecuario y Forestal.* Instituto Nacional de Estadística, Ministerio de Economía, Fomento y Turismo.

INIA. (2020). *Boletín nacional de análisis de riesgos agroclimáticas para las principales especies frutales y cultivos, y la ganadería.* Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias, Ministerios de Agricultura.

Kraatz, D.D. (1972). *Revestimiento de canales de riego. FAO: Estudio sobre riego y avenamiento 2. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación, Roma, Italia.*

López, O. (2016). *Manejo y uso eficiente del agua de riego intrapredial para el sur de Chile.* Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Ministerio de Agricultura, Centro Regional de Investigación Carillanca.

ODEPA. (2022). *Agua y Recursos Hídricos: Agenda del Ministerio de Agricultura en el marco del desarrollo sustentable del sector silvoagropecuario.* Oficina de Estudios y Políticas Agrarias (Odepa). (2021), Ministerio de

Agricultura de Chile. Región de Valparaíso.

Salgado. (1984). *Contenido de Humedad en el Suelo, Universidad de Concepción.*

Tapia, G. (2014). Inventario de Cuencas, Subcuencas, y subsubcuencas. *Dirección General de Aguas (DGA)*, 16 pp.

Urrutia. (31 de Marzo de 2021). Departamento de Áreas Transversales. *Departamento de Áreas Transversales. INDAP. Comunicación personal vía plataforma Zoom.*

Villón M. (2003). *Diseño de estructuras hidráulicas. Instituto Tecnológico de Costa Rica, Escuela de Ingeniería Agrícola. Editorial Villón.*

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ

Y

UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

MASTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

PROYECTO DE FIN DE MASTER

Tecnologías para la Producción de Ácidos Grasos Volátiles a partir de Aguas Residuales de la Industria Cervecera

Technologies for Production of Volatile Fatty Acids from Waste Water of the Brewery Industry

AUTOR:
Ing. JOSÉ ALBERTO BELTETHON ESCOBAR

DIRECTOR:
Dra. ANA KARINA BOLTES ESPÍNOLA

Alcalá de Henares, 08 de septiembre de 2022

ÍNDICE

RESUMEN……...1

1. INTRODUCCIÓN 2

2. OBJETIVOS.....4

3. METODOLOGÍA 5

4. CERVEZA 6

4.1. Proceso de Elaboración de Cerveza .7

4.2. Caracterización Fisicoquímica de las Aguas Residuales de la Industria Cervecera.....9

5. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES (AGV) 9

5.1. Propiedades de los AGV 10

5.2. Aplicaciones y Usos de los AGV ...11

6. TECNOLOGÍAS PARA LA PRODUCCIÓN DE ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES 13

6.1. Efectos de las Condiciones de Operación para la Producción de AGV.....18

6.1.1. Temperatura.....19

6.1.2. pH 19

6.1.3. Tiempo de retención en reactor 20

6.1.4. Tipo de sustrato 21

6.2. Producción de AGV a partir de las Aguas Residuales provenientes de la Industria Cervecera. 21

6.2.1. El método de producción biológico. 22

6.2.2. Condiciones de operación más idóneas. 23

6.2.3. Reactor para la producción de AGV.....25

6.2.4. Pretratamientos y tratamientos primarios 26

7. TECNOLOGÍAS PARA LA SEPARACIÓN Y PURIFICACIÓN DE AGV.....27

7.1. Tecnologías de separación y purificación de AGV no basadas en membranas.....28

7.2. Tecnologías de separación y purificación de AGV basadas en membranas.....29

8. ESTIMACIÓN TEÓRICA DEL RENDIMIENTO DE AGV PRODUCIDOS A PARTIR DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA CERVECERA. 33

9. CONCLUSIONES.....34

10. RECOMENDACIONES.....37

11. BIBLIOGRAFÍA.....37

ÍNDICE DE FIGURAS

Aplicaciones y usos de Ácidos Grasos Volátiles puros……12

Proceso en cascada de la digestión anaeróbica y la fermentación oscura……...13

Tipos de Reactores utilizados para la producción de AGV……14

Diagrama de Producción de AGV a partir de aguas residuales de la industria cervecera……...24

ÍNDICE DE TABLAS

Elaboración de Cerveza……..6

Parámetros Fisicoquímicos de las AguasResiduales de Plantas de Producción de Cerveza……...8

Propiedades de AGV más comunes en el mercado……...10

Tecnologías de separación y purificación de AGV tradicionales no basadas en membranas……25

Tecnologías de separación y purificación de AGV basadas en membranas ……..28

TABLA DE ABREVIATURAS

AGV: Ácidos grasos volátiles

CCM: Celdas de combustible microbianas

CIP: Cleaning in place (Limpieza en sitio)

DA: Digestión anaerobia

DBO: Demanda bioquímica de oxígeno

DQO: Demanda química de oxígeno

FO: Fermentación oscura

TFM: Trabajo fin de master

RESUMEN

Los ácidos grasos volátiles (AGV) son un grupo de compuestos orgánicos cuya composición química tiene seis o menos átomos de carbono en su estructura molecular. El término "volátiles", se les atribuye dado que tienden a evaporarse con facilidad a temperatura ambiente.

Los AGV son ampliamente utilizados en la industria química, ya que son materia prima o precursores para la síntesis de una gran variedad de productos como biopolímeros y la producción de biocombustibles.

Actualmente la producción de AGV mediante procesos biológicos utilizando desechos y aguas residuales como sustratos, está ganando mucha importancia, además de estar incrementando su demanda en el mercado. Esto es debido a su amplio espectro de usos, así como su comportamiento amigable con el medio ambiente y el favorable costo-beneficio que representan.

El presente trabajo tiene por objeto la revisión de las tecnologías para la producción y separación (purificación) de ácidos grasos volátiles a partir de aguas residuales de la industria cervecera, así como presentar una estimación teórica del rendimiento de AGV que podrían obtenerse de dichas aguas.

La delimitación hacia efluentes de la industria cervecera, responde a que es una industria con una considerable huella hídrica y que descarga grandes volúmenes de aguas residuales. Por ello, es de gran interés para este sector industrial, el incrementar su afiliación hacia una economía circular donde se busque la recuperación de recursos; e incluso, la posible obtención de beneficios económicos al generar AGV como un subproducto que podría comercializar.

En base al análisis de la bibliografía encontrada, se estableció que es factible la producción de AGV a partir de las aguas residuales cerveceras, pudiendo utilizar un reactor EGSB, operado a temperaturas termófilas y previa acidificación del efluente a un valor de 6 para el pH inicial. El rendimiento teórico de AGV que podría obtenerse, es de alrededor de 1.750 mg/l de AGV por cada 3.500 mg/l de DQO.

1. INTRODUCCIÓN

En los últimos años, la utilización de materias orgánicas de desecho para la obtención de productos con valor comercial ha ido cobrando cada vez mayor relevancia, buscando lograr una transición hacia una economía circular, que permita disminuir las presiones sobre el medio ambiente y reducir los efectos del calentamiento global (Atasoy et al., 2018).

En la búsqueda de una economía circular, el concepto de "biorefinación" ha emergido como un método de mucho interés para los procesos productivos industriales. La biorefinación, busca la revalorización de residuos hasta ahora considerados de poco o ningún valor, transformándolos en nuevos productos que tengan un valor comercial o medioambiental, además de reducir los gastos

en su tratamiento y/o disposición final (Castilla-Archilla et al., 2021).

Las industrias que por la naturaleza de su proceso productivo generan cantidades considerables de residuos, son las más interesadas y beneficiadas al poner en práctica la biorefineración. Una de ellas, es la industria de fabricación de cerveza, puesto que principalmente, genera dos volúmenes importantes de materia orgánica de desecho, como lo son el bagazo (afrecho) de la malta y las aguas residuales del proceso productivo.

La bibliografía revisada y analizada en este Trabajo Fin de Máster (TFM), evidencia que es factible la aplicación de la biorefinación en los desechos sólidos y las aguas residuales de la industria cervecera. (Méndez et al., 2022; Castilla-Archilla et al., 2021). Los productos que se han buscado obtener en investigaciones recientes, a partir de estos residuos cerveceros, son los ácidos grasos volátiles y el hidrógeno.

Los ácidos grasos volátiles (AGV), son productos intermedios del común y ampliamente utilizado proceso de digestión anaerobia. Estos ácidos, que hoy en día se producen mayoritariamente por síntesis derivada del petróleo, tienen un amplio campo de aplicaciones. Comercialmente, solo entre los ácidos acético, propiónico y butírico, se tiene un mercado máximo de aproximadamente 17,5 millones de toneladas al año (Atasoy et al., 2018).

El objeto principal de este trabajo, es revisar la tecnología existente para la generación y separación de ácidos grasos volátiles que puedan producirse a partir de la biorefinación del agua residual proveniente de la industria cervecera. Como parte de este objetivo, se han identificado tecnologías para la producción de estos AGV, así como tecnologías para su separación y purificación. Además, como una contribución adicional, se ha querido estimar de forma teórica, el rendimiento de AGV que podrían obtenerse de la biorefinación de las aguas residuales cerveceras.

En general, la industria cervecera podría obtener beneficios económicos importantes mediante la biorefinación de sus aguas residuales. En base a la bibliografía encontrada en este trabajo, se estima que teóricamente, podría obtenerse una producción de 1.400 a 1.750 mg de AGV por cada litro de agua residual (con una carga típica de 3.500 mg$CaCO_3$/l de DQO) . Una cervecería con una capacidad de producción de cerveza de 10 millones de hectólitros al año y una operación continua, fácilmente puede producir un caudal entre 45 a 60 l/s de aguas residuales.

Ahora bien, la primera etapa de la biorefinación sería la producción, para pasar a la segunda etapa consistente en la separación y purificación. Según nos expone Atasoy et al. (2018), las tecnologías de separación estudiadas hasta ahora para su aplicación con AGV, muestran una eficiencia de entre 80 al 99 por ciento. En base a los datos anteriores, una cervecería con dicha capacidad de producción, podría llegar a obtener una producción máxima de AGV que estaría entre las 1.600 a 3.200 toneladas al año.

En resumen, utilizando los datos presentados por Atasoy et al. (2018), y considerando que mayoritariamente el ácido producido sea ácido acético; una cervecería con una capacidad de producción de 10 millones de hectólitros al año, podría llegar a obtener ingresos de la comercialización de sus AGV biorefinados, que oscilarían entre los 1,3 a 2,6 millones de euros al año.

2. OBJETIVOS

El presente trabajo tiene como objetivo general el revisar la tecnología existente para la generación y separación de ácidos grasos volátiles que puedan producirse a partir de la biorefinación del agua residual proveniente de la industria cervecera.

Para la consecución de dicho objetivo, se plantearon los siguientes objetivos específicos:

1. Analizar las características fisicoquímicas típicas de las aguas residuales producidas por la industria cervecera.
2. Identificar opciones tecnológicas para la producción de ácidos grasos volátiles a partir de las aguas residuales de la industria cervecera.
3. Identificar opciones tecnológicas para la separación y purificación de los ácidos grasos volátiles producidos a partir de aguas residuales cerveceras.
4. Estimar el rendimiento teórico de ácidos grasos volátiles que podría obtenerse a partir de las aguas residuales típicas de cervecerías.

3. METODOLOGÍA

El presente trabajo es fundamentalmente bibliográfico, y por ello, la metodología utilizada para la realización del mismo, ha sido la búsqueda y revisión exhaustiva de artículos científicos recientes, enfocados en la producción, recuperación y separación de ácidos grasos volátiles a partir de la depuración o biorefinación de aguas residuales.

La búsqueda de información relacionada al tema de este Trabajo Fin de Master, se realizó principalmente en medios digitales consultando repositorios de artículos científicos como Science Direct de Elsevier, Scopus, Springer y SciELO. También se utilizó la búsqueda de tesis, artículos de revistas científicas e investigaciones recientes mediante motores de búsqueda de tesis y artículos científicos como Google Académico, Redalyc, RefSeek y HighBeam Reserch.

La búsqueda bibliográfica en dichos medios digitales, se realizó entre los años 2000 hasta la actualidad, utilizando las siguientes palabras claves (keywords): ácidos grasos volátiles, aguas residuales, industria cervecera, depuración, producción, separación, rendimiento, cerveza, digestión anaeróbica, fermentación oscura; volatile fatty acids, wastewater, brewery industry, treatment, production, recovery, yield, beer, anaerobic digestion, dark fermentation.

La caracterización fisicoquímica típica de las aguas residuales de la industria cervecera, se obtuvo directamente de datos reales aportados por plantas productoras de cerveza ubicadas en cuatro países de Centroamérica, quienes compartieron la información con la condicionante de guardar la confidencialidad

de su nombre. Los datos de las diferentes plantas se compararon, y se estableció la composición media (típica) de las aguas residuales provenientes de la industria de fabricación de cerveza.

En la búsqueda de bibliografía, se encontraron más de 170 artículos relacionados a la producción de AGV a partir de materia orgánica de desecho. De estos artículos, se seleccionaron 41 para ser consultados y discutidos, por ser los que más se adecuaban al tema de este TFM. Sin embargo, se utilizaron adicionalmente 28 bibliografías para la obtención de información complementaria, relacionada al proceso de digestión anaerobia, reactores anaerobios y el proceso de producción de cerveza.

4. CERVEZA

La definición de cerveza no está totalmente estandarizada dada la variedad de sabores y olores que podemos encontrar en la misma, sin embargo, existen aspectos comunes que permiten definirla como una bebida fermentada, alcohólica y no destilada, elaborada a partir de granos de cebada malteados y aromatizada generalmente con lúpulo, el cual además le añade su característico sabor amargo (Hornsey, 2002). La cerveza también puede ser elaborada a partir del malteado o germinación de otros granos como el sorgo o el arroz, sin embargo, es generalmente entendido que la cerveza, es aquella bebida que se fabrica a partir del grano de cebada (Huxley, 2006).

Los principales ingredientes de la cerveza tradicional son: Agua, malta, lúpulo y levadura (Jackson, 2000). Existen también dos ingredientes adicionales que pueden ser utilizados dependiendo del estilo de cerveza, los cuales son: azúcar y el grits de cereales (Huxley, 2006).

La malta, son semillas de cebada germinada, llevadas a un proceso de malteado, los cuales generalmente tienen entre un 60%-65% de almidón en su composición. El lúpulo, es una planta enredadera (*Humulus Lupulus*) de la familia del cannabis. Es el ingrediente que provee el sabor amargo, y que además es el responsable de aromas y sabores florales y frutales en la cerveza.

La levadura, es un microorganismo unicelular, encargado de transformar las azúcares de los granos malteados en alcohol etílico y dióxido de carbono (Jackson, 1998). El grits de cereales como el maíz, arroz, trigo, etc. son adicionados para brindar mayor "cuerpo" o densidad a la cerveza, así como mejorar la calidad de la espuma, característica de calidad de la cerveza. El azúcar, es un ingrediente que en ocasiones utilizan algunas marcas de cerveza, para incrementar la cantidad de alcohol producido por la levadura (Huxley, 2006).

4.1. Proceso de Elaboración de Cerveza

El proceso de elaboración de cerveza está bastante estandarizado y tiene muy pocas variaciones. Aquellas variaciones que puedan ser introducidas en sus condiciones de operación, proporcionan la distinción que cada fabricante hace para sus propias marcas

(Hornsey, 2002). En general, el proceso de elaboración de cerveza conlleva siete pasos fundamentales:

1. Malteado
2. Molienda y Maceración
3. Filtración de Mosto
4. Cocción
5. Fermentación
6. Maduración
7. Filtrado y Envasado

Para efectos del tema de este TFM, es importante conocer el proceso de fabricación de cerveza, pero desde la óptica que nos permita valorar e indagar en el tipo de desechos y sustancias que puedan llegar a la corriente de efluentes, a partir de los cuales, se puedan producir y obtener ácidos grasos volátiles.

Por lo anterior, en la Tabla 1, se presenta un resumen de cada uno de estos procesos, incluyendo los flujos de desechos que se disponen a las aguas residuales.

Al leer la Tabla 1, podría pensarse que la mayor proporción de las aguas residuales de una cervecería son jabones y trazas de materia orgánica. Sin embargo, sí existe mucha materia orgánica que es arrastrada por los procesos de limpieza; además que, por la naturaleza del proceso productivo, existen vertidos (o derrames) directos al drenaje de sustancias como cerveza, levadura, tierras filtrantes, etc. A pesar que esto derrames son bajos en cantidad respecto al volumen de cerveza producido, efectivamente contribuyen a incrementar considerablemente la carga orgánica degradable en las aguas residuales.

El proceso de limpieza preferido que normalmente utiliza la industria cervecera (y la industria alimentaria en general), es el proceso denominado como CIP por sus siglas en inglés (Cleaning in Place). Este proceso utiliza agua a altas temperaturas, combinada con tres tipos de soluciones, una básica, otra ácida y una, o bien dos, soluciones desinfectantes. La solución básica casi universalmente utilizada en la industria alimenticia y de bebidas, es la soda cáustica, o bien, productos de limpieza a base de soda con aditivos como tensoactivos, secuestrantes, etc. La solución ácida es generalmente ácido fosfórico o nítrico, o productos más elaborados a base de estos ácidos, y aditivos como tensoactivos y desincrustantes. Las soluciones desinfectantes son normalmente hipoclorito de sodio y ácido peracético (Fan, 2018).

Tabla 1. Elaboración de Cerveza

PROCESO	ENTRADAS	OPERACIONES	SALIDAS	DESECHOS EN LAS AGUAS RESIDUALES DEL PROCESO
Malteado	Cereal (cebada) Agua Energía (calor)	Los granos de cereal (normalmente de cebada) atraviesan un proceso de germinación controlada con el fin de activar las enzimas presentes en el grano, que luego serán necesarias durante la maceración.	Malta	Aguas de lavado del grano Jabones de procesos de limpieza Trazas de cascara del grano
Molienda y Maceración	Malta Agua Energía (calor) (Grits)	Los granos de malta son molidos para exponer su contenido. La harina de la malta se mezcla con el agua a diferentes tiempos y temperaturas, produciendo las transformaciones necesarias para convertir el almidón en azúcares fermentables.	Mosto Bagazo de malta (cáscara)	Jabones de procesos de limpieza Trazas de bagazo de malta Trazas de materia orgánica Corrientes diluidas de soda cáustica, ácido fosfórico y/o hipoclorito de sodio.
Filtración de mosto	Mosto Agua	Se separa el mosto líquido de los restos de malta, principalmente cascarilla. Para ello se filtra el mosto a través de una cuba filtro o de un filtro prensa. En ambos casos, se separa el líquido del sólido. Al sólido remanente le llamamos bagazo (u afrecho).	Mosto Bagazo (afrecho)	Trazas de bagazo (afrecho) Corrientes diluidas de soda cáustica, ácido fosfórico y/o hipoclorito de sodio. Jabones de procesos de limpieza
Cocción	Mosto Lúpulo Energía (calor) (Azúcar) Ácido fosfórico Cloruro de calcio	El mosto se lleva a ebullición con el objetivo de aportar amargor y aroma presentes en el lúpulo. En esta etapa se esteriliza el mosto, se coagulan proteínas y se evaporan aromas indeseables. Posteriormente el mosto final es sometido a una especie de centrifugado o Whirlpool.	Mosto lupulado	Jabones de procesos de limpieza Trazas de azúcar Proteínas de los granos Corrientes diluidas de soda cáustica, ácido fosfórico y/o hipoclorito de sodio.
Fermentación	Mosto lupulado Aire Levadura	El mosto es enfriado, aireado y mezclado con la levadura. Durante la fermentación se transforman los azúcares fermentables en alcohol y CO_2, al tiempo que se generan una gran variedad de compuestos, muchos de los cuales contribuyen a darle los aromas característicos de la cerveza.	Cerveza (verde) Dióxido de carbono	Jabones de procesos de limpieza Trazas de cerveza verde Levadura autolizada
Maduración	Cerveza verde	La cerveza verde requiere de un período de maduración, donde la cerveza es sometida a bajas temperaturas para que el sabor y los aromas logrados durante el proceso se estabilicen y se consiga el justo balance entre los diferentes matices.	Cerveza	Jabones de procesos de limpieza Corrientes diluidas de soda cáustica, ácido fosfórico y/o hipoclorito de sodio.
Filtrado y Envasado	Cerveza Energía (calor) Dióxido de carbono Materiales de envasado	La cerveza es sometida a un proceso de filtración para separar pequeñas partículas de levadura y compuestos que aún se encuentran en suspensión. Una vez filtrada se obtiene la cerveza brillante, se adiciona CO_2 anteriormente recuperado en la fermentación. Por último se envasa en diferentes formatos para su consumo y en muchos casos se pasteuriza.	Cerveza envasada	Jabones de procesos de limpieza Trazas de levadura Derrames de cerveza (cantidades menores) Tierras filtrantes (kieselgur) Corrientes diluidas de soda cáustica, ácido fosfórico y/o hipoclorito de sodio.

A partir de este proceso de limpieza, mucha de la materia orgánica remanente que pueda quedar presente en los equipos (luego de terminar el proceso de fabricación de cerveza), salen degradados, o trasformados a otras sustancias más reducidas. Sin embargo, existe una gran porción de materia orgánica que corre entera hacia el efluente por simple arrastre con el agua inicial de enjuagues, los cuales provienen principalmente de los procesos de cocción, fermentación, filtración y envasado; en los cuales existe descarte

directo de proteínas, trazas de levadura y pequeñas cantidades de cerveza como tal.

Ahora bien, para entender y evaluar la composición fisicoquímica de las aguas residuales provenientes de una cervecería, un detalle de su caracterización es lo más relevante; lo cual se describe en la siguiente sección.

4.2. Caracterización Fisicoquímica de las Aguas Residuales de la Industria Cervecera

En la Tabla 2, se presenta la caracterización fisicoquímica real de las aguas residuales de cuatro plantas productoras de cerveza. Los valores presentados en dicha tabla, son valores medios anuales para cada una de las cervecerías; y a partir de los cuales, se estableció la composición media típica de las aguas residuales que en promedio tiene una fábrica de elaboración de cerveza. Además, es importante resaltar que los datos fueron tomados por cada cervecería en particular, pues no se realizó ningún trabajo o muestreo de campo por parte del autor de este trabajo. Estos datos fueron compartidos por cada cervecería bajo la condición de mantener en privado el nombre de cada una de ellas, y por ello, en la Tabla 2 se les denomina como "Cervecería I", "Cervecería II", etc.

Según Rigola (1989), las aguas residuales cuya relación DBO/DQO es mayor que 0,6 pueden ser consideradas como vertidos orgánicos. A partir de los valores medios de DBO y DQO presentados en la Tabla 2, se puede establecer que la las aguas residuales de una planta productora de cerveza encajan como orgánicas (DBO/DQO = 0,73). Además, según Von (2014) toda relación de DQO/DBO menor a 2,5 es un indicador de una gran biodegradabilidad de las aguas residuales, de manera que los efluentes cerveceros (DQO/DBO = 1,37) son predilectos para una depuración biológica de su carga orgánica.

Parámetros Fisicoquímicos de las Aguas Residuales de Plantas de Producción de Cerveza

PARÁMETRO	UNIDADES	CERVECERÍA				VALOR MEDIO
		I	II	III	IV	
Temperatura	°C	27	35	45	33	**35**
pH	-	7,8	8,1	8,7	8,3	**8,2**
DBO	mg/l	2100	2800	2500	2900	**2575**
DQO	mg/l	2900	3700	3600	3900	**3525**
SST	mg/l	900	1100	1000	1200	**1050**
Nitrógeno	mg/l	20	27	26	29	**25,5**
Fósforo	mg/l	13	15	17	15	**15**

5. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES (AGV)

Los ácidos grasos volátiles (AGV) son ácidos carboxílicos saturados o insaturados, cuya estructura química posee cadenas cortas de carbono, comunmente de seis átomos de carbono, o menos, tales como el ácido acético, fórmico, propanoico, butírico, valérico, etc. (Aghapour et al., 2020). Los AGV son ácidos orgánicos solubles en agua, y que pueden ser destilados a presión atmosférica (Raposo et al., 2013).

Actualmente, la mayor parte de los AGV que se producen a nivel mundial, provienen del petróleo y el gas natural (Morgan-Sagastume et al., 2011). Estos AGV pueden ser producidos sintéticamente a partir de fuentes fósiles, o bien, pueden obtenerse en una etapa intermedia del proceso de digestión anaeróbica, posteriormente al proceso de acidificación (Singhania et al., 2013).

A pesar de la dominante producción de AGV derivada del petróleo, cada vez es más elevado el interés en producir AGV a partir de materia orgánica de desecho; puesto que su demanda en el mercado se ha incrementado, y el costo-beneficio favorable en materia medioambiental y comercial que puede obtenerse (Atasoy et al., 2018).

Es interesante resaltar, que hay evidencia que los AGV se producen de forma natural a través de la fermentación microbiana de la materia orgánica en descomposición, como los lixiviados de los vertederos, los desechos alimenticios y el agua residual; y en general, en casi todos los sistemas ambientales (Fernández et al., 2016). La presencia de AGV en el medio ambiente, indica la presencia de actividad bacteriana, puesto que son importantes metabolitos intermedios de procesos biológicos (Aghapour et al., 2020).

A partir de lo anterior, se puede deducir que la producción de AGV a partir de materia orgánica de desecho es favorable, y hoy en día, se desaprovecha un importante potencial para producirlos a partir de materia orgánica de desecho, y en específico, de la carga orgánica degradable en las aguas residuales industriales.

5.1. Propiedades de los AGV

Existen una gran variedad de AGV en el mercado, entre los cuales, podemos encontrar el ácido fórmico, acético, propiónico, butírico, valérico y caproico.

En base a la información disponible y encontrada en cuanto a la producción y separación de AGV, en este TFM se centrará la atención en aquellos AGV más comúnmente producidos a partir de corrientes de residuos, los cuales son el ácido acético, propiónico y butírico. En la Tabla 3 se resumen algunas propiedades de estos tres ácidos grasos volátiles.

Propiedades de AGV más comunes en el mercado

ÁCIDO GRASO VOLATIL	FÓRMULA QUÍMICA	P. DE EBULLICIÓN (K)	MÉTODO DE PRODUCCIÓN	DEMANDA EN EL MERCADO (kTon/año)	PRECIO DE MERCADO (€/Ton)	REFERENCIAS
Ácido Acético	CH_3COOH	391,2	Síntesis química por carboxilación del metanol y fermentación microbiana (oxidativa y anaeróbica).	14000 - 17000	400 - 800	Suresh (2003) Bhatia y Yang (2017)
Ácido Propiónico	CH_3-CH_2-COOH	414,2	Síntesis química por hidroformilación de etileno, carboxilación de etileno u oxidación directa de hidrocarburos. Subproducto de la fabricación de ácido acético por fermentación microbiana.	350 - 470	2000 - 2500	Zigová y Šturdík (2000) O'Neil (2001)
Ácido Butírico	CH_3-CH_2-CH_2-COOH	573,2	Síntesis química por oxidación del butiraldehído y fermentación microbiana y extracción de la mantequilla.	90 - 105	1500 - 1650	Cherán (2009) O'Neil (2001)

(A partir de los datos de Atasoy et al., 2018)

5.2. Aplicaciones y Usos de los AGV

El ácido graso volátil más común, es el ácido acético, el cual es materia prima principal para la fabricación de plásticos, pinturas, emulsiones de polímeros, acabados textiles, caucho, fibras sintéticas, recubrimientos para papel y pesticidas. Además de ser un precursor en la industria química, y es uno de los principales ingredientes para generar sabores, reguladores de acidez y preservantes que se utilizan en la industria de bebidas y alimentos.

Adicionalmente a su uso como precursores en las diversas industrias, las bacterias que producen ácido acético, también son utilizadas como productoras de celulosa y ciertos alimentos y bebidas (Xu et al., 2011; Bhatia y Yang, 2017).

El ácido propiónico es un precursor para producir herbicidas, fragancias, sales de calcio y sodio, diferentes sabores (principalmente de frutas artificiales), emulsiones, solventes ecológicos para formulación de recubrimientos y pinturas, fibras de celulosa modificada sintéticamente, etc. Además, es utilizado como preservante para alimentos (especialmente para pan y otros productos horneados) (Xu et al., 2011)

Otro uso importante del ácido propiónico, es su utilización como alimento animal (directamente o como un derivado de su sal de amonio), y se utiliza directamente en granos, debido a que inhibe el crecimiento de moho y varias bacterias. Además de ser un excelente preservante, es también una sustancia clave para la fabricación de vitamina E (Xu et al., 2011; Moresi y Parente, 2014).

El ácido butírico se utiliza como suplemento antibiótico para animales, debido a sus propiedades inhibidoras de crecimiento de

patógenos. (Xu y Jiang, 2011). Este ácido, es aplicado como la fuente de energía más eficiente para los animales, especialmente para aves y cerdos. Existe además un creciente interés en utilizar el ácido butírico en el campo médico, puesto que tiene efectos anticancerígenos, al inducir la diferenciación bioquímica y morfológica de gran variedad de células (Zacharof y Lovitt, 2014). Actualmente, la producción de ácido butírico a partir de sustratos biológicos está creciendo debido a que está aprobado como aditivo para alimentos (de sabor y aroma) por la Administración de Drogas y Alimentos de los Estados Unidos (FDA) (Atasoy et al., 2018). El ácido butírico es, además, una sustancia de relevante interés en la generación de biocombustibles, pues es la fuente principal para elaborar biodiesel.

En general, cabe destacar que los AGV son materias primas relativamente económicas, con un gran potencial para ser utilizados en la generación de energías alternativas. El biodiesel, es un combustible que puede producirse a partir de grasas y lípidos en general, y por tanto, es relevante como una de las opciones para sustituir los combustibles fósiles (Jermolovicius et al., 2017; Pradhan et al., 2017).

El biodiesel puede obtenerse mediante transesterificación o esterificación alcohólica de ácidos grasos libres o triglicéridos, por lo que otro mecanismo de producción de este biocombustible, podría ser mediante la acción de bacterias, hongos y levaduras específicas que son capaces de consumir AGV para producir triglicéridos (Huang et al., 2016). Esta tecnología, permitiría la producción de biodiesel a partir de otra fuente que no se utilice como alimento humano, como lo son productos básicos agrícolas ricos en aceite (p. ej. la palma y soja); cuyo uso como materia prima para la producción de biocombustibles ha generado controversias éticas y medioambientales (Aghapour et al., 2020). De hecho, se ha investigado y determinado que los lípidos producidos por actividad microbiana a partir de AGV, es muy conveniente para la producción de biodiésel (Fei et al.; 2011).

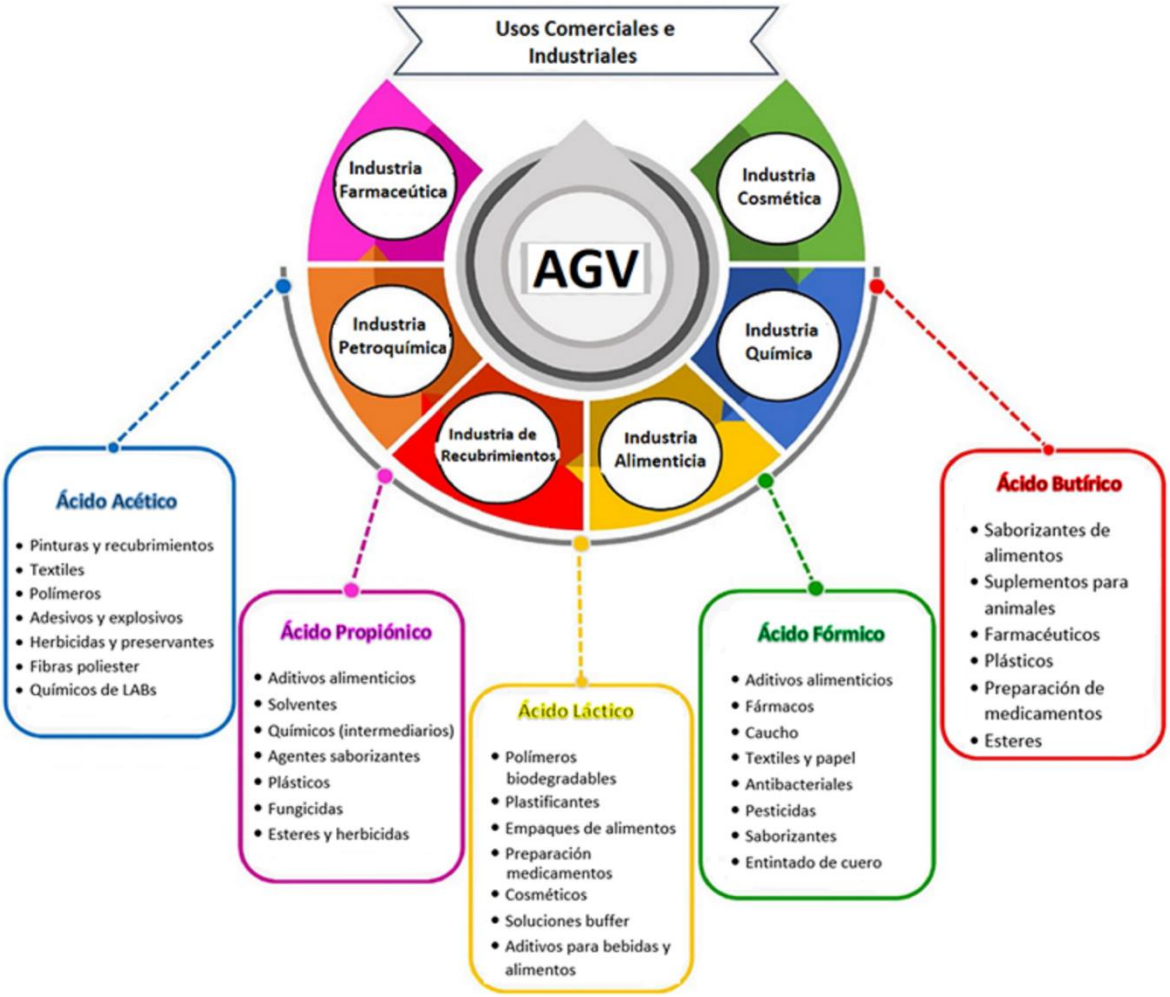
Otra aplicación muy interesante e innovadora de los AGV en el campo energético, es su utilización como sustrato en celdas de combustible microbianas (CCM), que básicamente son sistemas bioelectroquímicos que utilizan microorganismos para obtener la energía química de la materia orgánica. Investigaciones recientes, muestran que las CCM prometen ser una tecnología potencialmente rentable para producir electricidad (Saba et al., 2017).

Con lo expuesto hasta ahora, puede notarse como los ácidos grasos volátiles tienen un gran campo de usos y aplicaciones (Figura 1), en donde aquellos producidos de fuentes orgánicas naturales, tienen mayores ventajas y aplicaciones que los sintetizados a partir del petróleo.

Por otra parte, cabe resaltar que aquellos AGV producidos de fuentes alternas, y más aún, obtenidos de materia orgánica de desecho,

prometen tener mayores beneficios, puesto que contribuirán a propiciar una economía circular, reduciendo la presión y contaminación sobre el medioambiente; y a su vez, generando ahorros (e incluso beneficios) a las industrias que generan grandes volúmenes de desechos y aguas residuales, como lo es la industria cervecera, pudiendo transformar sus desechos en subproductos de alto interés comercial.

Figura 1. Aplicaciones y usos de Ácidos Grasos Volátiles puros



(Adaptado de Aghapour et al., 2020).

6. TECNOLOGÍAS PARA LA PRODUCCIÓN DE ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES

Hasta ahora, la síntesis química derivada del petróleo, es la tecnología más extensamente utilizada para producir ácidos grasos volátiles

(Huang et al., 2002). Sin embargo, la fluctuación de los precios del petróleo a nivel mundial, los problemas en el estricto manejo de su producción mundial para el control de la oferta-demanda, así como los elevados efectos nocivos al medio ambiente y su negativo impacto en el cambio climático; han propiciado el incremento de interés en la investigación de tecnologías alternativas para la producción de AGV (Berhanu et al., 2017).

Las tecnologías alternativas para la producción de AGV más investigadas hasta ahora, son los métodos biológicos, que básicamente pueden ser de dos tipos: digestión anaerobia (DA) y fermentación oscura (FO). Ambas tecnologías, pueden aplicarse utilizando diferentes sustratos o materias orgánicas derivadas de diversos alimentos líquidos o sólidos; así como corrientes de desechos complejas, como aguas residuales de diferentes industrias, o bien, de efluentes municipales domésticos (Singhania et al., 2013).

La **digestión anaeróbica** implica una serie de etapas en las que un conjunto de microorganismos, en ausencia de oxígeno, descomponen la materia orgánica degradándola generalmente a moléculas intermediarias como el biogás y ácidos grasos volátiles (Zhou et al., 2018). Las etapas de la DA son básicamente cuatro: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Figura 2).

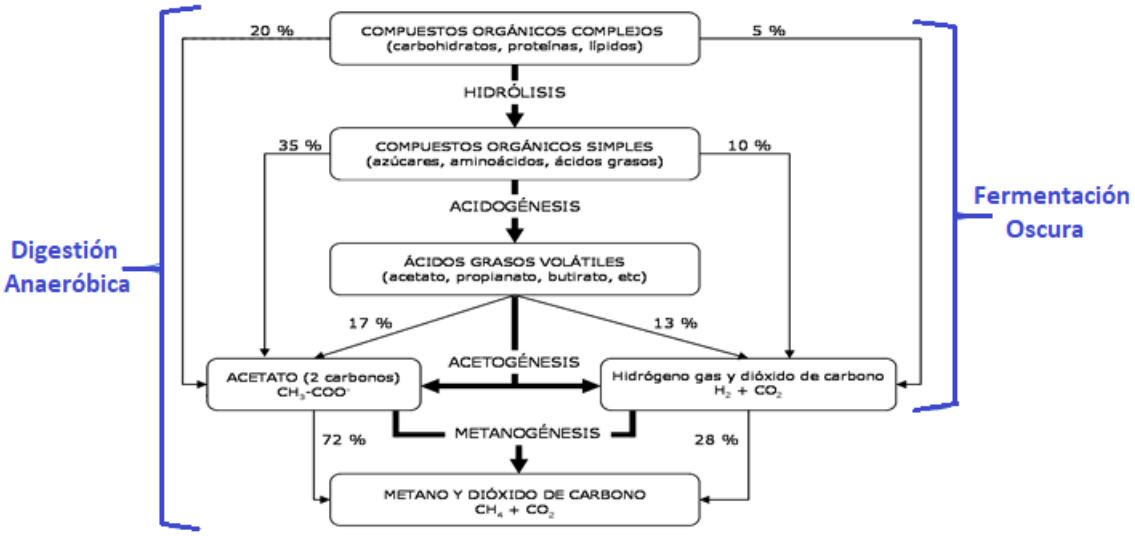
La hidrólisis, produce pequeñas y biodisponibles moléculas mediante la degradación de compuestos más grandes y complejos, provenientes de la materia orgánica. La acidogénesis (o fermentación), consiste principalmente en la producción de ácidos grasos volátiles, junto con hidrógeno y dióxido de carbono. La acetogénesis, transforma el dióxido de carbono e hidrógeno en acetato. Y la metanogénesis, es la etapa donde se producen monómeros como el metano y agua a partir del acetato, formaldehído, dióxido de carbono e hidrógeno (Zhou et al., 2018)

Para obtener AGV durante el proceso de digestión anaeróbica, se puede reducir el tiempo de proceso de manera que se evite llegar a la metanogénesis. Además, también puede evitarse la formación de metanogénicos mediante el control de las condiciones de operación, como por ejemplo el ajuste del pH a un valor por debajo de los 6,0, o arriba del 8,0. Cabe mencionar que, a nivel de laboratorio, se ha comprobado que la adición de un inhibidor metanogénico podría usarse para inhibir la formación de metano y promover la producción de AGV (Liu et al., 2018).

Por otra parte, como se mencionó línea arriba, la **fermentación oscura** es otra tecnología posible para la formación de AGV; la cual consiste en una forma interrumpida y modificada de la digestión anaeróbica, en la que se elimina la etapa metanogénica (Figura 2). Esencialmente la FO utiliza reacciones hidrolíticas y una posterior fermentación de las moléculas hidrolizadas por medio de la acidificación, descomponiendo las

macromoléculas iniciales de polisacáridos complejos, proteínas y similares, y propiciando finalmente la generación de ácidos grasos volátiles. Los procesos anaerobios de hidrólisis y acidogénesis pueden realizarse simultáneamente en el mismo reactor (Zhou et al., 2018).

Proceso en cascada de la digestión anaeróbica y la fermentación oscura

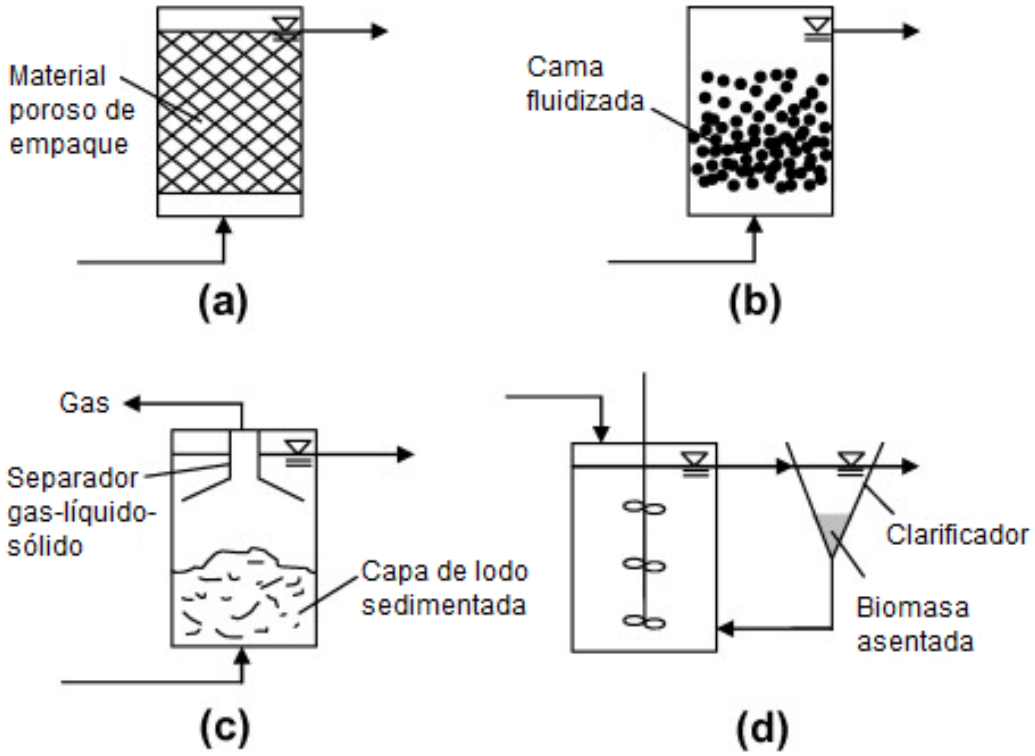


(Adaptado de Silvestre, 2014)

Existen dos tendencias tecnológicas comúnmente utilizadas para el diseño de equipos digestores en operación anaeróbica; las cuales son: (1) el crecimiento adherido y (2) el crecimiento suspendido (Eddy, 1991). Estas tecnologías han derivado en el diseño y desarrollo de diferentes tipos de reactores anaeróbicos.

Un ejemplo de estos reactores, es el **reactor de lecho empacado** (Figura 3a), el cual opera basado en la tecnología de crecimiento adherido. En este reactor, la biomasa crece y se adhiere en la superficie y porosidad del material de empaque, el cual puede ser cubos de cerámica a base de alúmina y la adición de carbón activado granular. El objetivo del material de empaque, es retener la biomasa dentro del reactor, evitando que esta salga del mismo por influencia del flujo de agua de salida. El reactor de lecho empacado, tiene la desventaja que puede obstruirse con los desechos alimentados que contengan altas concentraciones de sólidos en suspensión (Beccari et al., 2009; Bertin et al., 2004).

Tipos de Reactores utilizados para la producción de AGV



(Adaptado de Lee et al., 2014)

Derivado de las obstrucciones arriba mencionadas, se ha diseñado y desarrollado una tecnología alternativa, que es el **reactor de lecho fluidizado** (Figura 3b). En este tipo de reactor, que también opera por crecimiento adherido, la biomasa microbiana se adhiere y reproduce en medio sólido pequeño, como puede ser la arena, y permanece en suspensión dado el movimiento ascendente del fluido (Grandy et al., 2011).

En contraposición a la tecnología de crecimiento adherido; la tecnología de crecimiento suspendido permite que la biomasa microbiana se reproduzca de forma libre y en suspensión con el fluido, sin necesidad de adherirse a una superficie en específico. Dos ejemplos de reactores operados en base a la tecnología de crecimiento suspendido, son el reactor anaeróbico de flujo ascendente (Figura 3c); y el reactor de tanque agitado continuo (Figura 3d) (Eddy, 1991).

La tecnología operativa del **reactor anaeróbico de flujo ascendente (RAFA)**, se basa en la generación de gránulos, que son básicamente una masa densa de microorganismos, con la característica de sedimentarse fácilmente. Estos gránulos se retienen en una capa de lodo en el fondo del reactor, que se va formando por una sedimentación libre de los mismos. Además, es común que en este tipo de tecnología, se incorpore un separador de gas-líquido-sólido en el reactor, de manera que los gránulos menos densos que logran ascender a la parte superior del reactor, retornen a la capa de lodo

sedimentada en los fondos (Grandy et al., 2011). El inconveniente de la tecnología RAFA, es que requiere un período de arranque y estabilización más prolongado, cuando los microorganismos introducidos como inoculación inicial aún no están granulados (Poh y Chong, 2009). Adicionalmente, si las aguas residuales a tratar contienen una alta concentración de sólidos suspendidos, los reactores RAFA se pueden diseñar para que parte del gas producido se recircule al lecho de lodos sedimentado, de manera que se logre una expansión de los lodos sedimentados y una mejor mezcla sólido-liquido. A esta variación se les conoce como reactores anaerobios de lecho granular expandido (*EGSB* por sus siglas en inglés) (De Lemos, 2007).

Otro tipo de tecnología basada en el crecimiento suspendido, es el **reactor de tanque agitado continuo (RTAC),** el cual opera con una mezcla completa de residuos alimentados y biomasa microbiana. La mezcla completa y adecuada de estos elementos, se logra fácilmente seleccionando una forma idónea del reactor y utilizando impulsores y deflectores adecuados. Cuando se diseña y opera correctamente, un RTAC es ideal para propiciar la mezcla perfecta entre los desechos, microorganismos y los sólidos suspendidos en el líquido. Una condición importante en la operación de esta tecnología, es el aplicar una velocidad adecuada de agitación, que no sea demasiado alta, de modo que se evite que los microorganismos suspendidos resulten dañados por el esfuerzo cortante de los impulsores. Además, en este tipo de tecnología, se utiliza un clarificador de sedimentación por gravedad, para separar y reciclar la biomasa del efluente del RTAC (Lee et al., 2014).

Es importante mencionar, que los cuatro tipos de tecnología de reactores descritos, suelen operarse de forma continua; y por lo tanto, es probable que no sean adecuados para aplicaciones de procesos que requieran tiempos de retención prolongados. Para procesos que requieren un proceso más lento, algunos de estos reactores se pueden operar como reactores discontinuos o semicontinuos. Para ello, podría considerarse que, en lugar de alimentar (o retirar) el contenido de un RTAC de forma continua, se podría hacer de forma intermitente, y el reactor se convertiría a una tecnología de alimentación por lotes (Lee et al., 2014).

6.1. Efectos de las Condiciones de Operación para la Producción de AGV

A partir de la información descrita en la sección anterior, puede notarse como existen diferentes opciones tecnológicas de reactores para la producción de AGV.

Ahora bien, tal y como indica Atasoy et al. (2018), actualmente la tecnología de producción de AGV basada en procesos biológicos, no puede competir económicamente con la producción derivada del petróleo. Sin embargo, esto es algo normal para toda tecnología que comienza y quiere introducirse como alternativa a las opciones

actuales y ya consolidadas en el mercado.

Un ejemplo de lo anterior, y que podemos analizar en la actualidad, es la tecnología de autos híbridos y eléctricos, los cuales, en sus inicios, difícilmente podían competir en eficiencia, potencia y precio con los autos impulsados con combustibles derivados del petróleo. Sin embargo, la contaminación al medio ambiente y el efecto negativo en el cambio climático del uso de estos autos, ha hecho obligatorio que hoy en día los fabricantes de vehículos deban empezar a migrar su producción hacia autos con tecnologías más amigables con el medio ambiente.

La misma situación del cambio de tecnología de los autos, puede y deberá ocurrirle a la producción de AGV. Ahora bien, según nos indica Atasoy et al. (2018), los métodos biológicos de producción de AGV tienen actualmente bajos rendimientos y eficiencia. Por ello, en la búsqueda de alternativas, el mayor reto que se presenta en la producción de AGV a partir de desechos, es la búsqueda de las mejores condiciones de operación, que permitan obtener el mayor rendimiento y transformación posible de la carga orgánica de los residuos, en ácidos grasos volátiles. Así mismo, otro de los retos relevantes, y quizá aún más importante, es la búsqueda de tecnologías de separación y obtención de la AGV después de su producción a partir de desechos (Atasoy et al., 2018). Por ello, en la sección 7 de este TFM, se tocará ampliamente el tema de separación de AGV.

Centrándonos en las condiciones y parámetros de operación de la producción de AGV a partir de desechos orgánicos, se puede mencionar que existen varias investigaciones recientes sobre los efectos de variables como la temperatura, el pH, el tiempo de retención, tipo de sustrato y la tecnología de reactor en su producción (Khan et al., 2016). Por ello, a continuación, se expone los hallazgos más relevantes encontrados en torno a estas variables.

6.1.1. Temperatura

En todos los procesos biológicos llevados a cabo por microorganismos, la temperatura es una variable muy relevante. En la producción de AGV, esta no es la excepción. La temperatura promueve la el crecimiento de microorganismos, la actividad enzimática y el grado de hidrólisis que se lleva en la digestión anaeróbica (Zhou et al., 2018). Según Hao y Wang (2015) y también Zhang et al. (2009), condiciones termofílicas durante la acidogénesis promovieron diez veces más la producción de AGV que condiciones mesofílicas, manteniendo el mismo valor de pH para ambas.

El cambio en la temperatura, no solo afecta la cantidad de AGV generados, sino también cambia la proporción de cada tipo de ácido graso producido. Según Jiang et al. (2013), una temperatura de 55 °C generó mayor producción de ácido butírico, mientras que a temperaturas de 35°C se propició la producción mayoritaria de ácido acético y propiónico.

6.1.2. pH

El pH es otra variable fundamental en la producción de AVG. Al igual que la temperatura, los cambios en el pH afectan directamente la concentración y la proporción del tipo de AGV que se generan. Esto debido a que el pH es una variable crítica que controla la hidrólisis y la acidogénesis de la digestión anaerobia (Begum et al., 2018; Zhao et al., 2018).

En la etapa acidogénica, Zhao et al. (2018) determinó que un pH básico durante este proceso, promueve una mayor generación de AGV. En base a su investigación, encontraron que un cambio de pH de 9 a 11, optimiza la actividad de las bacterias acidogénicas. Además, indican que a un pH de 11 se inhibe la actividad de metanógenos, promoviendo que el proceso de digestión anaerobia se interrumpa, y se concentre mayor cantidad de AGV.

Sin embargo, debe considerarse que para efectos prácticos, la producción biológica a escala industrial de AGV deberá realizarse mediante un reactor anaerobio que idealmente permita llevar la hidrólisis y acidogénesis en un mismo reactor. De esta cuenta, en base a lo expuesto por Zhang et al. (2005), quien estudió la generación de AGV en un reactor operado de forma continua a diferentes valores de pH (5, 7, 9 y 11), se puede confirmar que el pH óptimo para obtener una alta producción de AGV a partir de materia orgánica, es un pH cercano a la neutralidad y ligeramente ácido, donde el proceso fermentativo (acidogénesis) es favorecido.

6.1.3. Tiempo de retención en reactor

Independientemente del tipo de tecnología del reactor utilizado para la producción de AGV a partir de desechos, el tiempo de retención óptimo dependerá del tipo de desecho (sustrato) del cual se quieran obtener los AGV, puesto que la tasa de hidrólisis es una función directa de la composición del sustrato (Atasoy et al., 2018).

Ahora bien, si se comparan tiempos de retención para un mismo sustrato, podemos considerar el estudio de Jankowska et al. (2015), quien utilizó lodos (primarios y activados) de plantas de tratamiento de aguas residuales. En su estudio, encontraron que un tiempo de retención de 15 días (entre 5, 10 y 15 que fueron evaluados), fue el que generó una mayor concentración de AGV.

También es importante resaltar, que el tiempo de retención afecta no solo la cantidad de AGV generados, sino también la composición de los mismos (Atasoy et al., 2018).

6.1.4. Tipo de sustrato

La cantidad de AGV producidos a partir de materia orgánica de desecho, depende intrínsecamente del tipo de sustrato (desecho) que se alimente para llevar a cabo la digestión anaerobia. Esta condición, está directamente relacionada al grado de acidificación (Begum et al., 2018).

Adicionalmente, y al igual que las variables

anteriores, el tipo de desecho de alimentación (sustrato) que se utilice, no solo afectará la cantidad de ácidos grasos volátiles, sino también la composición y proporción de cada uno de ellos (Atasoy et al., 2018).

6.2. Producción de AGV a partir de las Aguas Residuales provenientes de la Industria Cervecera.

Como se ha indicado con anterioridad en este trabajo, la industria cervecera tiene una huella hídrica muy considerable, pues descarga volúmenes significativos de aguas residuales.

Por ello, es relevante para esta industria el buscar la aplicación de tecnología que permita el aprovechamiento de ese importante volumen de aguas residuales, para reducir los costos de tratamiento de efluentes y la generación de nuevos ingresos por la comercialización de los subproductos generados a partir de sus corrientes de desechos. Además del beneficio medioambiental que generará, al acercarse a una economía circular.

En ese sentido, es uno de los objetivos de este trabajo, contribuir a identificar las opciones tecnológicas para la generación de ácidos grasos volátiles, a partir de la depuración de aguas residuales de la industria cervecera. Para ello, en base a la información y bibliografía encontrada y anteriormente descrita en este trabajo, se identificaron cuatro elementos tecnológicos de relevancia, que son: (1) el método de producción biológico de AGV, (2) las condiciones de operación más idóneas, (3) reactor para la producción de AGV y (4) los pretratamientos y tratamientos primarios.

6.2.1. El método de producción biológico.

Como puede notarse en la Tabla 2, las aguas residuales típicas de una cervecería tienen una carga elevada de materia orgánica contaminante; con una demanda bioquímica de oxígeno (DBO) de alrededor de 2.500 mg/l, una demanda química de oxígeno que ronda los 3.500 mg/l y solidos suspendidos totales (SST) de aproximadamente 1.000 mg/l. En base a estas concentraciones, es claro que existe un gran potencial para la producción de AGV a partir del uso de estas aguas residuales como sustrato.

Siguiendo la relación de DQO/DBO descritas por Von (2014), puede verificarse que las aguas residuales cerveceras son altamente biodegradables, y por tanto, aptas para la transformación biológica de su carga orgánica. Basándose en la bibliografía encontrada y descrita anteriormente, la producción de AGV puede llevarse a cabo mediante una digestión anaeróbica controlada para reducir el tiempo del proceso, o modificar las variables de operación para evitar llegar a la metanogénesis; o bien, realizar una fermentación oscura.

A partir de la revisión de la bibliografía encontrada, puede deducirse que **ambos métodos son factibles de utilizarse para la producción de AGV a partir de las aguas residuales de la industria de cerveza**. Ahora bien, si se selecciona a la fermentación oscura, operacionalmente se requerirá de una

separación del proceso en dos reactores diferentes, uno para la ejecución de la hidrólisis y acidogénesis; y otro para la ejecución de la acetogénesis (Zhou et al., 2018).

6.2.2. Condiciones de operación más idóneas.

Empezando por la temperatura, como se describió en la sección 6.1.1. de este trabajo, temperaturas termófilas (alrededor de 55 °C) promueven la generación de AGV. Ahora bien, en base a la caracterización típica de las aguas residuales presentadas en la Tabla 2, la temperatura del efluente que ingresará al proceso productivo de AGV es de 35°C, lo que implicaría el calentamiento del efluente previo al ingreso del reactor, y por tanto, un gasto energético y aumento del costo operativo del proceso.

Sin embargo, como lo indican Jiang et al. (2013) y Gruhn et al. (2016): "a pesar de que las condiciones termófilas propician una mayor producción de AGV versus las mesofílicas; en general el rendimiento total obtenido de AGV es muy similar en ambas condiciones". De esta cuenta, buscando optimizar la economía operativa del proceso productivo de AGV a partir de los efluentes cerveceros, **la mejor opción será una temperatura de operación mesófila**; y en base a la temperatura de entrada del efluente cervecero típico, no habría necesidad de calentamiento de las aguas al ingreso al reactor.

En relación con el pH de operación, Garcia-Aguirre et al. (2017) expone que, entre la temperatura y el pH, esta última variable es el parámetro de control que más puede influenciar una alta producción de AGV. De esta cuenta, se refuerza la propuesta de operar el reactor adecuado a una temperatura mesófila y seleccionar un adecuado valor de pH de ingreso.

Acorde a lo ya expuesto en la sección 6.1.2 de este TFM, **el valor de pH que se propone para el efluente a la entrada del reactor, será de 6**, puesto que la bibliografía encontrada y expuesta anteriormente, nos indica que este valor maximizaría la producción de AGV, y su generación a partir de aguas residuales de la industria cervecera deberían no ser la excepción.

Como se expone en la Tabla 2, el pH típico de los efluentes cerveceros es de alrededor de 8,2. De esta cuenta, será necesario disminuir el pH del efluente previo al ingreso al reactor. Operacionalmente, esto puede conseguirse con una inyección de ácido fosfórico en la línea de ingreso al reactor. La propuesta de utilizar ácido fosfórico, responde a que las aguas residuales de la industria cervecera, muestran tener una baja concentración de fósforo (Tabla 2), de alrededor de 15 mg/l, sin embargo, este es un nutriente requerido y necesario para el crecimiento y la actividad microbiana fermentativa (Wang et al., 2014). Con la adición y disociación de este ácido en el líquido, se cubriría dos necesidades requeridas para la producción de AGV: el pH adecuado y suficientes nutrientes.

En cuanto al tiempo de retención, como se

indicó en la sección 6.1.3. de este trabajo, está en función del tipo de sustrato. De esta cuenta, esta variable deberá ser determinada por pruebas experimentales, dado que bibliográficamente, no se encontró algo relacionadas específicamente a la producción de AGV a partir de aguas residuales de la industria cervecera que puedan brindar parámetros de entrada inicial. Lo relevante en las pruebas de laboratorio preliminares, será determinar el cambio en la acidificación y el tiempo requerido para que ocurran las primeras dos etapas de la digestión anaerobia y se logre un rendimiento máximo de AGV producidos.

6.2.3. Reactor para la producción de AGV

Comúnmente, una cervecería con alta demanda opera bajo un proceso de producción continuo, o bien, semi-continuo (Hornsey, 2002). En efecto, tres de las cervecerías que compartieron la caracterización de sus aguas residuales para este TFM, tienen un proceso de producción continuo; y solo una de ellas, opera de forma semi-continua, realizando paros los fines de semana.

A pesar que las etapas de elaboración de mosto y fermentación en el proceso de fabricación de cerveza son básicamente una operación por lotes; generalmente la filtración y envasado de cerveza no lo son, pues tienden a operarse de forma continua. Debido a esto, la generación de aguas residuales de una cervecería es normalmente constante y continua.

En base a lo establecido anteriormente, y el análisis de la información bibliográfica encontrada, se considera que **el tipo de tecnología a seleccionar para la digestión anaerobia y producción de AGV a partir de las aguas residuales cerveceras, será un reactor anaerobio de lecho granular expandido (EGSB).**

La selección de este tipo de reactor, se basa principalmente en la alta concentración de sólidos suspendidos y el alto DQO que muestran las aguas típicas cerveceras (Tabla 2); y además, es requerida la selección de tecnología que pueda operar continuamente y provea una elevada tasa de degradación de la materia orgánica. Según De Lemos (2007), los reactores EGSB, son muy eficientes en la degradación de la materia orgánica dado que consiguen una alta concentración de biomasa, y pueden procesar aguas residuales con solidos suspendidos elevados.

Ahora bien, existen consideraciones importantes que debemos realizar debido a que el objetivo es la producción de AGV, y por lo tanto, se debe evitar la generación de biogás de la etapa metanogénica. Esto supone muy escasa disponibilidad de gas para la recirculación y expansión (fluidización) del lecho de lodos.

Lo anterior puede resolverse derivando una fracción del fluido resultante del EGSB principal, rico en AGV y con baja

concentración de sólidos suspendidos, y llevarlo a un reactor RAFA más pequeño. Este último, deberá ser operado bajo condiciones que favorezcan la etapa acetogénica y la suficiente producción de gases (H_2 y CO_2); mismo que será enviado al reactor principal (EGSB) para realizar la expansión (fluidización) del lecho de lodos.

Habiendo definido la tecnología principal para la producción de AGV a partir de las aguas residuales cerveceras, es importante también, establecer la tecnología de pretratamiento y tratamientos primarios que deberán aplicarse al efluente previo a su ingreso al reactor EGSB.

6.2.4. Pretratamientos y tratamientos primarios

La mayoría de cervecerías envasan cerveza en botellas de vidrio retornable con etiquetas de papel, así que es normal, que en las aguas residuales se suelan encontrar pedazos de vidrio de botellas quebradas durante el proceso, así como pedazos de papel y suciedad sólida proveniente de las botellas retornadas a la fábrica.

Por lo anterior, y como parte del pretratamiento, es requerido equipos para el **desbaste, con rejillas de gruesos y finos**; con ello se separa materiales como basura, trazas de metal, papel y vidrios. Estos sólidos pueden dañar bombas y equipos mecánicos e interferir con el flujo en tuberías y canales.

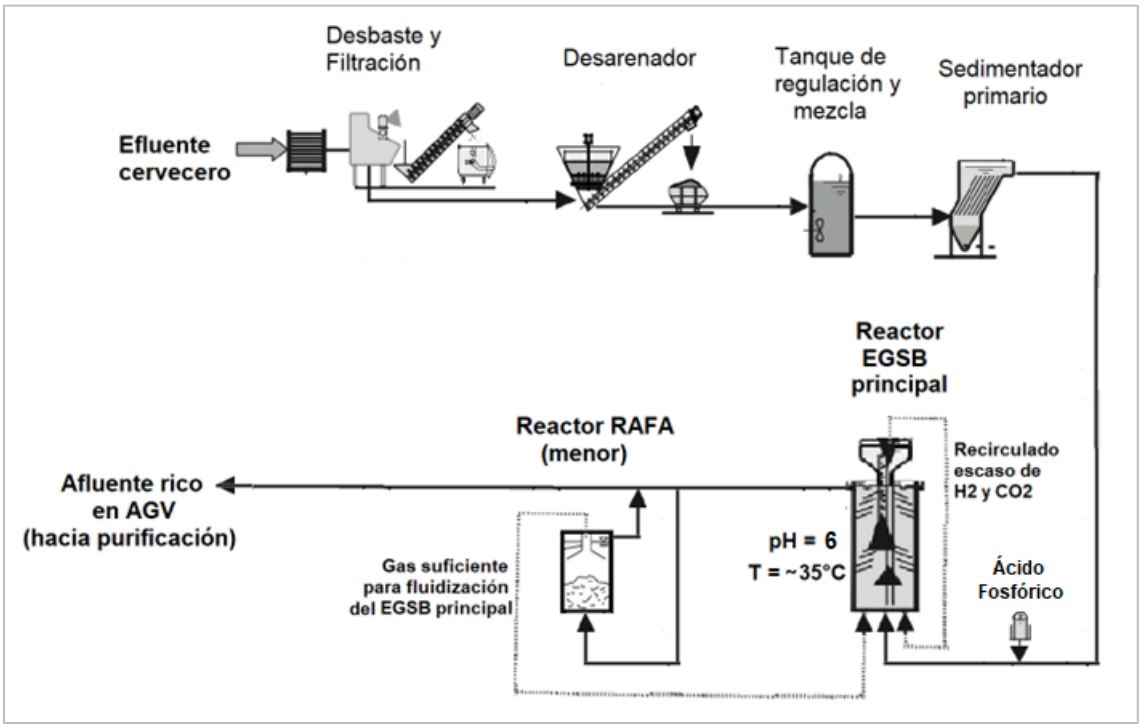
Dado el proceso de filtración de cerveza utiliza tierras filtrantes (diatomeas/kieselgur) como medio de retención, y una parte considerable de ellas se arrastra en las aguas residuales, es requerido la instalación de un **desarenador**. El propósito de este, es eliminar los materiales que pueden formar depósitos pesados en las tuberías y proteger las bombas y otros equipos mecánicos de la abrasión.

Como parte de los tratamientos primarios, se considera necesario el instalar un **tanque de regulación y mezcla**. El objetivo del mismo, es homogeneizar la fluctuación normal de las aguas residuales producidas por las cervecerías. Además, puede amortiguar picos de carga y almacenar aguas residuales de forma temporal en caso de fallas operativas en el reactor EGSB propuesto.

Adicionalmente, dada la alta concentración de sólidos en suspensión de los efluentes cerveceros, es conveniente la instalación de un **sedimentador primario**, que permita la reducción de la concentración de dichos sólidos y proteja al reactor EGSB de una saturación de los mismos.

En la Figura 4, se recogen todas las ideas expuestas en esta sección, y se unifica la tecnología propuesta para la producción de AGV a partir de aguas residuales de la industria de cerveza.

Diagrama de Producción de AGV a partir de aguas residuales
de la industria de cerveza



7. TECNOLOGÍAS PARA LA SEPARACIÓN Y PURIFICACIÓN DE AGV

La separación y purificación de ácidos grasos volátiles producidos por procesos biológicos a partir de materia orgánica de desecho, representan el reto más relevante de todo su proceso productivo (Zacharof y Lovitt, 2014).

Durante la digestión anaerobia de la materia orgánica para la producción de AGV, se genera una mezcla de diferentes tipos de ácidos grasos de cadena corta, como el ácido acético, propiónico, butírico, etc. (Atasoy et al., 2018). Esta mezcla de AGV considerada como un todo, posee un menor valor como producto, que cada uno de los AGV que podrían extraerse de forma individual en su estado puro (Aghapour et al., 2020).

Para llegar a obtener AGV separados en sus estados puros, e incluso para obtener una mezcla de ellos, como un producto comercializable bajo un proceso productivo con un costo-beneficio favorable, se requieren varias etapas de separación y purificación (Galanakis, 2012).

Actualmente, existen diferentes tecnologías disponibles que podrían utilizarse para la separación y purificación de los AGV generados mediante la digestión de materia orgánica. Sin embargo, la selección de la tecnología más adecuada, conlleva la

consideración de diferentes variables, tales como la concentración de los AGV, la naturaleza y propiedades resultantes de la solución fermentada obtenida posterior a la acidogénesis, así como su composición, especialmente de la presencia de diferentes iones de sodio, cloro, potasio, fósforo, etc. (Aghapour et al., 2020).

Siguiendo lo expuesto por Aghapour et al. (2020), en esta sección se clasificarán y expondrán las tecnologías de separación y purificación en dos grandes grupos: (1) tecnologías no basadas en separación por membranas y (2) tecnologías de separación por membranas.

7.1. Tecnologías de separación y purificación de AGV no basadas en membranas

Las tecnologías no basadas en membranas, son aquellas que tradicionalmente se han utilizado para ejecutar transferencias de masa entre dos medios diferentes; en donde no se requiere de una membrana a través de las cual se transfieran las sustancias. Algunas de estas, que se pueden utilizar para la separación y purificación de AGV pueden ser: destilación, extracción liquido-líquido, adsorción, precipitación, electrodiálisis, etc. (Aghapour et al., 2020). En la Tabla 4, se presenta un resumen de estas tecnologías, mostrando sus ventajas y desventajas.

7.2. Tecnologías de separación y purificación de AGV basadas en membranas

La separación y purificación de AGV puede llevarse a cabo a través de tecnologías que involucren el uso obligatorio de una membrana como medio de separación, a través de la cual, ocurre un intercambio de masa entre un medio y otro (Palacio et al., 2014).

La separación y purificación de biomoléculas y sustancias, generalmente es muy eficiente, acortando el número de etapas del proceso de recuperación de sustancias específicas y el tiempo de retención en el proceso, lo cual contribuye a tener un proceso separativo más económico (Abels et al., 2013).

Acorde a lo expuesto por Aghapour et al. (2020), las tecnologías de separación por membranas pueden ser clasificadas en dos grandes grupos, dependiendo si el proceso es impulsado por presión, o no.

Para la separación de AGV, las tecnologías de separación por membranas impulsadas por un gradiente de presión, pueden resultar ser un efectivas en cuanto al costo-beneficio otorgado, además, pueden proveer fraccionamiento de los AGV (Bellona et al., 2004). Algunas de estas tecnologías pueden ser: microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración y osmosis inversa.

Las tecnologías de separación por membranas que no son impulsadas por un gradiente de presión, funcionan por la acción de una fuerza impulsora diferente, cada una emplea un gradiente en particular, que puede ser desde un diferencial de concentración, hasta la aplicación de potencial de voltaje. Estas tecnologías, también pueden resultar ser

efectivas para la separación de AGV, las cuales en general, tienen un consumo energético menor que las impulsadas por la presión. Algunas de estas tecnologías pueden ser: ósmosis directa, destilación por membrana, electrodiálisis, pervaporación y contactor de membrana (He et al., 2012).

En la Tabla 5 mostrada a continuación, se muestra un resumen de las tecnologías basadas en membranas que podrían utilizarse para la separación de AGV.

Tecnologías de separación y purificación de AGV tradicionales
(no basadas en membranas)

TECNOLOGÍA	PROCESO	VENTAJAS	DESVENTAJAS	REFERENCIAS
Destilación	Los AGV generalmente se neutralizan usando amoníaco. El carboxilato de amonio obtenido se mezcla con alcohol para producir ésteres que luego se pueden separar fácilmente por destilación.	-Fácil de instalar - Productos de alta pureza - Posibilidad de uso directo de los productos como fertilizante	- Consumo energético elevado - Elevado costo de capital del proceso.	Errico y Rong (2012) González et al. (2017)
Adsorción (física y/o química)	Se utilizan materiales adsorbentes y/o de intercambio iónico para capturar iones carboxilato o la forma protonada de los AGV.	- Fácil instalación y operación. - Relativa alta selectividad.	- Costo de inversión elevada. - Consumo energético elevado. - Capacidades de adsorción bajas.	Rebecchi et al. (2016) López-Garzón y Straathof (2014)
Extracción con solvente	Se utilizan disolventes orgánicos, con o sin aditivos extractantes, para extraer ácidos carboxílicos de la solución acuosa.	- Altos rendimientos - Bajo costo de inversión - Alta selectividad	- Se requiere acidificación previa - Etapas adicionales para regenerar el disolvente.	Ijmker et al. (2014) Rasrendra et al. (2011)
Precipitación	Se neutralizan los ácidos orgánicos utilizando sales a base de calcio. Luego se evaporación para concentrar las soluciones de carboxilato de calcio resultantes. Posteriormente es necesario llevar a cabo una cristalización o una separación adicional.	- Fácil instalación. - Altos rendimientos -Alta pureza de productos -Bajo costo de capital	- Se generan desechos sólidos indeseados -Consumo energético elevado.	Tao et al. (2016) Min et al. (2011)
Electrodiálisis	Especies disociadas de AGV con carga negativa se mueven a través de una membrana de intercambio de aniones hacia el ánodo en el electrodializador gracias al campo eléctrico.	- Altos rendimientos -No requiere acidificación.	- Posterior purificación requerida - Consumo energético elevado. - Saturación y taponamiento de la membrana elevada. - Dificil de ejecutar a grandes volumenes.	Tao et al. (2016)

(Adaptado de Aghapour et al., 2020).

Tecnologías de separación y purificación de AGV basadas en membranas

TECNOLOGÍA	PROCESO	FUERZA IMPULSORA	VENTAJAS	DESVENTAJAS	REFERENCIAS
Microfiltración	La solución fermentada proveniente del reactor, se hace pasar por una membrana micrométrica (de 0.1 a 1 micra). Estas membranas son capaces de retener los AGV, sólidos en suspención y pequeños coloides.	Gradiente de presión forzado (baja < 25psi)	- Obtención de altos rendimientos de AGV. - Producto con moderada concentración de sólidos suspendidos.	- Taponamiento de la membrana por impurezas.	Ardi et al. (2015)
Ultrafiltración	La solución fermentada se hace pasar por una membrana ultrafiltrante (de 0.01 a 0.1 micra). Estas membranas son capaces de retener los AGV, mayor cantidad de sólidos en suspención y muy pequeños coloides.	Gradiente de presión forzado (moderada < 35psi)	- Obtención de altos rendimientos de AGV. - Producto con baja concentración de sólidos suspendidos.	- Taponamiento de la membrana por impurezas. - Se requiere pretratamietos. - Consumo energético más elevado vrs microfiltración.	Mehrparvar y Rahimpour (2015)
Nanofiltración	La solución fermentada rica en AGV se hace pasar por una membrana de nanofiltración (de 0.001 a 0.01 micra). Estas membranas son capaces de retener gran volumen de minerales en la solución, así como sales.	Gradiente de presión forzado (alta < 35psi)	- Obtención de altos rendimientos de AGV. - Producto con excasa concentración de sólidos suspendidos.	- Taponamiento de la membrana por impurezas. - Se requiere pretratamietos. - Consumo energético más elevado vrs ultrafiltración.	Weng et al. (2010)
Ósmosis inversa	La solución fermentada rica en AGV se hace pasar por una membrana de ósmosis inversa (de 0.0001 a 0.001 micra). Estas membranas son capaces de retener casí la totalidad de iones e impurezas, dejando pasar moléculas del tamaño del agua o menores.	Gradiente de presión forzado (muy alta < 45psi)	- Obtención de altos rendimientos de AGV. - Producto AGV con bajo contenido de agua.	- Taponamiento de la membrana por impurezas. - Se requiere pretratamietos. - Consumo energético muy elevado	Zhou et al. (2013).
Ósmosis directa	Consiste en hacer pasar la solución rica en AGV a traves de una membrana selectiva y aprovechar la presión osmótica natural para la separación de las macromoléculas. La capa activa de la membrana se puede orientar con respecto a la corriente de alimentación (ósmosis directa). Si la capa activa de la membrana mira hacia la solución de extracción, se realiza una ósmosis directa con retardamiento.	Presión osmótica natural	- Bajos índices de taponamiento vrs la tecnologías impusadas por presión forzada. - Bajo consumo energético	- El aumento de concentración de AGV, provoca menor flujo de la solución, reduciendo la eficiencia del proceso. - Menores rendimientos de AGV respecto a tecnologías de presión forzada por membranas.	Roy et al. (2016)

Tabla 5. (Continuación)

TECNOLOGÍA	PROCESO	FUERZA IMPULSORA	VENTAJAS	DESVENTAJAS	REFERENCIAS
Destilación por membrana	Utiilza calor de a bajas temperturas para concentrar/separar los AGV de la fase acuosa. La membrana hidrofóbica separa la solución evita el transporte de líquido mientras permite que los gases y el vapor con AGV se muevan a través de los poros de la membrana. Los AGV se acumulan en el lado del destilado y las soluciones acuosas se mantienen spearadas por la membrana.	Gradiente de temperatura	- Se puede obtener una corriente de AGV de alta pureza. - Podrían separarse los diferentes tipos de AGV, mediante destilación a diferentes temperaturas.	- El encusiamiento de la membrana provoca la reducción de la eficiencia del proceso.	Gryta et al. (2013)
Electrodiálisis	La solución rica en AGV es sometida a un diferencial de voltaje y se utiliza una membrana de intercambio de aniones-cationes. Los aniones de AGV se acumulan en el lado del ánodo de la membrana.	Gradiente eléctrico (voltaje)	- La separación se realiza a una velocidad relativamente rápida. - Este método podría tener bajos costos operativos.	- Costo elevado de las membranas selectivas aniones-cationes. - Posibles pretratamientos requeridos.	Tang et al. (2014)
Pervaporación	El gradiente de potencial químico a través de la membrana se crea aplicando vacío o purga de gas en el lado del permeado para mantener la presión de vapor del permeado más baja que la presión parcial de la solución rica en AGV. Estos últimos se van obteniendo por su diferencial de difusividad y puede obtenerse fraccionadamente.	Gradiente de difusividad y solubilidad.	- Potenciales bajos costos operativos. - Método amigable con el medio ambiente.	- El proceso de separación se lleva a relativas bajas velocidades para obtener altos rendimientos.	Vane (2005)
Contactor de membrana	Se utilizan membranas hidrofóbicas microporosas para separar dos fases acuosas e inhibir su mezcla. Los componentes volátiles, incluidos los AGV, se transfieren desde la alimentación al lado del permeado hasta que se restablece el equilibrio del potencial químico de los dos lados.	Diferencial de presiones parciales o gradiente de concentración.	- Potenciales bajos costos operativos. - Método amigable con el medio ambiente.	- Precipitados inorgánicos y sólidos supendidos pueden provocar la baja de la eficiencia de separación.	Dilson et al. (2016) Asfand y Bourouis (2015)

En general, las tecnologías de separación por membranas que utilizan a la presión como fuerza impulsora, son tecnologías ya consolidadas en el mercado, y sobre todo muy utilizadas para el tratamiento y purificación de agua pura para consumo humano.

Por otro parte, el resto de las tecnologías basadas en membranas que no utilizan a la presión como gradiente impulsor, y que se muestran en la Tabla 5, aún se encuentran en la fase de desarrollo y escalamiento a una fase industrial. Adicionalmente, muchas de estas tecnologías, aún no han sido ampliamente estudiadas y experimentadas para la separación específica de AGV (Aghapour et al., 2020).

Acorde a lo indicado por Aghapour et al. (2020), la selección de la tecnología más adecuada para la separación de AGV, empieza tomando en consideración la composición y propiedades de la solución fermentada obtenida en el reactor anaerobio, tales como la concentración de los AGV, y especialmente de la presencia de diferentes iones y sólidos suspendidos.

En base a lo anterior, y con la información bibliográfica disponible y encontrada, **es esencialmente inexacto, el poder concluir sobre cual tecnología de separación y purificación, es la más adecuada para la obtención de AGV producidos a partir de las aguas residuales de la industria cervecera.** De hecho, a la fecha, algunas de estas tecnologías han sido investigadas y publicadas para su aplicación en separación de AGV en un único estudio, como lo es el caso de la destilación por membrana (Aghapour et al.,2020).

Sin embargo, de las tecnologías presentadas en la Tabla 5, la destilación por membrana y la pervaporación, muestran indicios de ser muy buenas candidatas para su aplicación en la separación y purificación de AGV. Su instalación y equipamiento, así como sus bases de funcionamiento, permitirían su adecuación y diseño para un proceso continuo y en línea directamente conectado a la salida del reactor anaeróbico posteriormente a su producción. El hecho de ser candidatas a su uso en línea, les confiere ventajas competitivas, como incrementar la eficiencia de separación, en comparación con aquellas tecnologías que deban realizarse por lotes, en la que primero se producen los AGV, y luego se separan y purifican (Atasoy et al., 2018).

8. ESTIMACIÓN TEÓRICA DEL RENDIMIENTO DE AGV PRODUCIDOS A PARTIR DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA CERVECERA.

A la fecha de finalización de este TFM, durante la búsqueda bibliográfica de información científica, realizada entre los años especificados en la sección de "Metodología" de este trabajo, no se encontró ninguna publicación cuyo tema fuera específicamente la obtención de ácidos grasos volátiles a partir de las aguas residuales de la industria cervecera.

De esta cuenta, no existe información experimental que permita presentar en este

trabajo, referencias y valores investigados y/o estudiados por otros autores; de manera que en esta sección, se hará una estimación aproximada de la cantidad teórica que podría obtenerse de AGV a partir del efluente típico cervecero.

Para esta estimación, podría partirse de la estequiometria de las reacciones involucradas, que para la digestión anaeróbica y producción de AGV, se tendrían que considerar alrededor de 25 reacciones químicas complejas; y además, conocer la composición detallada de las aguas residuales en cuanto a su contenido de proteínas, aminoácidos, azúcares, ácidos grasos, etc. (Suárez-Chernov et al., 2019).

Dado que no se dispone de información detallada de la caracterización de macromoléculas de las aguas residuales cerveceras, se harán estimaciones del posible rendimiento que podría obtenerse, en base a aseveraciones teóricas encontradas en la bibliografía, que son: (1) porcentaje de acidificación y (2) alcalinidad de AGV.

Porcentaje de acidificación: Según Jin et al. (1999), "el grado de acidificación es un factor clave en el proceso de fermentación para la producción de AGV, definido como el porcentaje de DQO inicial que es convertido a AGV". Respecto a este grado de acidificación, De Lemos (2007) indica que al menos el 50% del DQO biodegradable, es convertido en ácido propiónico y ácido butírico, los cuales son posteriormente descompuestos en ácido acético e hidrógeno.

En la Tabla 2, podemos leer que el DQO típico de las aguas residuales de la industria cervecera es de alrededor de 3.500 mgDQO/l, y a partir de este valor, puede estimarse que globalmente **podrían obtenerse una concentración de 1.750 mg AGV/l provenientes de las aguas residuales cerveceras**. Este valor, sería una mezcla entre los diferentes tipos de AGV que pueden obtenerse en la digestión anaeróbica.

Alcalinidad de AGV: Según lo indicado por De Lemos (2007), la relación entre la alcalinidad y los AGV en la digestión anaeróbica es:

$$BA = TA - 0.71 \cdot AGV_{HAc}$$

Donde:

- *BA* = Alcalinidad de bicarbonatos ($mgCaCO_3/l$)
- *TA* = Alcalinidad total ($mgCaCO_3/l$)
- *0.71* = factor de conversión de ácido acético en alcalinidad.
- AGV_{HAc} = concentración de AGV (como mg/l de ácido acético)

En el estudio de Méndez et al. (2022), se presenta una caracterización de las aguas residuales de la industria cervecera, mostrando un valor de 1.628 $mgCaCO_3/l$ para la alcalinidad total. Además, consultando con una de las cervecerías que aportaron la caracterización de sus aguas para este TFM, (indicada como "Cervecería II" en la Tabla 2); indicaron que en las oportunidades que han medido la alcalinidad de bicarbonatos en sus aguas residuales, su valor medio ha estado alrededor de los 620 $mgCaCO_3/l$.

En base a la ecuación anterior, y los valores de referencia de alcalinidades de las aguas residuales cerveceras, se puede estimar que, del proceso de fermentación anaeróbica, **podrían obtenerse una concentración de alrededor de 1.420 mg AGV/l.** Este valor, se considera como que todos los AGV fuesen ácido acético.

Los valores anteriormente estimados, son valores de producción por el proceso de digestión anaerobia. Ahora bien, la posterior etapa, sería la separación y purificación de los AGV obtenidos, lo cual implicaría un rendimiento del proceso que habría que considerar en estas estimaciones. Según lo presentado por Atasoy et al. (2018), el porcentaje de recuperación de los AGV producidos, podría estar entre el 80 y 99%, dependiendo de la tecnología utilizada.

9. CONCLUSIONES

El objetivo general de este TFM, es la revisión bibliográfica de la tecnología existente para la generación y separación de ácidos grasos volátiles, que puedan producirse a partir de la depuración de agua residual proveniente de la industria cervecera. A lo largo de le extensión de este trabajo, se han descrito diferentes opciones tecnológicas investigadas acorde a la metodología expuesta, con las cuales efectivamente se podría producir, separar y purificar los AGV provenientes de la digestión anaerobia de las aguas residuales cerveceras.

Es importante destacar que, en los espacios y medios utilizados para la búsqueda de bibliografía, entre los años del 2000 a la fecha, no se encontró ninguna bibliografía que tratara específicamente sobre la producción de AGV a partir de las aguas residuales de la industria cervecera. Sin embargo, si se encontró bibliografía muy relacionada al tema, y muy reciente, entre las cuales una de las más destacadas es el artículo publicado por Méndez et al. (2022), que trata sobre su experimentación a escala de laboratorio para la producción de hidrógeno, a partir de las aguas residuales de la industria cervecera. Con este estudio, Méndez et al (2022) evidencia de forma experimental la posibilidad de obtener productos de valor a partir de la digestión anaerobia de las aguas residuales cerveceras.

Otro artículo muy reciente, y relacionada al tema de este TFM, es el publicado por Castilla-Archila et al. (2021), en el cual también se busca la obtención de AGV a partir de desechos de la industria cervecera, pero en su caso, lo hace a partir del desecho sólido conocido como bagazo (u afrecho). En su estudio, se propone la utilización de las dos primeras etapas de la digestión anaerobia (hidrólisis y acidogénesis), que también son las propuestas en este trabajo para la degradación de las aguas residuales cerveceras.

Como parte de los objetivos específicos de este TFM, se planteó el analizar las características fisicoquímicas típicas de las aguas residuales producidas por la industria cervecera, y para lo cual, se expuso cómo las aguas residuales de esta industria son aptas para su procesamiento mediante la digestión

anaeróbica, pues tienen un alto grado de biodegradabilidad y una elevada concentración de materia orgánica (DBO ≈ 2.500 mg/l y DQO ≈ 3.500 mg/l). En cuanto a la concentración de nutrientes como nitrógeno y fósforo en las aguas residuales cerveceras, estas son reducidas en dichos nutrientes, pues gran parte de su disponibilidad, es consumido por la levadura en el proceso fermentativo de la fabricación de cerveza.

Por otra parte, en cuanto a las opciones tecnológicas para la producción de ácidos grasos volátiles a partir de las aguas residuales de la industria cervecera; se propone que, en base al análisis de la bibliografía encontrada, la producción de AGV se realice mediante las dos primeras etapas de la digestión anaerobia (hidrólisis y acidogénesis), utilizando un reactor anaeróbico de lecho granular expandido (EGSB), en combinación con un reactor tipo RAFA al cual se derivaría una fracción del fluido resultante del EGSB, para la producción de gas recirculante y propiciar la expansión del lecho de lodos (Figura 4). Además, se proponen condiciones de operación mesofílicas para la temperatura y un valor de 6 para el pH; mismas que en base a la bibliografía, resultan ser idóneas en este tipo de reactores para propiciar la producción de AGV.

Adicionalmente, se propone que, para el proceso productivo de AGV, se apliquen pretratamientos y tratamientos primarios al agua residual de la industria cervecera, previo a su ingreso al reactor anaeróbico propuesto.

En cuanto a los pretratamientos, se estableció que sería adecuado realizar un desbaste con rejillas de gruesos y finos, seguido de un proceso de desarenado. Posteriormente, se recomienda realizar tratamientos primarios, como lo son la regulación y mezclado adecuado las aguas residuales, seguido de una sedimentación primaria y posterior acidificación con ácido fosfórico. Dicho ácido, además de disminuir el pH, contribuirá a incrementar la concentración de fósforo requerido en el proceso de digestión anaeróbica.

Respecto a la revisión de la tecnología disponible para la separación y purificación de AGV, puede indicarse en base a la revisión bibliográfica, que mucha de esta tecnología aún está siendo investigada y probada para su uso en la separación de AGV. En base al análisis de dichas investigaciones, no se puede concluir sobre cual tecnología de separación y purificación es la más adecuada para la obtención de AGV producidos a partir de las aguas residuales de la industria cervecera. Sin embargo, las tecnologías basadas en separaciones por membranas, cuya fuerza motriz no es la presión (como la destilación por membranas y la pervaporación), resultan ser las más prometedoras para su aplicación con AGV, pues tienen ventajas económicas y medioambientales más favorables que el resto de tecnologías expuestas en este TFM.

Por último, como un aporte adicional a la revisión bibliográfica de tecnología, se ha querido estimar el rendimiento teórico de ácidos grasos volátiles que podría obtenerse a partir de las aguas residuales típicas de cervecerías. En base a la bibliografía, se estima que teóricamente, podría obtenerse una podría obtenerse una producción de 1.750 mg de AGV por cada litro de agua residual (a partir de una carga típica de 3.500 mg/l de DQO en las aguas residuales cerveceras), si se considera a la acidificación como parámetro de estimación. O bien, alrededor de 1.420 mg/l de AGV si consideramos aguas residuales cerveceras con concentraciones cercanas a 1.600 y 620 mg$CaCO_3$/l de alcalinidad total y alcalinidad de bicarbonato, respectivamente.

10. RECOMENDACIONES

El análisis de la bibliografía encontrada muestra que es viable la producción de AGV a partir del agua residual de la industria cervecera. En base a esto, se deberían llevar a cabo estudios experimentales que prueben la producción de AGV a partir de dichas aguas, y se establezcan las mejores condiciones de operación, así como los ajustes requeridos en los tipos de reactores que se sometan a la experimentación.

Así mismo, sería conveniente la experimentación de tecnologías de separación y purificación de AGV, producidos a partir de las aguas residuales cerveceras.

En base a la bibliografía expuesta en este TFM, sería conveniente poner a prueba la destilación por membrana y/o la pervaporación, pues resultan ser las más prometedoras en este campo.

BIBLIOGRAFÍA

Abels, C.; Carstensen, F.; Wessling, M. (2013). Membrane processes in biorefinery applications. *Journal of Membrane Science* 444: 285 - 317.

Aghapour Aktij, S.; Zirehpour, A.; Mollahosseini, A.; Taherzadeh, M. J.; Tiraferri, A.; Rahimpour, A. (2020). Feasibility of membrane processes for the recovery and purification of bio-based volatile fatty acids: A comprehensive review. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry* 81: 24-40.

Ardi, M.; Aroua, M.; Hashim, N.A. (2015) Progress, prospect and challenges in glycerol purification process: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 42: 1164 -1173.

Asfand, F. (2015) A review of membrane contactors applied in absorption refrigeration systems. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 45: 173-191.

Atasoy, M.; Owusu-Agyeman, I; Plaza, E.; Cetecioglu, Z. (2018). Bio-based volatile fatty acid production and recovery from waste streams: Current status and future challenges. *Bioresource Technology* 268: 773-786.

Beccari, M.; Bertin, L.; Dionisi, D.; Fava, F.; Lampis, S.; Majone, M.; Valentino, F.;

Vallini, G.; Villano, M. (2009). Exploiting olive oil mill effluents as a renewable resource for production of biodegradable polymers through a combined anaerobic–aerobic process. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 84: 901-908.

Begum, S.; Anupoju, G.R.; Sridhar, S.; Bhargava, S.K.; Jegatheesan, V.; Eshtiaghi, N. (2018). Evaluation of single and two stage anaerobic digestion of landfill leachate: effect of pH and initial organic loading rate on volatile fatty acid (VFA) and biogas production. *Bioresource Technology* 251: 364-373.

Bellona, C.; Drewes, J.E.; Xu, P.; Amy, G. (2004). Factors affecting the rejection of organic solutes during NF/RO treatment—a literature review. *Water Research* 38: 2795-2809.

Berhanu, M.; Jabasingh, S.A.; Kifile, Z. (2017). Expanding sustenance in Ethiopia based on renewable energy resources – A comprehensive review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 75: 1035-1045.

Bertin, L.; Colao, M.C.; Ruzzi, M.; Fava, F. (2004). Performances and microbial features of a granular activated carbon packed-bed bioflim reactor capable of an efficient anaerobic digestion of olive mill wastewaters. *FEMS Microbiology. Ecology* 48: 413-423.

Bhatia, S.K.; Yang, Y.H. (2017). Microbial production of volatile fatty acids: current status and future perspectives. *Review in Environmental Science and Bio/Technology* 16: 327-345.

Castilla-Archila, J; Papirio, S; Lens, P. N.L. (2021). Two step process for volatile fatty acid production from brewery spent grain: Hydrolysis and direct acidogenic fermentation using anaerobic granular sludge. *Process Biochemistry 100: 272-283.*

Cheryan, M. (2009). Acetic Acid Production. *Encyclopedia of Microbiology*:144-149

De Lemos, C. A.. (2007). *Anaerobic Reactors*. IWA Publishing, Londres.

Du, Z.; Li, H.; Gu, T. (2007). A state of the art review on microbial fuel cells: A promising technology for wastewater treatment and bioenergy. *Biotechnology Advances* 25: 464-482.

Eddy, M. (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, disposal and reuse* (3ra. ed.). Mc-Graw-Hill, Singapore.

Fan, M.; Phinney, D. M.; Heldman, S. R. (2018). The impact of clean-in-place parameters on rinse water effectiveness and efficiency. *Journal of Food Engineering* 222: 276-283.

Fei, Q.; Chang, H.N.; Shang, L.; Kim, N.; Kang, J. (2011). The effect of volatile fatty acids as a sole carbon source on lipid accumulation by Cryptococcus albidus for biodiesel production. *Bioresource Technology* 102: 2695-2701.

Fernández, R.; Dinsdale, R.M.; Guwy, A.J.;

Premier,G.C. (2016). Critical analysis of methods for the measurement of volatile fatty acids. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 46: 209-234.

Galanakis, C.M. (2012). Recovery of high added-value components from food wastes: Conventional, emerging technologies and commercialized applications. *Trends in Food Science and Technology* 26: 68.

Garcia-Aguirre, J.; Aymerich, E.; González-Mtnez de Goñi, J.; Esteban-Gutiérrez, M. (2017). Selective VFA production potential from organic waste streams: assessing temperature and pH influence. *Bioresource. Technology*: 244, 1081–1088.

Grandy, C.P.L.; Daigger, G.T.; Love, N.G.; Filipe, C.D.M. (2011). Biological Wastewater Treatment (3era ed.). CRC Press, Boca Raton.

Gruhn, M.; Frigon, J.C.; Guiot, S.R. (2016). Acidogenic fermentation of Scenedesmus sp.-AMDD: comparison of volatile fatty acids yields between mesophilic and thermophilic conditions. *Bioresource. Technology* 200: 624-630.

Gryta, M.; Markowska-Szczupak, A.; Bastrzyk, J.; Tomczak, W. (2013). The study of membrane distillation used for separation of fermenting glycerol solutions. *Journal of Membrane Science* 43: 1-8.

Hao, J.; Wang, H. (2015). Volatile fatty acids productions by mesophilic and thermophilic sludge fermentation: biological responses to fermentation temperature. *Bioresource Technology* 175: 367–373.

He, Y.; Bagley, D.M.; Leung, K.T.; Liss, S.N.; Liao, B.-Q. (2012). Recent advances in membrane technologies for biorefining and bioenergy production. *Biotechnology Advances* 30: 817-858.

Hornsey, I. S. (2002). *Elaboración de Cerveza: Microbiología, bioquímica y tecnología*. Acribia, Zaragoza.

Huang, X.-F.; Liu, J.-N.; Lu, L.-J.; Peng, K.-M.; Yang, G.-X.; Liu, J. (2016). Culture strategies for lipid production using acetic acid as sole carbon source by Rhodosporidium toruloides. *Bioresource Technology* 206: 141-149.

Huang, X.; Shen, Y.; Luo, H.; Liu, J.; Liu, J. (2018). Enhancement of extracellular lipid production by oleaginous yeast through preculture and sequencing batch culture strategy with acetic acid. *Bioresource Technol.* 247: 395-401.

Huang, Y.L.; Wu, Z.; Zhang, L.; Cheung, C.M.; Yang, S.-T. (2002). Production of carboxylic acids from hydrolyzed corn meal by immobilized cell fermentation in a fibrous-bed rreactor. *Bioresourse. Technology* 82: 51-59.

Huxley, S. (2006). *La Cerveza: Un manual para cervesiáfilos.* Trea, Asturias.

Jackson, M. (2000). *Beer*. Dorling Kindersley, Londres.

Jankowska, E.; Chwialkowska, J.; Stodolny, M.; Oleskowicz-Popiel, P. (2015). Effect of pH and retention time on volatile fatty acids production during mixed culture fermentation. *Bioresource Technology* 190: 274–280.

Jermolovicius, L.A.; Cantagesso, L.C.; do Nascimento, R.B.; de Castro, E.R.; Pouzada, E.Vd.S.; Senise, J.T. (2017). Microwave fast-tracking biodiesel production. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification* 122: 380-388.

Jiang, J.; Zhang, Y.; Li, K.; Wang, Q.; Gong, C.; Li, M. (2013). Volatile fatty acids production from food waste: Effects of pH, temperature, and organic loading rate. *Bioresource Technology* 143: 525–530.

Jin, D.; Chen, J.; Lun, S. (1999). Production of poly(hydroxyalkanoate) by a composite anaerobic acidification–fermentation system. Process Biochemistry 34: 829–833.

Khan, M.A.; Ngo, H.H.; Guo, W.S., Liu, Y.; Nghiem, L.D.; Hai, F.I.; Deng, L.J.; Wang, J.; Wu, Y. (2016). Optimization of process parameters for production of volatile fatty acid, biohydrogen and methane from anaerobic digestion. *Bioresource. Technology* 219:738–748.

Lee, W.S.; Chua, A.S.M.; Yeoh, H.K.; Ngoh, G.C. (2014). A review of the production and applications of waste-derived volatile fatty acids. *Chemical. Engineering Journal* 235: 83–99.

Liu, H.; Han, P.; Liu, H.; Zhou, G.; Fu, B.; Zheng, Z. (2018). Full-scale production of VFAs from sewage sludge by anaerobic alkaline fermentation to improve biological nutrients removal in domestic wastewater. *Bioresourse. Technology* 260; 105–114.

Mehrparvar, A.; Rahimpour, A. (2015) Surface modification of novel polyether sulfone amide (PESA) ultrafiltration membranes by grafting hydrophilic monomers. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry* 28: 359-368.

Méndez, A. M.; Chaparro, T.; Rueda-Bayona, J. (2022). Biohidrógeno a partir de la fermentación oscura de las aguas residuales de la industria cervecera: evaluación preliminar. *Tecnología y Ciencias del agua* 3: 1-26.

Moresi, M.; Parente, E. (2014). Fermentation (Industrial) | Production of some organic acids (citric, gluconic, lactic, and propionic). *Encyclopedia fo Food Microbiology* 1: 804-815.

Morgan-Sagastume, F.; Pratt, S.; Karlsson, A.; Cirne, D.; Lant, P.; Werker, A. (2011). Production of volatile fatty acids by fermentation of waste activated sludge pre-treated in full-scale thermal hydrolysis plants. *Bioresourse Technology* 102: 3089-3097.

O'Neil, M. (2001). *The Merck Index - An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals: Propionic Acid.* 13th Edition. Merck and Co., New Jersey.

Palacio, L; Prádanos, P; Hernández, A. (2014.) Procesos de Separación: membranas en el día a día. *Revista de Ciencias* 4: 5-10.

Poh, P.E.; M.F. Chong. (2009). Development of anaerobic digestion methods for palm oil mill effluent (POME) treatment. *Bioresourse Technology* 100: 1-9

Pradhan, S.; Shen, J.; Emami, S.; Mohanty, P.; Naik, S.; Dalai, A.K.; Reaney, M.J. (2017). Synthesis of potassium glyceroxide catalyst for sustainable green fuel (biodiesel) production. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry* 46: 266-272.

Raposo, F.; Borja, R.; Cacho, J.; Mumme, J.; Orupõld, K.; Esteves, S.; Noguerol-Arias, J.; Picard, S.; Nielfa, A.; Scherer, P. (2013). First international comparative study of volatile fatty acids in aqueous samples by chromatographic techniques: Evaluating sources of error. *Trends in Analytical Chemistry* 51: 127-143.

Rigola Lapeña, M. (1989). Tratamiento de aguas industriales: aguas de proceso y residuales. Marcombo, Barcelona.

Roy, D.; Rahni, M.; Pierre, P.; Yargeau, V. (2016). Forward osmosis for the concentration and reuse of process saline wastewater. *Chemical Engineering Journal* 287: 277-284.

Saba, B.; Christy, A.D.; Yu, Z.; Co, A.C. (2017). Sustainable power generation from bacterio-algal microbial fuel cells (MFCs): An overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 73: 75-84.

Silvestre, G. (2014). *¿Por qué la fermentación oscura puede ser una alternativa sostenible para valorizar residuos?* https://www.ainia.es/ainia-news/por-que-la-fermentacion-oscura-puede-ser-una-alternativa-sostenible-para-valorizar-residuos/#:~:text=¿Qué%20es%20la%20fermentación%20oscura,un%20consorcio%20de%20bacterias%20anaeróbias. Accedido el 05 de julio de 2022.

Singhania, R.R.; Patel, A.K.; Christophe, G.; Fontanille, P.; Larroche, C. (2013). Biological upgrading of volatile fatty acids, key intermediates for the valorization of biowaste through dark anaerobic fermentation. *Bioresource Technology* 145: 166-174.

Suarez-Chernov, V.D.; López-Díaz, I.; Álvarez-González, M. (2019). Estimación de la producción de biogás a partir de un modelo de simulación de procesos. *Centro Azúcar 46:* s.p.

Suresh, B. (2003). *Chemicals Economic Handbook: Acid Acetic.* SRI International, Colorado.

Tang, J.; Jia, S.; Qu, S.; Xiao, Y.; Yuan, Y.; Ren, N.-Q. (2014). An integrated biological hydrogen production process based on ethanol-type fermentation and bipolar membrane electrodialysis. *International Journal of Hydrogen Energy* 39: 13375-13380.

Vane, L.M. (2005). A review of pervaporation for product recovery from biomass fermentation processes. *Journal of Chemical* Technology and *Biotechnology* 80: 603-615.

Von Sperling, M. (2014). *Principios del Tratamiento Biológico de Aguas Residuales*. UFMG, Gerais.

Wang, K.; Yin, J.; Shen, D.; Li, N. (2014). Anaerobic digestion of food waste for volatile fatty acids (VFAs) production with different types of inoculum: effect of pH. *Bioresource Technology* 161: 395 - 401.

Weng, Y.-H.; Wei, H.-J.; Tsai, T.-Y.; Lin, T.-H.; Wei, T.-Y.; Guo, G.-L.; Huang, C.-P. (2010) Separation of furans and carboxylic acids from sugars in dilute acid rice straw hydrolyzates by nanofiltration. *Bioresource Technology* 101: 4889-4894.

Xu, Z.; Shi, Z.; Jiang, L. (2011). Acetic and propionic Acids. *Comprehensive Biotechnology* 3: 189-199.

Zacharof, M.P.; Lovitt, R.W. (2014). Recovery of volatile fatty acids (VFA) from complex waste effluents using membranes. *Water Science and Technology* 69: 495-503.

Zhang, B.; Zhang, L.L.; Zhang, S.C.; Shi, H.Z.; Cai, W.M. (2005). The influence of pH on hydrolysis and acidogenesis of kitchen wastes in two-phase anaerobic digestion. *Environmental. Technology* 26: 329–340.

Zhang, P.; Chen, Y.; Zhou, Q. (2009). Waste activated sludge hydrolysis and short-chain fatty acids accumulation under mesophilic and thermophilic conditions: Effect of pH. *Water Reserch* 43: 3735–3742.

Zhao, J.; Wang, D.; Liu, Y.; Ngo, H.H.; Guo, W.; Yang, Q.; Li, X. (2018). Novel stepwise pH control strategy to improve short chain fatty acid production from sludge anaerobic fermentation. *Bioresource Technology* 249: 431-438.

Zhou, F.; Wang, C.; Wei, J.; (2013). Separation of acetic acid from monosaccharides by NF and RO membranes: Performance comparison *Journal of Membrane Science* 429: 243-251.

Zhou, M.; Yan, B.; Wong, J.W.C.; Zhang, Y. (2018). Enhanced volatile fatty acids production from anaerobic fermentation of food waste: a mini-review focusing on acidogenic metabolic pathways. *Bioresourse. Technology* 248: 68–78.

Zigová, J.; Šturdík, E. (2000). Advances in biotechnological production of butyric acid. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology* 24: 153-160