

Escuela Superior Politécnica del Litoral

Facultad de Ingeniería en Ciencias de la Tierra

Acidificación de Aguas de Distinta Salinidad Mediante Electrodialisis Bipolar:
Evaluación Cinético-Energética y su Aplicación en la Recuperación Mejorada de Petróleo

Proyecto de Titulación

Previo la obtención del Título de:

Magíster en Ciencias de la Tierra

Presentado por:

Steeven Joffre Verdezoto Intriago

Guayaquil - Ecuador

Año: 2025

Dedicatoria

El presente proyecto lo dedico a mi familia, en especial a mis padres, porque sin su amor, sacrificio y confianza en mí, este sueño nunca habría sido posible. Gracias por enseñarme a creer, a resistir, a levantarme y a nunca perder el norte. A mis abuelos que siempre me impulsaron a superarme, a no darme por vencido y siempre dar lo mejor de mí. A mis hermanos, como un ejemplo de que con dedicación y constancia todo es posible.

A mi novia Naihaby, por su cariño inagotable, por estar a mi lado en los días de cansancio, por su apoyo incondicional, y recordarme siempre por qué vale la pena seguir adelante. Gracias por ser mi compañera en cada paso de este camino, por celebrar mis logros como tuyos y por regalarme la fuerza que a veces me faltaba. Este logro también es tuyo.

A mis tutores, PhD. Priscila Valverde, PhD. Leonardo Gutierrez y PhD. Jacquelin Cobos, por su paciencia, orientación y apoyo constante. Gracias por guiarme con firmeza y comprensión, por cada consejo oportuno y por enseñarme que la investigación no solo se construye con rigor científico, sino también con pasión, humildad y compromiso. Este trabajo lleva mucho de lo que aprendí de ustedes, y siempre lo recordaré con gratitud y admiración.

A mis amigos Jonathan, Kevin y Diana, por caminar conmigo en este proceso, por las charlas interminables, las risas que aliviaron el cansancio y la compañía sincera en cada reto superado. Gracias por ser ese apoyo fraterno que convirtió este desafío en una experiencia inolvidable.

Agradecimientos

Mi más sincero agradecimiento a la colaboración internacional entre la ESPOL, la Universidad de Gante y la Universidad de Bergen, que ha facilitado la transferencia de conocimiento y tecnología a la Facultad de Ingeniería en Ciencias de la Tierra de la ESPOL. Al apoyo financiero proporcionado por la Agencia Noruega para la Cooperación al Desarrollo (NORAD) bajo la subvención 71660 del proyecto NORHED II “Recuperación de Petróleo Mejorada con CO₂ para la Captura, Utilización y Almacenamiento de Carbono en Colombia y Ecuador: Una Iniciativa Energética Noruega”, proyecto FICT 300-2020. Esta investigación se realizó con el apoyo de la Maestría en Ciencias de la Tierra financiada por la Secretaría de Educación Superior, Ciencia, Tecnología e Innovación (SENESCYT), y se desarrolló en el marco del proyecto “Diseño y Aplicación de Tecnologías Avanzadas para el Tratamiento de Aguas”, proyecto FICT-9-2023. Deseo agradecer a Genesys-UK por proporcionar el software Membrane Master V.5 y por su asistencia con las simulaciones de precipitación de sales realizadas en el presente trabajo.

Declaración Expresa

Yo Steeven Joffre Verdezoto Intriago acuerdo y reconozco que:

La titularidad de los derechos patrimoniales de autor (derechos de autor) del proyecto de graduación corresponderá al autor, sin perjuicio de lo cual la ESPOL recibe en este acto una licencia gratuita de plazo indefinido para el uso no comercial y comercial de la obra con facultad de sublicenciar, incluyendo la autorización para su divulgación, así como para la creación y uso de obras derivadas. En el caso de usos comerciales se respetará el porcentaje de participación en beneficios que corresponda a favor del autor.

La titularidad total y exclusiva sobre los derechos patrimoniales de patente de invención, modelo de utilidad, diseño industrial, secreto industrial, software o información no divulgada que corresponda o pueda corresponder respecto de cualquier investigación, desarrollo tecnológico o invención realizada por mí durante el desarrollo del proyecto de graduación, pertenecerán de forma total, exclusiva e indivisible a la ESPOL, sin perjuicio del porcentaje que me corresponda de los beneficios económicos que la ESPOL reciba por la explotación de mi innovación, de ser el caso.

En los casos donde la Oficina de Transferencia de Resultados de Investigación (OTRI) de la ESPOL comunique al autor que existe una innovación potencialmente patentable sobre los resultados del proyecto de graduación, no se realizará publicación o divulgación alguna, sin la autorización expresa y previa de la ESPOL.

Guayaquil, 29 de agosto del 2025.

Ing. Steeven Verdezoto Intriago

EVALUADORES

Samantha Tamara Jimenez Oyola, PhD.

Evaluadora

Priscila Estefanía Valverde Armas, PhD.

Tutor de proyecto

Leonardo Antonio Gutierrez Garces, PhD.

Co-tutor de proyecto

RESUMEN

Alrededor del 30% de las emisiones antropogénicas de CO₂ son absorbidas por cuerpos de agua, almacenando hasta 130 veces más CO₂ que la atmósfera. En este contexto, se evaluó la extracción de CO₂ a partir de aguas con distintas salinidades combinando un sistema de electrodiálisis con membranas bipolares con uno de inyección de fluido con propósitos de recobro mejorado de petróleo. El estudio analizó cómo el voltaje y volumen afectan a la cinética, el consumo energético y el transporte iónico. El agua acidificada producida se aplicó como fluido de inyección para el recobro mejorado de petróleo (EOR) estudiando los mecanismos de mojabilidad de la roca y la influencia del gradiente de salinidad en la distribución del frente de inyección. Se encontró que un mayor voltaje acelera la acidificación, mientras que la presencia de HCO₃⁻ la retrasa. Además, el consumo energético aumenta con la salinidad, i.e., 1.02 kWh/kg CO₂ (agua dulce) vs 1.86 kWh/kg CO₂ (agua de mar). En el agua acidificada la concentración de Na⁺ y Cl⁻ aumentó, mientras K⁺ y HCO₃⁻ disminuyeron. Estos cambios en la hidroquímica del agua acidificada mejoraron la recuperación de crudo hasta un 6 % en todos los tipos de agua. Finalmente, se identificó que un alto gradiente de salinidad entre el fluido de inyección y el agua de formación favorece un barrido homogéneo del medio poroso. En conjunto, estos resultados demuestran que la BPMED es una tecnología competitiva que integra la captura de CO₂ con el EOR, vinculando mitigación climática con procesos de extracción de crudo y abre un camino hacia soluciones sostenibles y escalables.

Palabras Clave: Consumo energético, flotación de crudo, EOR, FluidFlower, medios porosos.

ABSTRACT

Approximately 30% of anthropogenic CO₂ emissions are absorbed by water bodies, storing up to 130 times more CO₂ than the atmosphere. In this context, the extraction of CO₂ from waters with different salinities was evaluated by combining a bipolar membrane electrodialysis system with a fluid injection system for enhanced oil recovery purposes. The study analyzed how voltage and volume affect kinetics, energy consumption, and ion transport. The produced acidified water was applied as an injection fluid for enhanced oil recovery (EOR), studying rock wettability mechanisms and the influence of the salinity gradient on the injection front distribution. It was found that higher voltage accelerates acidification, while the presence of HCO₃⁻ delays it. Furthermore, energy consumption increases with salinity, i.e., 1.02 kWh/kg CO₂ (freshwater) vs 1.86 kWh/kg CO₂ (seawater). In the acidified water, the concentration of Na⁺ and Cl⁻ increased, while K⁺ and HCO₃⁻ decreased. These changes in the hydrochemistry of the acidified water improved crude oil recovery by up to 6% in all water types. Finally, it was identified that a high salinity gradient between the injection fluid and the formation water promotes homogeneous sweeping of the porous medium. Overall, these results demonstrate that BPMED is a competitive technology that integrates CO₂ capture with EOR, linking climate mitigation with crude oil extraction processes and opening a path toward sustainable and scalable solutions.

Keywords: SEC, oil-flotation, EOR, FluidFlower, porous media.

ÍNDICE GENERAL

Evaluadores	5
Resumen	6
Abstract	7
Índice general	8
Abreviaturas	11
Simbología	12
Índice de figuras	14
Índice de tablas.....	16
Capítulo 1	17
1. Introducción	18
1.1 Descripción del Problema	18
1.2 Justificación del Problema	19
1.3 Objetivos	20
1.3.1 Objetivo general	20
1.3.2 Objetivos específicos.....	20
1.4 Marco teórico	21
1.4.1 Captura, Uso y Almacenamiento de Carbono (CCUS).....	21
1.4.2 Captura de CO ₂ con Electrodialisis con Membranas Bipolares	22
1.4.3 Recobro Mejorado de Petróleo (EOR)	23
1.4.4 Tecnología FluidFlow	27

Capítulo 2	29
2. Metodología.	30
2.1 Trabajo de Campo	30
2.1.1 Recolección de Muestras de Agua	30
2.2 Trabajo de Laboratorio	31
2.2.1 Análisis Hidroquímico	31
2.2.2 Configuración Experimental Electrodialisis con Membranas Bipolares ..	33
2.2.3 Protocolo Experimental BPMED	35
2.2.4 Procesamiento de Muestras Geológicas	37
2.2.5 Caracterización del Petróleo.....	39
2.2.6 Experimentos de Flotación.....	40
2.2.7 Preparación de Reactivos de FluidFlow.....	42
2.2.8 Configuración Experimental de FluidFlow.....	43
2.2.9 Protocolo Experimental de FluidFlow	45
2.3 Procesamiento de Datos	47
Capítulo 3	49
3. Resultados y análisis	50
3.1 Electrodialisis con Membranas Bipolares	50
3.1.1 Influencia del Voltaje y Ratio en el Porcentaje de H_2CO_3	50
3.1.2 Dinámica de la Densidad de Corriente en Función del Tiempo	53
3.1.3 Influencia del Voltaje y Ratio en la Cinética	56

3.1.4	Análisis Energético en el Proceso de Acidificación.....	60
3.1.5	Análisis Económico del Sistema de BPMED	62
3.1.6	Transporte de Iones en el proceso de BPMED	64
3.1.7	Eficiencia del Proceso de acidificación con BPMED	68
3.2	Experimentos de Flotación.....	70
3.2.1	Influencia del Agua Acidificada en el Recobro Mejorado de Petróleo.....	70
3.3	Experimentos de Mini FluidFlower	75
3.3.1	Análisis del Desplazamiento y Potencial de Almacenamiento de Agua Acidificada en Medios Porosos.	75
Capítulo 4		77
4.	Conclusiones y recomendaciones.....	78
4.1	Conclusiones	78
4.2	Recomendaciones.....	80
5.	Referencias	81
6.	Apéndices	93

ABREVIATURAS

AEM	Membrana de intercambio aniónico
ASTM	American Society for Testing and Materials
BPM	Membrana bipolar
BPMED	Electrodíálisis con membranas bipolares
CA	Canal acidificado
CB	Canal Basificado
CCUS	Captura, uso y almacenamiento del carbono
CEM	Membrana de intercambio catiónico
EOR	Recobro mejorado de petróleo
ESPOL	Escuela Superior Politécnica del Litoral
IFT	Tension interfacial
PaInT	Particle and Interfacial Technology Group
SB	Solución Base
SE	Solución Electrolítica
TIC	Carbono inorgánico total
UiB	Universidad de Bergen

SIMBOLOGÍA

BTB	Azul de Bromotimol
Ca^{2+}	Ion calcio
CaCO_3	Carbonato de Calcio
Cl^-	Ion cloruro
cm	Centímetro
CO_2	Dióxido de Carbono
CO_3^{2-}	Ion Carbonato
H^+	Protones
H_2CO_3	Acido Carbónico
H_2O	Molécula de agua
HCO_3^-	Ion Bicarbonato
K^+	Ion potasio
kg	Kilogramo
mA	Miliamperio
mg	Miligramo
$\text{Mg}(\text{OH})_2$	Hidróxido de magnesio
Mg^{2+}	Ion magnesio
min	Minuto
mL	Mililitro
mM	Milimolar
MPa	Mega pascal
Na^+	Ion sodio
Na_2SO_4	Sulfato de Sodio

NaOH	Hidróxido de Sodio
OH ⁻	Oxidrilos
pH	Potencial de Hidrógeno
s	Segundos
SO ₄ ²⁻	Ion Sulfato
V	Voltio
μm	Micrómetros
μS	Microsiemens

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 <i>Diagrama ilustrativo de la cadena de valor del manejo de CO₂ (IEA, 2023).</i>	22
Figura 1.2 <i>Modelo esquemático de la configuración experimental de BPMED con celda: BPM-AEM-CEM (Ruan et al., 2022)</i>	23
Figura 1.3 <i>Muestreador de pistón de alta presión para núcleos (Dang et al., 2025)</i>	24
Figura 1.4 <i>Relación entre la potencial zeta y la doble capa eléctrica en Water Flooding (Katende & Sagala, 2019)</i>	26
Figura 1.5 <i>Efecto del CO₂ en la IFT del agua carbonatada con el petróleo (K. Chen et al., 2024)</i>	27
Figura 1.6 <i>Celdas de FluidFlowr utilizadas en validaciones de pruebas multi-escala (Eikehaug et al., 2024)</i>	28
Figura 2.1 <i>Recolección de muestras de (a) agua de mar, (b) agua subterránea y (c) agua dulce</i>	31
Figura 2.2 <i>Titulación volumétrica empleada para el análisis de iones mayoritarios</i>	33
Figura 2.3 <i>Esquema de la configuración experimental de (a) el sistema de BPMED y (b) la celda electroquímica</i>	35
Figura 2.4 <i>Esquema de los experimentos con electrodialisis bipolar</i>	36
Figura 2.5 <i>Arenas naturales (areniscas) tamizadas a tamaño de partícula de 100µm.</i>	38
Figura 2.6 <i>Arenas sintéticas de granulometría gruesa media y fina.</i>	39
Figura 2.7 <i>Esquema del proceso experimental de los experimentos de flotación de crudo</i>	40
Figura 2.8 <i>Procedimiento de los experimentos de flotación tras la incorporación de petróleo en el tubo de ensayo</i>	41

Figura 2.9 Solución trazadora de pH (Azul de Bromotimol) preparada en SB de baja salinidad (0.54mS/cm).....	43
Figura 2.10 Esquema de la configuración experimental de FluidFlow.....	44
Figura 2.11 Configuración de estilo de imagen y parámetros de detalles de las fotografías en el software EOS SL3.....	45
Figura 2.12 Esquema del proceso experimental de los experimentos de inyección de FluidFlow.....	47
Figura 3.1 Variación del pH en función del tiempo en el canal acidificado para agua de mar (a, b, c), agua dulce (d, e, f) y agua subterránea (g, h, i).....	52
Figura 3.2 Variación de la densidad de corriente en función del tiempo en el canal ácido para agua de mar (a, b, c), agua subterránea (d, e, f) y agua dulce (g, h, i).....	54
Figura 3.3 Efecto del ratio y tipo de agua en la cinética de acidificación.....	59
Figura 3.4 Evolución de la energía específica en función de la densidad de corriente para agua de mar, agua subterránea y agua dulce en ratios 1:6, 1:7 y 1:8.....	62
Figura 3.5 Variación de la composición hidroquímica del agua acidificada vs. agua natural en (a) agua de mar, (b) agua subterránea y (c) agua dulce.....	67
Figura 3.6 Mecanismo de adsorción de crudo en arenisca: comparación entre (a) agua natural y (b) agua acidificada.....	73
Figura 3.7 Evolución del frente de inyección de agua de mar acidificada en reservorios con alta salinidad, media salinidad y baja salinidad.....	76

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1 <i>Valores de las constantes empleadas en el cálculo del porcentaje de H_2CO_3 estimado y la EE.</i>	37
Tabla 3.1 <i>Cinética de acidificación en agua de mar, agua dulce y agua subterránea para ratios 1:6, 1:7 y 1:8</i>	57
Tabla 3.2 <i>Composición Hidroquímica del agua de mar, agua dulce y agua subterránea antes del tratamiento con BPMED</i>	60
Tabla 3.3 <i>Concentración de TIC antes y después de tratamiento con BPMED en agua de mar, agua subterránea y agua dulce.</i>	69
Tabla 3.4 <i>Porcentaje de recobro de crudo tras los experimentos de flotación en los experimentos de: agua de mar, agua subterránea y agua dulce antes y después del tratamiento con BPMED.</i>	71

Capítulo 1

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Descripción del Problema

Las emisiones antropogénicas de CO_2 han superado las 40 gigatoneladas anuales en la última década, posicionándose como una de las principales causas del cambio climático. Alrededor del 30% de este CO_2 es absorbido por los océanos, lo que provoca una disminución progresiva del pH marino y genera impactos negativos en la biodiversidad. En medios acuosos el CO_2 se distribuye como H_2CO_3 , HCO_3^- y CO_3^{2-} , cuya proporción depende del pH, temperatura y salinidad. Esta acumulación de carbono en el agua plantea la necesidad de diseñar tecnologías eficientes que permitan su captura y posterior aprovechamiento.

Diversas tecnologías de captura de carbono como la postcombustión, la captura directa del aire o la mineralización han sido evaluadas previamente, pero presentan importantes limitaciones en términos de eficiencia de captura, consumo energético y escalabilidad. En este contexto la electrodiálisis con membranas bipolares (BPMED) se perfila como una tecnología innovadora que permite acidificar distintos tipos de agua desplazando el equilibrio del carbono a la formación de H_2CO_3 sin consumir reactivos químicos. El problema central radica en comprender como los parámetros operativos de voltaje y volumen empleados, así como la composición química del agua a tratar (agua de mar, subterránea o dulce) influyen en la cinética de acidificación, eficiencia del proceso y en el potencial uso del agua acidificada como materia prima en el sector energético.

La importancia de este problema no solo se relaciona con la mitigación del cambio climático, sino también con su integración en procesos de recuperación mejorada de petróleo (EOR). En este contexto, el agua acidificada obtenida mediante BPMED presenta un interés particular para la inyección en pozos petroleros (water flooding), la presencia de CO_2 en el agua inyectada reduce la viscosidad del petróleo, modifica la mojabilidad de la roca y favorece la disociación de componentes polares incrementando el recobro. Esto convierte al agua acidificada

en un fluido multifuncional con un valor más allá de papel en la mitigación de las emisiones de CO₂. Resolver este desafío implica atender requerimientos de eficiencia, estabilidad y aplicabilidad, bajo restricciones impuestas por la composición química natural del agua y los costos asociados al consumo eléctrico.

1.2 Justificación del Problema

La presente investigación se justifica en la necesidad de desarrollar tecnologías de captura de carbono que no solo sean eficientes y sostenibles, sino también que promuevan la circularidad de los recursos. En este sentido, la BPMED representa una alternativa innovadora y versátil, con ventajas técnicas como el bajo consumo energético, alta eficiencia de acidificación, y adaptabilidad a diversas condiciones operativas. Sin embargo, este proceso también genera un producto con propiedades hidroquímicas particulares (agua acidificada), cuya aplicación en procesos energéticos como el recobro mejorado de petróleo (EOR) por water flooding podría aumentar la recuperación de crudo en yacimientos maduros a medida que se almacena permanente el CO₂ bajo tierra, rompiendo con el ciclo del carbono.

Explorar el uso del agua acidificada de BPMED en el contexto del EOR no solo permitiría posicionar el agua acidificada como un producto de interés, sino que también podría mejorar la eficiencia de extracción en campos maduros, extendiendo la vida útil de los yacimientos y reduciendo la necesidad de nuevas perforaciones. Esta sinergia entre acidificación y producción de crudo representa una oportunidad estratégica para avanzar hacia una economía más circular y baja en carbono.

Desde una perspectiva científica, esta investigación contribuye al avance del conocimiento en tres áreas clave: la captura de carbono en medios acuosos, la geoquímica del recobro mejorado de petróleo, y la modelación experimental de flujos en medios porosos. Desde una perspectiva ambiental y económica, promueve el desarrollo de soluciones integradas que maximizan el aprovechamiento de recursos y minimizan los impactos negativos. Finalmente,

esta propuesta responde a los objetivos de desarrollo sostenible (ODS), particularmente a los objetivos energía asequible y no contaminante (ODS7); industria, innovación e infraestructura (ODS9); y, acción por el clima (ODS13), al fomentar tecnologías limpias, eficientes y con potencial de escalabilidad industrial.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo general

Evaluar la extracción de CO₂ a partir de aguas con distintas salinidades combinando un sistema de electrodiálisis con membranas bipolares con uno de inyección de fluido con propósitos de recobro mejorado de petróleo.

1.3.2 Objetivos específicos

1. Determinar voltaje y relación de volumen (ratio) que permitan la conversión de CO₂ a H₂CO₃ en agua de distintas salinidades mediante electrodiálisis con membranas bipolares para la optimización de la cinética y el consumo energético.
2. Identificar la influencia de la salinidad en el proceso de acidificación mediante el estudio de la hidroquímica de cada tipo de agua para mejorar la comprensión del proceso de BPMED.
3. Evaluar la influencia del agua acidificada en la recuperación de petróleo en formaciones de areniscas a través de experimentos de flotación de crudo para estimar el porcentaje de recobro mejorado de petróleo.
4. Evaluar la homogeneidad de la inyección de agua acidificada en formaciones geológicas a nivel de laboratorio mediante ensayos de inyección en la celda de flujo FluidFlower para favorecer el barrido petróleo en yacimientos

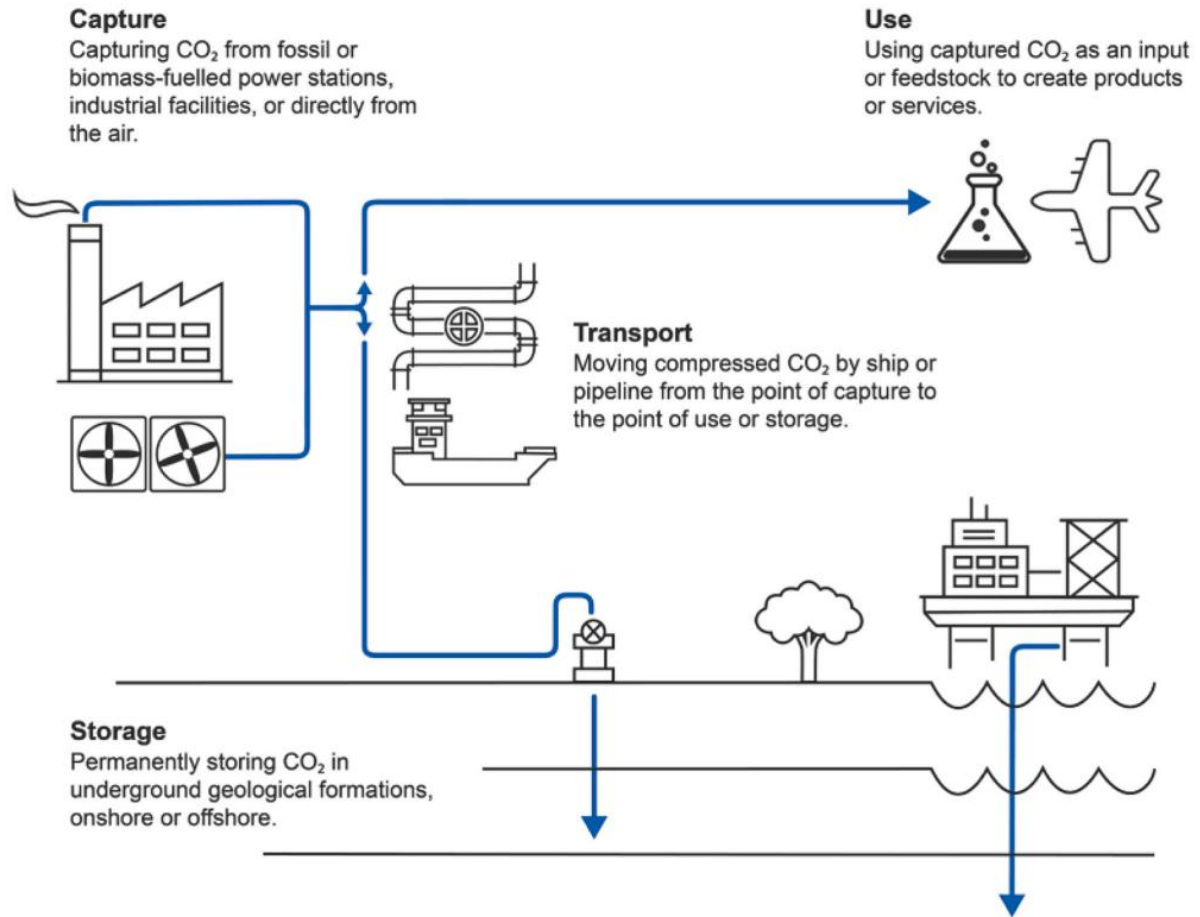
1.4 Marco teórico

1.4.1 Captura, Uso y Almacenamiento de Carbono (CCUS)

La captura, uso y almacenamiento de carbono (CCUS) constituye una estrategia clave en la mitigación del cambio climático reduciendo las emisiones netas de CO₂. El proyecto CCUS propone una cadena de valor donde el CO₂ capturado se utiliza activamente en generar otros bienes y servicios, o se almacena bajo tierra rompiendo el ciclo del carbono como se muestra en la Figura 1.1. Las tecnologías de captura de carbono se agrupan en tres categorías principales: captura post combustión (PCC), captura directa del aire (DAC) y mineralización. La PCC separa el CO₂ de gases residuales emitidos por fuentes estacionarias, como plantas de cemento. Este proceso se realiza mediante el uso de solventes químicos, como las aminas, que reaccionan selectivamente con el CO₂. Este método presenta limitaciones asociadas con el elevado consumo energético de entre 3 a 4 kWh/kg CO₂ capturado, y costos operativos asociados a la gestión de residuos químicos, que pueden incrementar los costos operativos hasta un 40% (Bouramdane, 2024; Metz et al., 2005). Por otro lado, la DAC remueve el CO₂ directamente de la atmósfera utilizando materiales adsorbentes o soluciones alcalinas. Aunque esta tecnología no depende de una fuente puntual de emisión, su implementación a gran escala se ve limitada por su baja eficiencia (~60%) y un consumo energético que oscila entre 5 y 8 kWh/kg CO₂ (Bouramdane, 2024). La mineralización en cambio convierte el CO₂ en carbonatos estables de calcio o magnesio, ofreciendo un almacenamiento permanente. Pero, este proceso se ve limitado por la cinética, donde se alcanza una tasa de conversión de alrededor del 70% en periodos de hasta dos años (Martin et al., 2025). En este contexto, la captura de CO₂ en cuerpos de agua, que actúan como sumideros naturales de carbono, surge como una alternativa prometedora. Se estima que estas masas de agua contienen hasta 130 veces más CO₂ que la atmósfera, lo que plantea un gran potencial para su captura y almacenamiento (Harris & Lucy, 2020).

Figura 1.1

Diagrama ilustrativo de la cadena de valor del manejo de CO₂ (IEA, 2023)



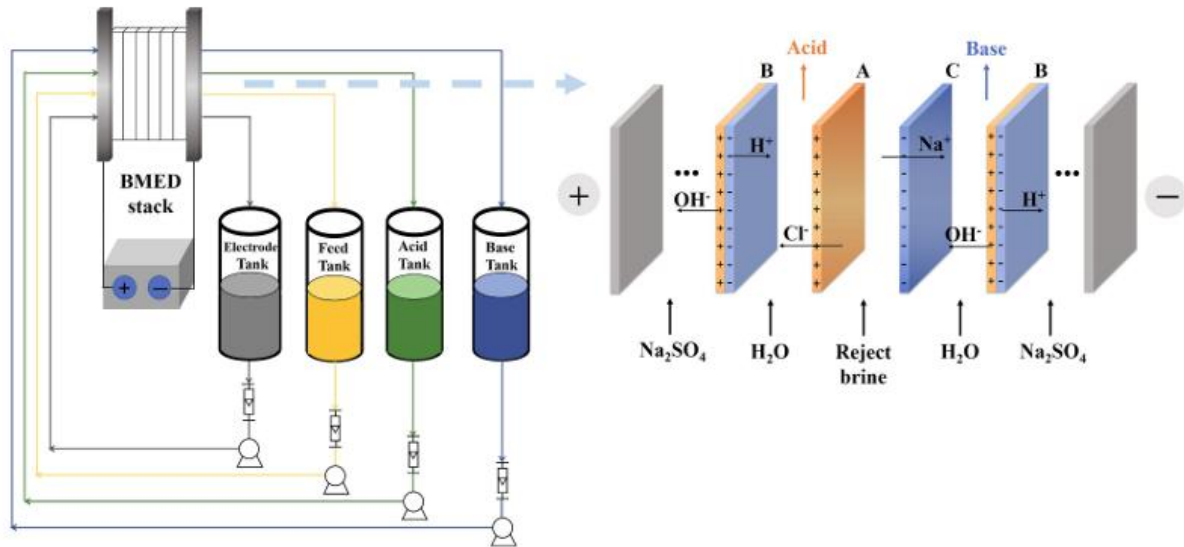
1.4.2 Captura de CO₂ con Electrodialisis con Membranas Bipolares

La electrodialisis con membranas bipolares (BPMED) es una tecnología electroquímica emergente para capturar CO₂ disuelto en agua (Bui et al., 2023; Digdaya et al., 2020). Mediante una celda compuesta por membranas de intercambio aniónico (AEM), catiónico (CEM) y bipolares (BPM) como se muestra en la Figura 1.2. Las membranas de intercambio iónico controlan la migración de iones a través de los canales mientras que la BPM disocia la molécula de H₂O en protones (H⁺) e hidroxilos (OH⁻) mediante un campo eléctrico, sin la necesidad de aditivos químicos (Bi et al., 2024; Y. Wang et al., 2011). Este proceso permite la acidificación local del medio, desplazando el equilibrio del sistema carbonato y facilitando la conversión del CO₂ disuelto en ácido carbónico (H₂CO₃) (Aliaskari et al., 2024; Luo et al., 2022).

Figura 1.2

Modelo esquemático de la configuración experimental de BPMED con celda: BPM-AEM-CEM

(Ruan et al., 2022)



Entre las principales ventajas de la BPMED destaca el bajo consumo energético de entre 0.5 a 1.5 kWh/kg CO_2 , lo que representa hasta un 80% menos que tecnologías como el PPC y DAC (Karunaratne et al., 2025). Además, opera en un amplio rango de condiciones fisicoquímicas, con pH de 1 a 13 y temperaturas de hasta 60 °C dependiendo de la síntesis de la membrana (Fujifilm Manufacturing Europe B.V., 2022). Por otra parte, la BPMED ha demostrado efectividad en medios de diversa salinidad, desde agua dulce (<0.5 g/L) hasta salmueras concentradas (>50 g/L) (Khoiruddin et al., 2024; Wu et al., 2025). Todo esto sumado a una alta cinética, donde la disociación del H_2O y la captura del CO_2 se produce en minutos, lo que contrasta con el tiempo de operación prolongado de la mineralización (Shen et al., 2024). Finalmente, en sistemas de neutralización ácido-base con BPMED para captura de carbono se han reportado eficiencias de captura de hasta el 100% (Valluri & Kawatra, 2021).

1.4.3 Recobro Mejorado de Petróleo (EOR)

El recobro mejorado de petróleo (EOR) comprende un conjunto de técnicas aplicadas en la etapa terciaria de producción, orientadas a incrementar la cantidad de crudo extraído más allá

de lo que permiten los métodos convencionales de recuperación primaria y secundaria. Estas tecnologías buscan modificar las propiedades del petróleo, del agua de inyección o de la roca reservorio, generando condiciones más favorables para la movilización de los hidrocarburos atrapados en el medio poroso (Sohal et al., 2016). Los estudios de EOR abarcan desde experimentos a escala de laboratorio con núcleos de yacimiento (Figura 1.3), micro modelos y celdas de flujo (Kashiri et al., 2021; X. Wang et al., 2024). hasta pruebas piloto en campo (Brandt, 2011), permitiendo evaluar mecanismos como la alteración de la mojabilidad, la reducción de la tensión interfacial, la mejora en la eficiencia de barrido y la interacción de fluidos reactivos con la matriz mineral. En este sentido, investigaciones recientes se centran en técnicas híbridas que combinan procesos químicos, físicos y geológicos, con el objetivo de mejorar la producción de los pozos petroleros.

Figura 1.3

Muestreador de pistón de alta presión para núcleos (Dang et al., 2025)

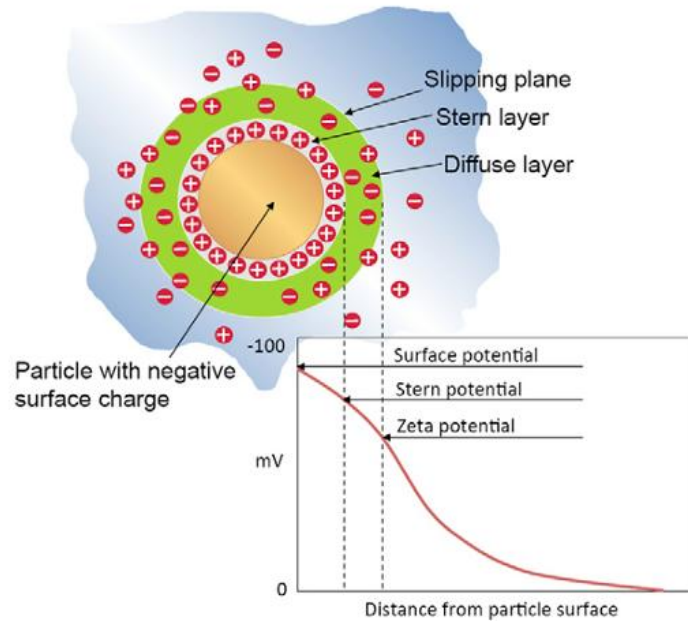


1.4.3.1 Water Flooding y su Relación con la Geoquímica del Agua

El water flooding puede aumentar la recuperación total hasta un 77% en la fase secundaria, y un 6% adicional mediante técnicas terciarias (X. Wang et al., 2024). Su eficacia depende de la modificación de la mojabilidad de la roca, promoviendo su transición de oleofílica a hidrofílica (Ghalamizade Elyaderani et al., 2025). En reservorios de arenisca, este cambio se logra mediante la ruptura de puentes iónicos de Ca^{2+} y Mg^{2+} entre el crudo y la superficie mineral. Además, en condiciones ácidas, los protones (H^+) compiten con los iones divalentes por los sitios activos en las arcillas, facilitando el intercambio iónico con Na^+ (Bolsbek et al., 2024; Katende & Sagala, 2019). Además, la presencia de Cl^- ayuda a neutralizar cargas en la interfase roca-aceite, reduciendo la adhesión del crudo (Mino et al., 2025). En este contexto, el potencial zeta juega un rol crucial al controlar la repulsión electrostática entre las superficies minerales y las gotas de crudo, modulando la estabilidad de la interfase y favoreciendo condiciones más hidrofílicas como se muestra en la Figura 1.4 (Katende & Sagala, 2019). Estos mecanismos han sido evaluados mediante ensayos experimentales en núcleos de yacimiento y modelos de láminas delgadas conocidas como glass micromodels (Kashiri et al., 2021; Mahboubi Fouladi et al., 2025; Parvazdavani et al., 2022). No obstante, estas técnicas presentan limitaciones para observar la distribución espacial del fluido inyectado en condiciones representativas de yacimiento.

Figura 1.4

Relación entre la potencial zeta y la doble capa eléctrica en Water Flooding (Katende & Sagala, 2019)



1.4.3.2 Interacción entre el agua carbonatada y el petróleo

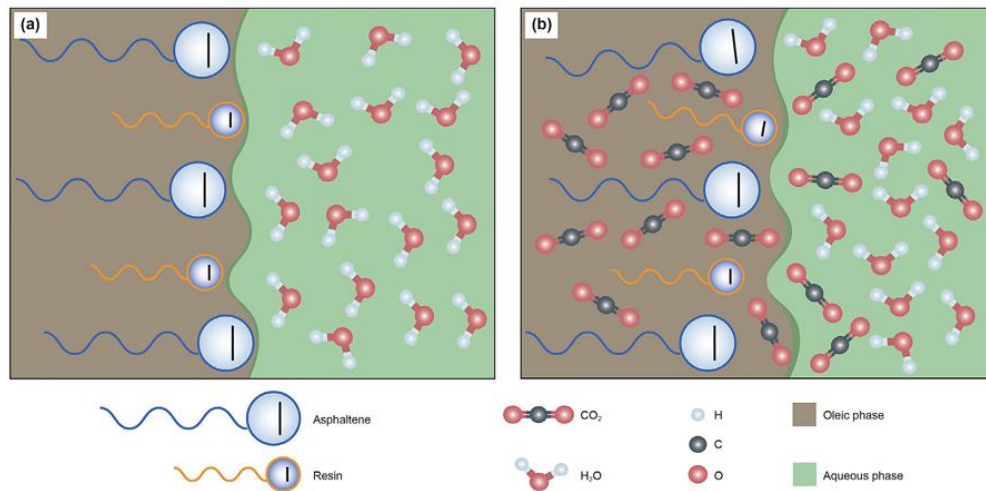
La inyección de agua carbonatada aporta a la recuperación mejorada de petróleo (EOR) mediante la combinación de mecanismos fisicoquímicos sinérgicos. En primer lugar, la transferencia de masa de CO_2 desde la fase acuosa hacia el petróleo provoca el hinchamiento de crudo (oil swelling), con factores de expansión reportados entre el 3.6 al 30.8 % dependiendo de la presión y la temperatura (K. Chen et al., 2024; Dalal Isfehiani et al., 2024). Este hinchamiento incrementa el volumen, reduce su viscosidad y genera una mejora en la continuidad de fases, permitiendo que las gotas aisladas de petróleo se reconecten y movilicen a través de la matriz porosa.

Además, la disolución de CO_2 en el crudo reduce la tensión interfacial entre el petróleo y el agua como se muestra en la Figura 1.5, lo que disminuye la energía capilar para desplazar el petróleo atrapado en los poros (Rahimi et al., 2020). El bajo pH inherente del agua carbonatada

genera modificaciones en la superficie de la roca, promoviendo la desorción de compuestos polares del petróleo y alterando la mojabilidad de la roca de aceite-mojante a agua-mojante (Dang et al., 2025). Estos mecanismos han demostrado incrementar el recobro de petróleo hasta un 41 % y secuestrando el 54 % (K. Chen et al., 2024).

Figura 1.5

Efecto del CO₂ en la IFT del agua carbonatada con el petróleo (K. Chen et al., 2024)



1.4.4 Tecnología FluidFlower

Para superar las limitaciones asociadas a la distribución espacial de flujo en medios porosos, en la Universidad de Bergen, se desarrolló la tecnología FluidFlower. Un sistema de laboratorio diseñado para estudiar la migración y distribución de fluidos en medios porosos, con aplicaciones tanto en EOR como en almacenamiento geológico de CO₂ (Eikehaug et al., 2024). Este sistema utiliza celdas de flujo cuasi-bidimensionales con arenas no consolidadas que replican estructuras geológicas reales como se muestra en la Figura 1.6. Su diseño transparente permite visualizar patrones de inyección y migración de fluidos en tiempo real. Parara diferenciar fases se emplean trazadores de pH, lo cual facilita el seguimiento de los fenómenos estudiados como la dilución de CO₂, su movimiento en el medio poroso y los patrones de migración (Haugen et al., 2024; Saló-Salgado et al., 2024).

Figura 1.6

Celdas de FluidFlower utilizadas en validaciones de pruebas multi-escala (Eikehaug et al., 2024)



Una de las limitaciones del sistema de FluidFlower es que opera bajo condiciones ambientales de presión y temperatura. Sin embargo, la configuración experimental utilizada proporciona datos análogos robustos que permiten estudiar la influencia de la porosidad, permeabilidad y salinidad del medio poroso. Estos resultados son homologables a yacimientos de mayor escala y amplían la comprensión de fenómenos de transporte de fluidos multifase, precipitaciones de sólidos y perfiles de inyección en aplicaciones de recobro mejorado de petróleo y almacenamiento geológico de CO₂ (Fernø et al., 2024).

Capítulo 2

2. METODOLOGÍA.

El presente proyecto de investigación consistió en tres etapas: trabajo de campo, trabajo de laboratorio y procesamiento de datos. El trabajo en campo consistió en la recolección y transporte de las muestras de agua, arenas (naturales y sintéticas) y crudos utilizados durante la experimentación. El trabajo de laboratorio incluyó la caracterización de las muestras de agua antes y después de los experimentos, para identificar los cambios inducidos en la química del agua. La experimentación de electrodiálisis con membranas bipolares para determinar la cinética, la energía específica y el porcentaje teórico de H_2CO_3 . Los experimentos de flotación de crudo se realizaron para determinar el porcentaje de remoción de crudo del agua acidificada versus el agua antes del tratamiento. Los experimentos de inyección con la tecnología de FluidFlow permitieron estudiar el gradiente de salinidad y su influencia sobre el perfil del frente de inyección y el volumen almacenado. Finalmente, el procesamiento de datos se realizó mediante el uso de scripts de Python, y software especializado en la recopilación y procesamiento de datos como Membrane Master 5, CS Studio 5, EOS Utility y OriginPro.

2.1 Trabajo de Campo

2.1.1 Recolección de Muestras de Agua

Como se muestra en la Figura 2.1 se recolectaron muestras de agua de tres fuentes distintas: agua de mar, agua subterránea y agua dulce. Se recolectó agua de mar del Océano Pacífico, específicamente en Playa Pacoa ubicada en la provincia de Santa Elena, Ecuador. Se muestreó a 4 km de la orilla del mar para minimizar la turbidez causada por resuspensión oceánica. El agua subterránea se recolectó de un pozo ubicado en la cuenca del río Zapotal, perteneciente a la Parroquia Chanduy, provincia de Santa Elena, Ecuador. Este pozo de agua subterránea se encuentra ubicado en una formación geológica caracterizada por ser rica en calcita, yeso y halita (GAD de Chanduy, 2020; Medina-Toala et al., 2025). El agua dulce se

recolectó de un cuerpo de agua estacionaria (lago artificial) ubicado en el Campus Gustavo Galindo, ESPOL, Guayas, Ecuador. Para todas las muestras de agua recolectadas, se realizó la medición in situ de pH y temperatura. Las mediciones se realizaron con una multiparamétrica portátil Hach HQ40d equipada con una sonda PHC101 siguiendo el método de electrodos de la USEPA con código 8156 (Hach Company, 2021a). Las muestras fueron recolectadas siguiendo los lineamientos de la normativa ISO 5667-1:2023 (International Organization for Standardization (ISO), 2023). Todas las muestras se transportaron, refrigeraron y almacenaron a 4 °C hasta su análisis.

Figura 2.1

Recolección de muestras de (a) agua de mar, (b) agua subterránea y (c) agua dulce



2.2 Trabajo de Laboratorio

2.2.1 Análisis Hidroquímico

Se realizó el análisis de iones mayoritarios para todas las muestras de agua recolectadas, antes y después del tratamiento con electrodiálisis con membranas bipolares (BPMED). Se emplearon métodos volumétricos, espectrofotométricos y potenciométricos para realizar el análisis de iones mayoritarios como: HCO_3^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , SO_4^{2-} , Cl^- y Na^+ . La Figura 2.2

muestra el montaje de la torre de titulación que se empleó para los métodos volumétricos. La alcalinidad total (HCO_3^-) se determinó mediante titulación ácido-base con ácido sulfhídrico estandarizado, utilizando fenolftaleína y verde de bromocresol como indicadores de pH según el método Hach 8221 (Hach Company, 2017). La dureza cálcica y dureza total se evaluaron por complexometría con ácido etilendiaminotetraacético (EDTA) según los métodos Hach 8222 (Hach Company, 2016) y 8826 (Hach Company, 2021c) respectivamente.

La concentración de iones de potasio, sulfato y cloruros se cuantificó mediante espectrofotometría, utilizando un espectrofotómetro Hach DR3900. El potasio se midió con el método del tetrafenilborato acorde al protocolo Hach 8049 (Hach Company, 2018b). El sulfato se midió con el método SulfaVer 4 acorde al protocolo Hach 8051 (Hach Company, 2019). El cloruro se midió con el método del tiocianato mercurico acorde al protocolo Hach 8113 (Hach Company, 2018a).

La concentración del ion sodio se determinó con potenciometría utilizando un electrodo selectivo de iones utilizando un medidor multiparamétrico portátil Hach HQ40d y una sonda Intellical ISENA381 sodium ISE acorde al método directo Hach 8322 (Hach Company, 2021b).

La concentración de carbono inorgánico total (TIC) en las muestras de agua fue medida por el Particle and Interfacial Technology Group (PaInT), laboratorios CAPTURE, Bélgica. Se utilizó un CPN Shimadzu TOC-V (Japón). Las curvas de calibración utilizadas para el TIC fueron 1 a 10 y 10 a 100 mg C/L.

Figura 2.2

Titulación volumétrica empleada para el análisis de iones mayoritarios



2.2.2 Configuración Experimental Electrodiálisis con Membranas Bipolares

La configuración experimental del sistema de electrodiálisis bipolar se muestra en la Figura 2.3 (a). El sistema de BPMED se conformó por tres canales: canal acidificado (CA), canal basificado (CB) y una solución electrolítica (SE). Una bomba peristáltica Landto Tech BT600F Dispense, equipada con cabezales de bomba YZ15, y configurados para flujo paralelo, recirculó el agua de los canales CA y CB a través de la celda electroquímica con un caudal constante de 10 ml/min. La temperatura y el pH de ambos canales se midió en intervalos regulares de 10 s utilizando una multiparamétrica portátil Hach HQ40d con dos sensores PHC101, integrados en cada canal, acorde al método de medición directa con electrodo según el protocolo Hach 8156 (Hach Company, 2021a). La solución electrolítica utilizada fue Na_2SO_4 a 0.2M. Se utilizó un potenciostato CorrTest CS150 que impartió un voltaje contante, configurado y controlado mediante el software CS Studio 5.

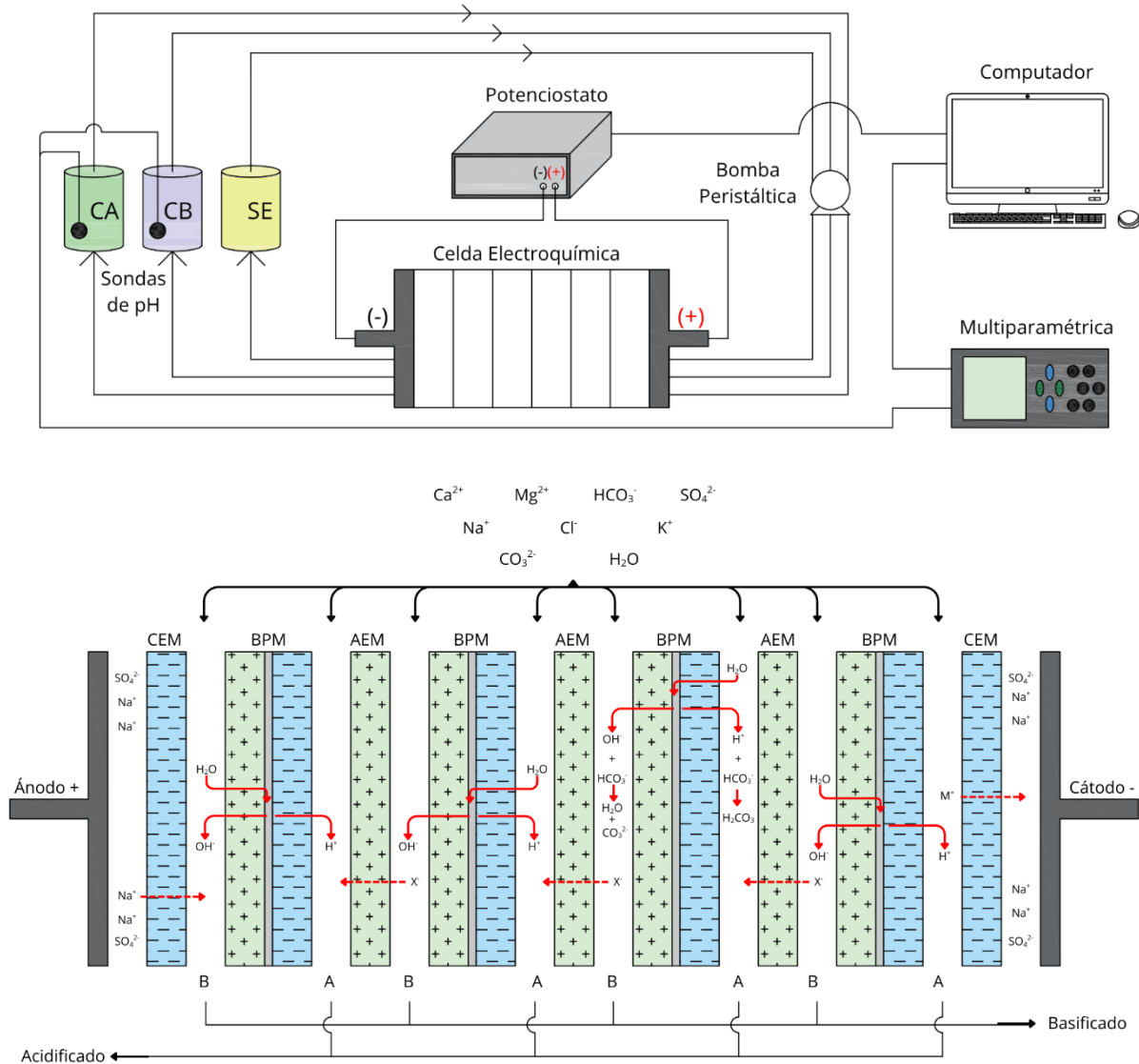
La celda electroquímica que se muestra en la Figura 2.3 (b), consistía en un cátodo, un ánodo, juntas, separadores, membranas de intercambio catiónico (CEM), membrana de

intercambio aniónico (AEM) y la membrana bipolar heterogénea (BPM). La configuración del stack empleó ocho membranas dispuestas en cuatro pares (celdas). El cátodo consistió en una placa sólida de acero inoxidable, mientras que el ánodo consistió en una malla con aleación de iridio y rutenio. Se utilizó la junta y membranas CEM (FujiFilm tipo 2) para aislar la solución electrolítica de las celdas. Cada celda incluía una membrana bipolar, un espaciador, una membrana AEM (FujiFilm tipo 2) y otro espaciador.

Se utilizó BPM heterogéneos (protegidas por propiedad intelectual). La composición de las BPM heterogéneas comprende resina de intercambio iónico y constituyentes aglutinantes inertes (Pärnamäe et al., 2021). Las dimensiones de las membranas fueron de 12 x 11 cm, con una superficie efectiva de 64 cm². Se utilizó espaciadores de polipropileno, con un espesor de 0.2 mm, para crear los compartimentos de flujo entre las membranas.

Figura 2.3

Esquema de la configuración experimental de (a) el sistema de BPMED y (b) la celda electroquímica



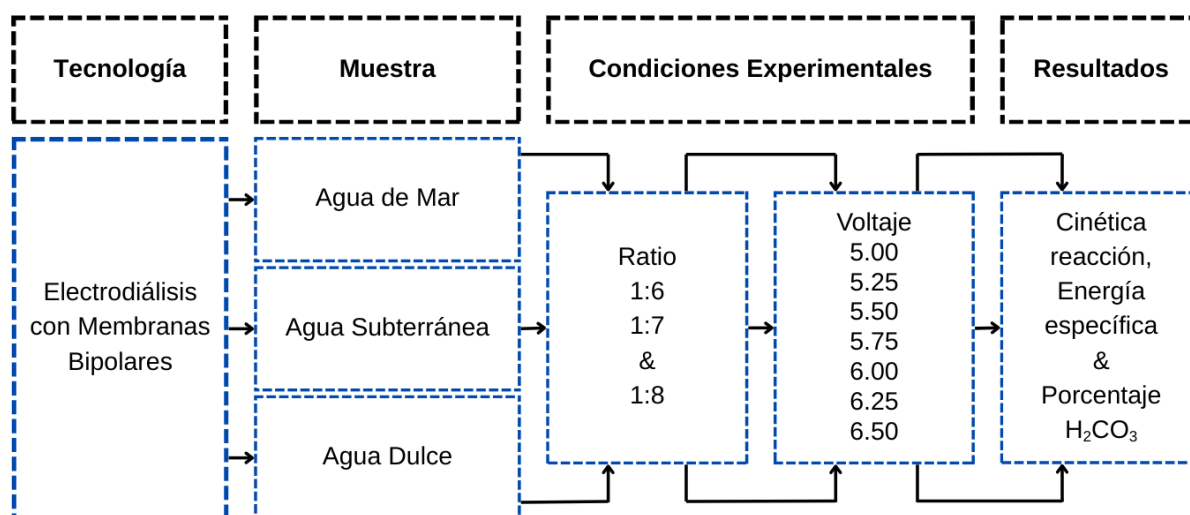
2.2.3 Protocolo Experimental BPMED

Como se muestra en la Figura 2.4, se realizaron ensayos para cada tipo de agua: agua de mar, subterránea y dulce. Se estudió el efecto del ratio acidificado:basificado y el voltaje en la cinética y el consumo energético de la acidificación. Para cada tipo de agua se estudiaron tres ratios: 1:6, 1:7 y 1:8. Para cada ratio se evaluó siete condiciones de voltaje, iniciando en 5.00 V hasta 6.50V con incrementos de 0.25 V. Se monitoreó la evolución del pH durante la

experimentación en intervalos de 10 s hasta alcanzar los pH objetivo de 5 y 4 en el canal acidificado, o el pH limitante en el canal basificado. Los pH objetivos fueron definidos en función del porcentaje de especies presentes en forma de H_2CO_3 , entre el 90 y 99% respectivamente según la ecuación de Henderson-Hasselbalch (Millero et al., 2006; Po & Senozan, 2001). El pH limitante fue determinado como el valor a partir del cual inicia la precipitación de sales de CaCO_3 o $\text{Mg}(\text{OH})_2$ según simulaciones realizadas con el software Membrane Master 5. Las simulaciones recibieron como parámetros de entrada la composición hidroquímica del agua y los parámetros de pH y temperatura medidos in situ.

Figura 2.4

Esquema de los experimentos con electrodiálisis bipolar



En los experimentos de electrodiálisis se utilizó agua de mar tanto en el canal acidificado como en el basificado hasta alcanzar el pH limitante (Apéndice C). En los experimentos con agua subterránea y agua dulce se utilizó agua cruda en el canal acidificado; no obstante, se reemplazó el canal basificado por una solución sintética de NaCl al 15% para evitar incrustaciones en las membranas debido a la precipitación de sales según las simulaciones en Membrane Master 5 (Apéndice D y Apéndice E). Antes de cada experimento, las mangueras

fueron purgadas para remover el aire del sistema, y se calibraron las sondas de pH utilizando soluciones buffer estandarizadas de pH 4, 7 y 10 con el fin de garantizar la precisión de las mediciones. Para cada condición experimental se calculó la cinética (K) utilizando la EQ (1), el porcentaje de H₂CO₃ teórico se estimó a partir del TIC medido y utilizando la EQ (2) y la energía específica (EE) utilizando la EQ (3).

$$K = \frac{\Delta pH}{\Delta t} \quad (1)$$

$$\% H_2CO_3 = \frac{1}{(1 + 10^{pH_f - pK_a})} \quad (2)$$

$$EE = \left(\frac{1}{3600 \cdot 1000} \right) \cdot \left(\frac{E}{V \cdot \alpha} \cdot \% H_2CO_3 \right) \quad (3)$$

La Tabla 2.1 muestra los valores de las constantes de la constante de disociación del H₂CO₃ (pK_a) y el factor de equivalencia de TIC (mg/L) a kg CO₂/L (α) para cada tipo de agua. Los valores de se extrajeron del trabajo de Millero et al. (2006). Los valores de α se calcularon a partir del TIC medido en las muestras de agua de mar, agua subterránea y agua dulce.

Tabla 2.1

Valores de las constantes empleadas en el cálculo del porcentaje de H₂CO₃ estimado y la EE.

	Agua de Mar	Agua Subterránea	Agua Dulce	Unidad
pK_a	5.846	6.059	6.188	—
α	0.0001140	0.0002271	0.0001369	$\frac{kg\ CO_2}{L}$

2.2.4 Procesamiento de Muestras Geológicas

En el presente estudio se utilizaron dos tipos de muestras geológica, arenas naturales y sintéticas. Las arenas naturales se utilizaron en los experimentos de flotación de crudo y fueron proporcionadas por la geóloga Diana Mejía Cella, investigadora de ESPOL. Las muestras

proviene de un afloramiento de origen Cretácico con predominancia de arenisca y presencia de: lutitas, limolitas, cuarzo, calcita, fragmentos calcáreos (bivalvos y peces), micas y magnetita; ubicado en la parroquia Puerto Cayo, Manabí, Ecuador (Mejía Cela, 2025). La selección de este afloramiento se realizó con la intención de estudiar el comportamiento del agua acidificada (producto de su procesamiento mediante BPMED) al interactuar con una matriz rocosa compuesta por arenisca. Las arenas fueron sometidas a un proceso de tamizado mecánico, utilizando tamices certificados acorde a la normativa ASTM E11 (ASTM International, 2022a). Se utilizó el material pasante del tamiz No. 140 (106 μm) y retenido del tamiz No. 170 (90 μm) para obtener un tamaño promedio de partícula de 100 μm .

Figura 2.5

Arenas naturales (areniscas) tamizadas a tamaño de partícula de 100 μm .



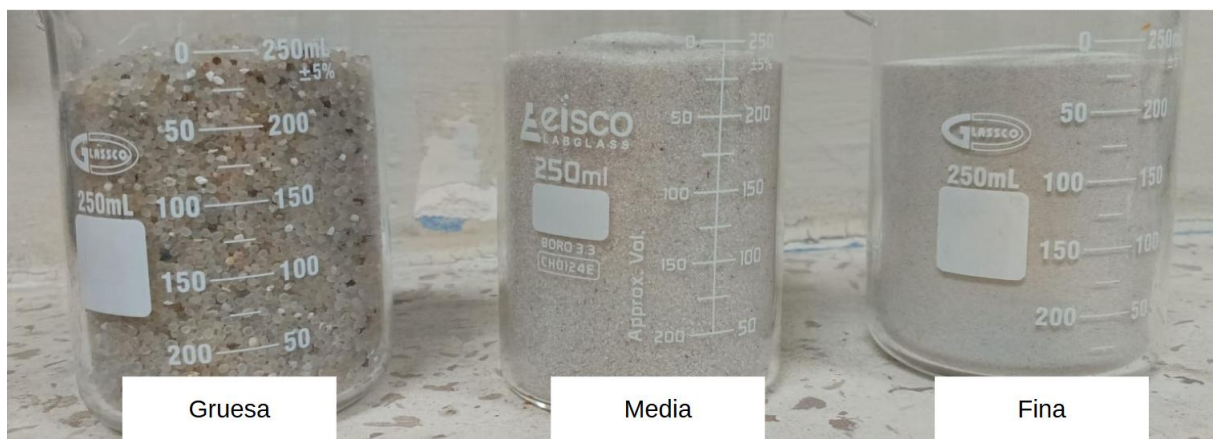
Las arenas sintéticas se utilizaron en los experimentos de FluidFlow. Se seleccionó un material químicamente inerte (sílice) para evitar la contaminación cruzada y se categorizó en tres tipos según el tamaño del grano: gruesa, media y fina (Figura 2.6). Para separar las arenas según la granulometría se empleó un proceso de tamizado mecánico con tamices certificados acorde a la normativa ASTM E11 (ASTM International, 2022a). Los tamaños de grano empleados para

cada tipo de arena fueron: arena de grano grueso, de 2.00 a 1.40 mm (pasante del tamiz No. 10 y retenido en el No.14); arena de grano medio, de 500 a 250 μm (pasante del tamiz No. 35 y retenido del tamiz No. 60); y, arena de grano fino, menor a 150 μm (pasante del tamiz No. 100).

Cada tipo de arena sirvió para simular rocas sedimentarias de distinta permeabilidad y porosidad. La arena de grano grueso simuló la roca reservorio, de alta permeabilidad (47.42 ± 18.76 D) y porosidad del $31 \pm 2.8\%$. La arena de grano medio representó una unidad transaccional de permeabilidad intermedia (37.02 ± 9.59 D) y porosidad $23 \pm 1.7\%$ que funcionó como trampa estructural. La arena fina simuló la roca sello, con la menor permeabilidad (9.38 ± 0.76 D) y una porosidad de $50 \pm 4.1\%$ (Mejía Cela, 2025). Estas propiedades permitieron representar un yacimiento geológico y estudiar cómo interactúan los fluidos dentro de un medio poroso con diferentes características.

Figura 2.6

Arenas sintéticas de granulometría gruesa media y fina.



2.2.5 Caracterización del Petróleo

Se utilizó una muestra de petróleo crudo pesado proveniente de la cuenca Oriente, ubicada en la región Amazónica del Ecuador. La gravedad API del curdo (20.8°) fue determinada mediante el método estándar del hidrómetro según los lineamientos de la ASTM

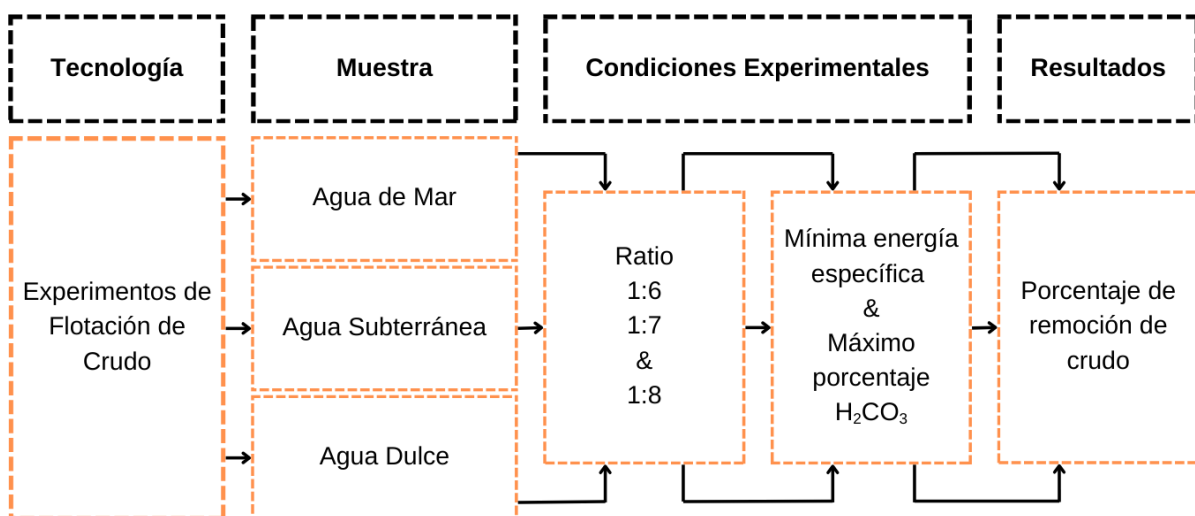
D287-82 (ASTM International, 2022b). No se realizaron procesos de tratamiento o modificación del crudo previo a los experimentos con el fin de preservar sus características naturales.

2.2.6 Experimentos de Flotación

Como se muestra en la Figura 2.7, los experimentos de flotación de crudo se realizaron con el fin de determinar la influencia de del H_2CO_3 , acumulado durante el proceso de BPMED, en la alteración de la mojabilidad de la roca. En los experimentos se utilizaron muestras de control (sin alteración) de cada tipo de fuente como agua de mar, agua subterránea y agua dulce, y se contrastó con los resultados obtenidos por las muestras de agua acidificada correspondientes a cada tipo de agua. Para cada tipo de agua se evaluó tres ratios: 1:6, 1:7 y 1:8. Para cada ratio se evaluaron dos condiciones, el caso de mínima energía específica (EE) y el caso de máxima concentración de H_2CO_3 . El sustrato mineral utilizado fue la arena natural con un tamaño promedio de partícula de $100\ \mu\text{m}$ acorde a lo explicado en la Sección 2.2.4. La evaluación de la mojabilidad de los granos se realizó mediante el protocolo experimental tomado de Sohal et al. (2016).

Figura 2.7

Esquema del proceso experimental de los experimentos de flotación de crudo



Para cada experimento, se colocó 1 g de arena triturada (tamaño de partícula de 100 μm) en un tubo de ensayo, a los cuales se añadieron 15 mL de la muestra de agua a analizar. La mezcla fue agitada manualmente mediante movimientos circulares para inducir un vórtice durante 1 min, luego fue envejecida en horno a 100 °C durante 24 h. Transcurrido este periodo, se retiraron 12 mL del sobrenadante y fueron almacenados bajo refrigeración. A continuación, se añadieron 3 mL del crudo (gravedad API 20.8) a los tubos que contenían los granos mojados, se agitó nuevamente con formación de vórtice y se envejeció durante 24 h a 100 °C. La Figura 2.8 muestra la continuación del proceso, donde (a) se reincorporaron los 12 mL del sobrenadante previamente conservado, se agitó suavemente y (b) se dejó reposar a 25°C durante 24 h, tiempo suficiente para una adecuada (c) separación de fases. Finalizado el reposo, se retiró el crudo y el sobrenadante, las paredes del tubo se enjuagaron cuidadosamente con agua desionizada para eliminar los granos adheridos. Por último, (d) los granos remanentes fueron lavados con un solvente orgánico para eliminar los residuos de crudo, el solvente fue evaporado mediante baño maría a su temperatura de ebullición. Se registró el peso de los granos limpios y secos; y se calculó el porcentaje de remoción de crudo acorde a la EQ (4).

$$\text{Recobro (\%)} = \frac{\text{peso final de granos lavados (g)}}{\text{peso inicial de los granos (g)}} * 100 \quad (4)$$

Figura 2.8

Procedimiento de los experimentos de flotación tras la incorporación de petróleo en el tubo de ensayo

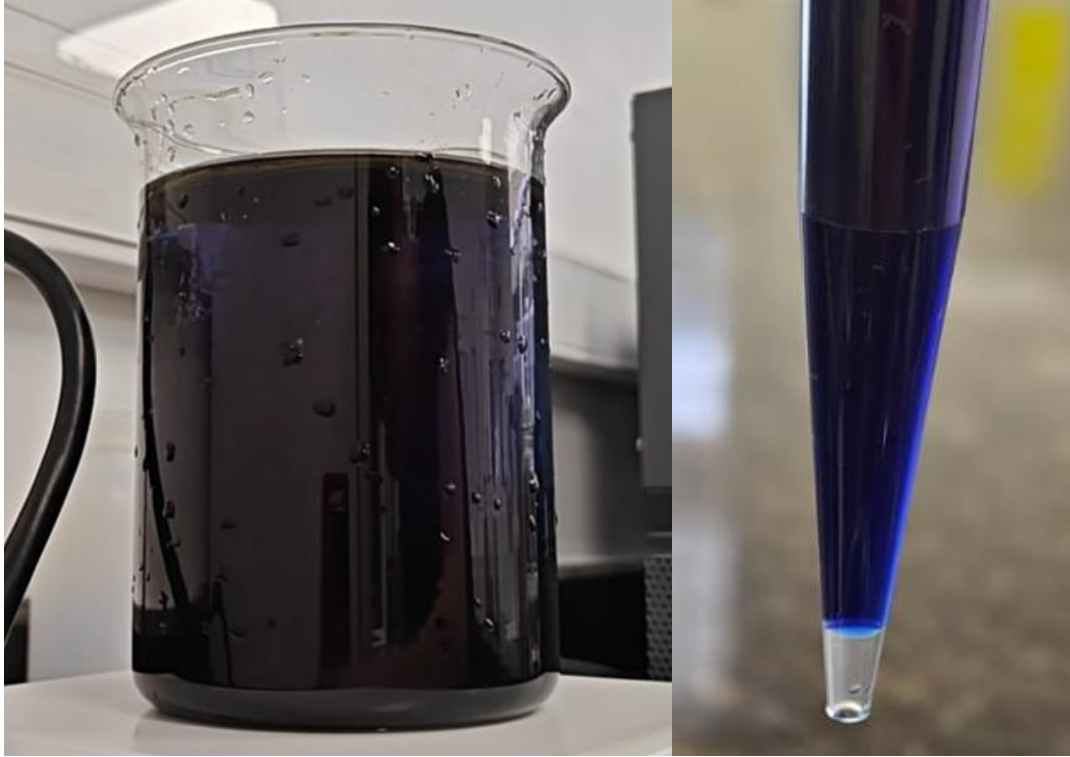


2.2.7 Preparación de Reactivos de FluidFlow

Durante los experimentos de FluidFlow se requirió la preparación de cuatro soluciones: solución base (SB), solución de NaOH, solución trazadora de pH compuesta por azul de borotimol (BTB) y agua de mar acidificada (SWA). La solución base proporcionó la salinidad al medio poroso: alta, media y baja, con CE de 51.3, 4.51 y 0.54 mS/cm respectivamente; correspondientes a diluciones de agua de mar en agua desionizada, con proporciones de 1:1, 1:10 (para simular agua subterránea) y 1:100 (para simular agua superficial) respectivamente. La solución de NaOH proporcionó un entorno básico en el sistema, lo que permitió la posterior inyección del BTB sin alterar sus propiedades indicativas; para su preparación se empleó NaOH en una concentración de 1mM diluido en SB. La solución trazadora de pH se preparó mezclando SB + NaOH al 1 mM + BTB al 0.75 mM. La solución de agua acidificada correspondió al agua producida por el sistema de electrodiálisis bipolar según lo explicado en la Sección 2.2.3. Se monitoreó las propiedades de temperatura (°C), conductividad eléctrica (mS/cm) y pH de todas las soluciones preparadas antes de ser inyectadas a la celda de FluidFlow. Para la medición de parámetros se utilizó una multiparamétrica portátil Hach HQ40d con: un sensor PHC101 (pH) y un sensor CDC40101 (CE).

Figura 2.9

Solución trazadora de pH (Azul de Bromotimol) preparada en SB de baja salinidad (0.54mS/cm)



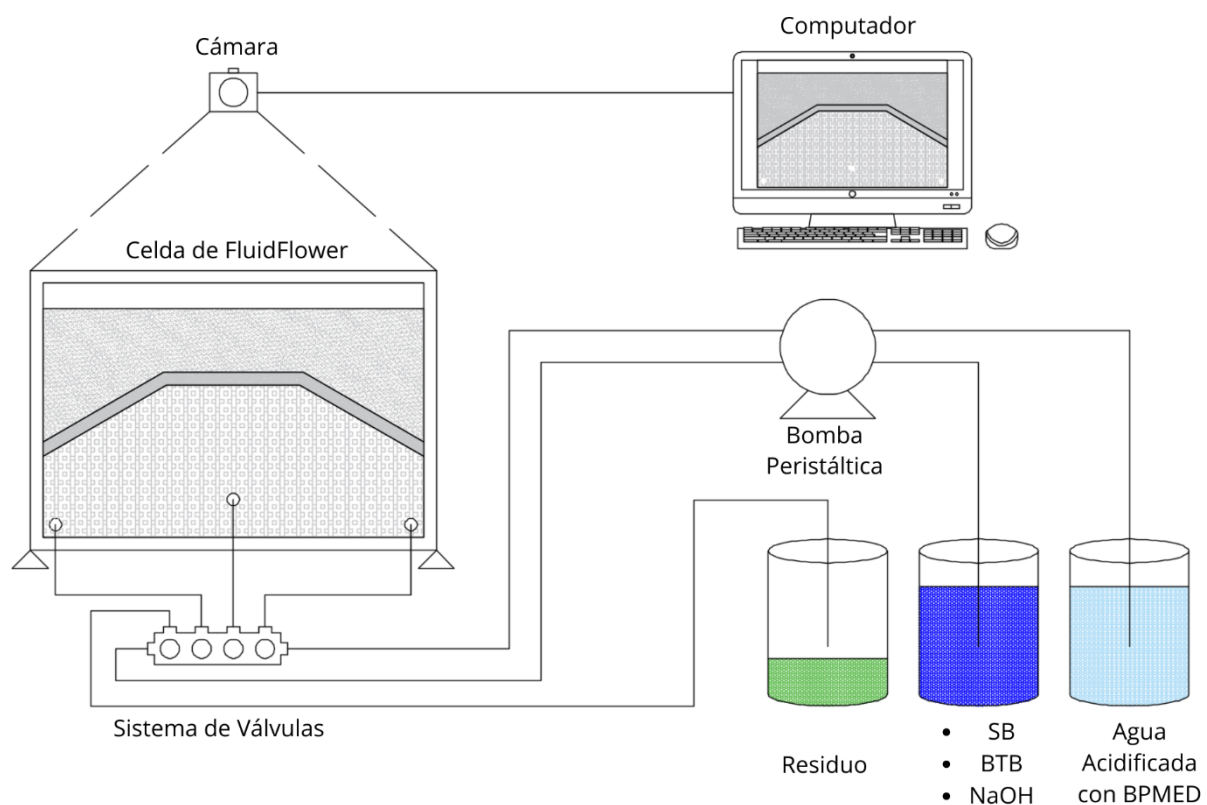
2.2.8 Configuración Experimental de FluidFlower

Como se muestra en la Figura 2.10, el sistema experimental de Fluidflower para los ensayos de inyección consistió en una celda de flujo acrílico de 30 x 20 x 1 cm, equipada con tres puertos de inyección en la parte posterior: dos en los extremos (A y B) y uno en el centro (C). La celda se encuentra montada en una superficie nivelada. Una cámara fotográfica Canon EOS Rebel SL3, fijada perpendicularmente al plano de la celda permitió tomar fotografías durante el proceso de inyección. La pantalla se iluminó mediante un flash monobloque a una temperatura de color de 5500 K con intensidad del 100 %, y un difusor para asegurar una iluminación estable y controlada durante todos los experimentos. La cámara se conectó a un computador y fue configurada para la toma de fotografías en intervalos regulares de 15 s, la configuración de color y estilo de imagen que se aplicó a la cámara se muestra en la Figura 2.11. Los puertos de la celda de FluidFlower se conectaron a un sistema de válvulas (manifold)

vinculado a una bomba peristáltica LeadFluid BT601L, que permitió controlar de forma precisa un caudal constante de 10 ml/min y seleccionar la solución de inyección. La bomba fue calibrada mediante mediciones gravimétricas del volumen dispensado por unidad de tiempo, asegurando una precisión de ± 0.1 mL/min respecto al caudal objetivo. Se colocó un recipiente de residuo para purgar las líneas de flujo previo a la inyección de agua acidificada. Para evitar el desbordamiento del fluido durante el proceso de inyección, se utilizó una jeringa de 10 ml para la remoción manual del sobrenadante a través de la parte superior de la celda una vez por minuto. Se utilizó un termohigrómetro (Elicrom) para el control de las condiciones ambientales de presión atmosférica (hPa), humedad (%) y temperatura ambiental ($^{\circ}\text{C}$); mientras que un Thermometer Datalogger S20E (Elicrom) permitió medir la temperatura del sobrenadante ($^{\circ}\text{C}$) con una termocupla sumergible.

Figura 2.10

Esquema de la configuración experimental de FluidFlower



Para la construcción del medio poroso, primero se inundó la celda con la solución de NaOH. Luego, se construyó la geometría del reservorio mediante la adición controlada de las arenas sintéticas de grano fino medio y grueso clasificadas acorde a la Sección 2.2.4 dentro de la celda de FluidFlower. La geometría consistió en un núcleo de forma trapezoidal de arena gruesa, cuya base mayor midió de 30.0 cm, la base menor 10.5 cm y la altura 12 cm; empleando 536 ± 4 g de material. Encima del material de reservorio se colocó una trampa estructural de 1 cm de espesor constituida de arena media (85.3 ± 0.8 g). Se finalizó con una capa de 5 cm de espesor de arena fina a partir de la parte más alta de la trampa estructural, que simula la roca sello y requirió 298 ± 2 g de material.

Figura 2.11

Configuración de estilo de imagen y parámetros de detalles de las fotografías en el software EOS SL3



2.2.9 Protocolo Experimental de FluidFlower

Como se muestra en la Figura 2.12, los experimentos con el sistema de FluidFlower consistieron en la inyección de agua de mar acidificada obtenida del proceso de BPMED en medios porosos con distintos niveles de salinidad. Se evaluaron tres niveles de salinidad inicial de reservorio: alta, media y baja; con CE de 51.3, 4.51 y 0.54 mS/cm respectivamente. Para cada

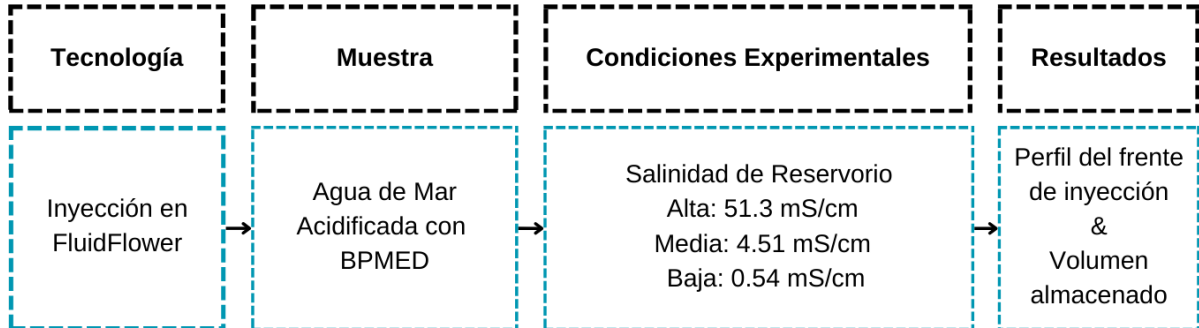
experimento, se inyectó la solución de BTB a un caudal de 25 ml/min utilizando los tres puertos de inyección (A, B y C), hasta lograr la saturación total del medio poroso. Luego se purgó la línea de inyección con agua de mar acidificada (SWA) para evitar el ingreso de aire al sistema. La bomba peristáltica se configuró a un caudal constante de 10 mL/min, y se inició la captura de fotografías en intervalos de 15 s, durante un tiempo máximo de 45 min. La inyección de SWA se efectuó exclusivamente por el puerto C y se interrumpió cuando el frente de inyección alcanzó la trampa estructural, determinado visualmente por el cambio de color del indicador en la celda. Se cuantificó el volumen inyectado y acumulado en el reservorio hasta el momento en el que alcanzó la trampa estructural utilizando la EQ (5).

$$V_{almacenado} = Q_{inyección} \cdot t_{inyección} \quad (5)$$

Al finalizar cada ensayo, se aplicó un protocolo de limpieza para evitar contaminación cruzada entre experimentos. El protocolo consistió en la inyección de 2 L de agua desionizada a través de todos los puertos (A, B y C). Posteriormente, como preparación para el siguiente experimento, se inyectó la solución de NaCl preparada con la salinidad del siguiente experimento con el objetivo de acondicionar el medio poroso y restablecer condiciones iniciales equivalentes. Finalizada esta etapa, se repitió la inyección de la solución de BTB, iniciando un nuevo ciclo experimental. Se estudió el perfil de inyección asociado al gradiente de salinidad, además se cuantificó el volumen de CO₂ almacenado en cada caso.

Figura 2.12

Esquema del proceso experimental de los experimentos de inyección de FluidFlow



2.3 Procesamiento de Datos

Para el análisis y procesamiento de datos, se utilizó diferentes softwares que permitieron el manejo óptimo de la información recopilada. La composición hidroquímica del agua recopilada se ingresó en el Software Membrane Master 5 para determinar los valores de pH en los que se induce la precipitación de sales.

Para procesar la información de los experimentos de BPMED se creó un script de Python que permitió unificar toda la información generada, tanto del monitoreo de pH como del monitoreo energético. Se utilizaron las librerías de Numpy y Pandas para calcular: cinética -EQ (1)-, porcentaje teórico de H_2CO_3 -EQ (2)-, potencia instantánea -EQ (6)-, potencia promedio acumulada -EQ (7)-, energía total consumida -EQ (8)- y energía específica -EQ (3)- de cada uno de los experimentos realizados. Los datos procesados fueron agrupados por tipo de agua (agua de mar, agua subterránea o agua dulce) y exportados a hojas de Excel.

$$P(t) = U(t) \cdot I(t) \quad (6)$$

$$\bar{P} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n P_i \quad (7)$$

$$E = \bar{P} \cdot \Delta t \quad (8)$$

Los gráficos de los resultados experimentales de BPMED y flotación fueron realizados mediante el software Origin Pro.

Los datos de los experimentos de flotación se ingresaron directamente en una hoja de Excel donde se procesó la información y se obtuvo el porcentaje de recobro.

Las imágenes de los experimentos de FluidFlow se procesaron mediante el software Microsoft Clipchamp (versión gratuita) para generar un video en secuencia del proceso de inyección y determinar el movimiento del perfil de inyección.

Capítulo 3

3. RESULTADOS Y ANÁLISIS

3.1 Electrodialisis con Membranas Bipolares

3.1.1 Influencia del Voltaje y Ratio en el Porcentaje de H_2CO_3

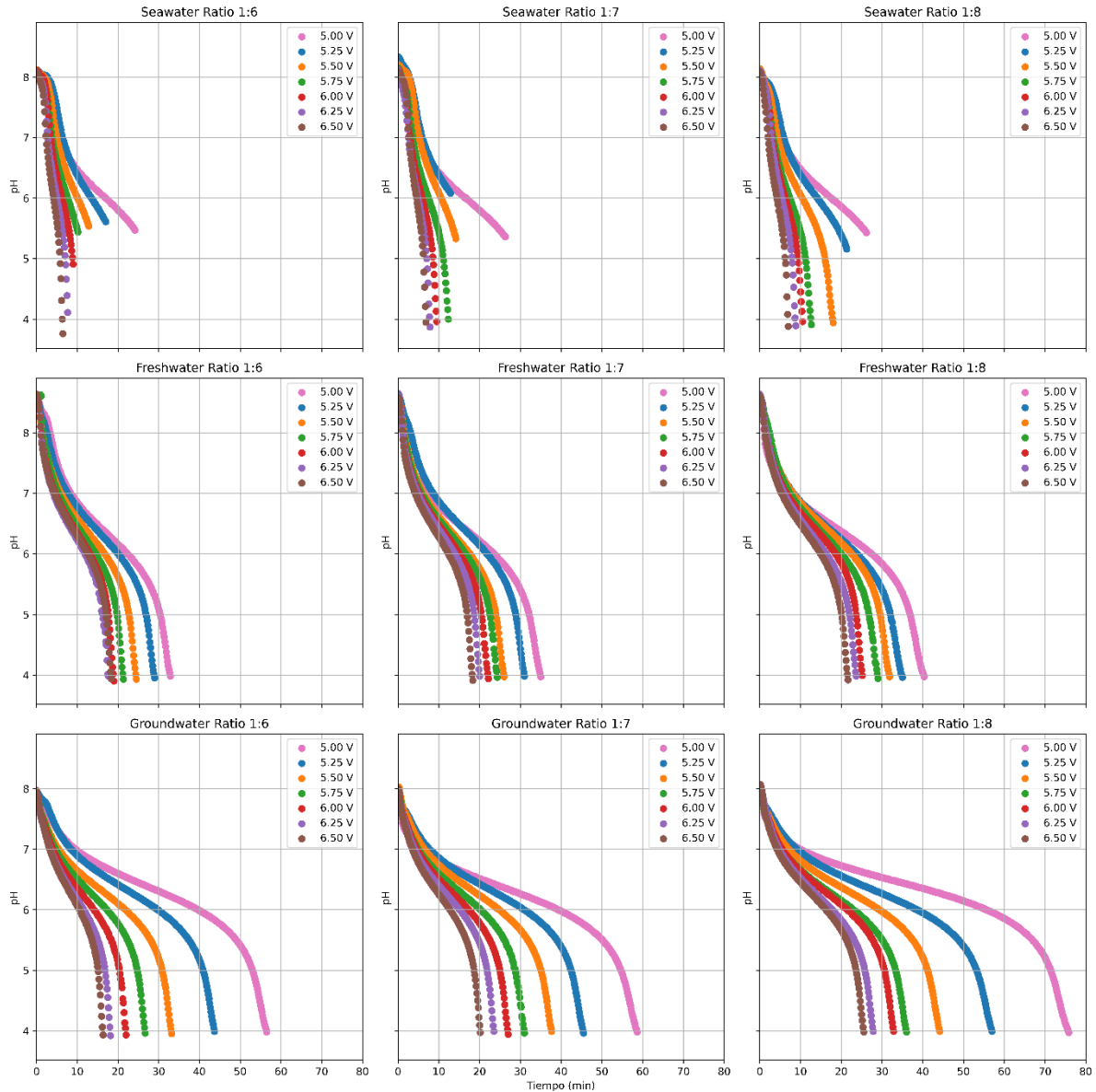
La Figura 3.1 muestra la evolución del pH del canal acidificado en función del tiempo para las muestras de: agua de mar (a, b, c), agua dulce (d, e, f) y agua subterránea (g, h, i); en ratios 1:6, 1:7 y 1:8, desde 5.00 V hasta 6.50 V con incrementos de 0.25 V. En la Figura 3.1 (a) se observa que bajo ratio 1:6 la aplicación de voltajes de 5.00 a 5.75 V sólo permite reducir el pH del canal acidificado hasta alrededor de 5.44 antes de que el canal basificado alcance un pH de 8.71. A partir del cual empieza la formación y precipitación de sales de Ca^{2+} y Mg^{2+} como CaCO_3 o $\text{Mg}(\text{OH})_2$ acorde a las simulaciones del software Membrane Master 5 (Apéndice C). Estas sales forman cristales que podrían obstruir las membranas y disminuir su conductividad eléctrica entre un 10 y 30 %, lo que tendría un impacto negativo en la eficiencia eléctrica del sistema (Kravtsov et al., 2020). Como se puede observar en la Figura 3.1a, a pesar de incrementar el voltaje en 0.75V (desde 5.00 V a 5.75 V), el sistema no logra desplazar el equilibrio del carbono en el agua de mar hacia el H_2CO_3 al 90% (pH 5). En estos rangos de pH (5.44-5.61) las especies de CO_2 del agua de mar se encuentran alrededor del 70% en forma de H_2CO_3 y un 30% en forma de HCO_3^- . Sin embargo, bajo la misma condición de ratio (1:6) y aplicando voltajes de 6.00 hasta 6.50 V, el pH se redujo hasta los valores objetivo de 5 (6.00 V) y 4 (6.25 y 6.50 V), donde CO_2 está entre 90% y 100% en forma de H_2CO_3 . Lo que sugiere que voltajes más altos permiten alcanzar una mayor concentración de H_2CO_3 antes de que inicie la precipitación de CaCO_3 o $\text{Mg}(\text{OH})_2$.

Además, se observó que el incremento de ratio en los experimentos de agua de mar permitió alcanzar los pH objetivo de 4 y 5 con un menor voltaje. Por ejemplo, al aumentar ratio de 1:6 a 1:7 (Figura 3.1 b) se alcanzó el pH 4 a partir de los 5.75 V mientras que con ratio 1:6 se

requirió de 6.25 V. En contraste, bajo ratio 1:8 (Figura 3.1 c) el pH 4 se alcanzó con un voltaje de 5.50 V. De modo que un ratio mayor (1:8) permitió alcanzar una concentración del 100% de H_2CO_3 con 0.75 V menos que el requerido en ratio 1:6. Estos resultados sugieren que un mayor ratio amortigua mejor el incremento del pH en el canal basificado debido al flujo de OH^- generados en la BPM. Esto favorece el desplazamiento del equilibrio del carbono hacia la formación de H_2CO_3 en el canal acidificado por el flujo de H^+ producido en la BPM incluso a voltajes más bajos. Este comportamiento está asociado a la capacidad buffer del agua y la disociación de la molécula de H_2O producida en la interfaz de la BPM. Durante la disociación del agua, los iones OH^- migran hacia el ánodo, lo que provoca un aumento del pH en el canal basificado, mientras que los H^+ migran hacia el cátodo disminuyendo el pH del canal acidificado (Karunarathne et al., 2025). Además, un mayor volumen en el canal basificado (e.g., ratio 1:8 vs 1:6) incrementa la capacidad del sistema para tolerar el flujo de OH^- amortiguando el incremento del pH por efecto de dilución. Desde el punto de vista químico, los OH^- producidos por la BPM reaccionan con los H^+ presentes en el agua de mar formando H_2O , pero paralelamente se activa el sistema buffer del agua de mar ionizando HCO_3^- , lo que produce CO_3^{2-} y libera un H^+ que compensa la pérdida de los protones libres por la formación de la molécula de H_2O (Zhang, 2000). Este efecto controla el incremento de pH en el canal basificado y favorece el flujo de H^+ hacia el canal acidificado, donde una parte del HCO_3^- se protona formando H_2CO_3 ; mientras que otra parte de H^+ se mantiene libre en solución disminuyendo el pH (Bui et al., 2023). De esta manera, dado que el volumen del acidificado permanece constante, un mayor ratio permite amortiguar el incremento del pH en el basificado. Lo que posibilita alcanzar pH 4 (100% de H_2CO_3) sin desencadenar la precipitación de sales en el basificado.

Figura 3.1

Variación del pH en función del tiempo en el canal acidificado para agua de mar (a, b, c), agua dulce (d, e, f) y agua subterránea (g, h, i)



Con respecto al agua dulce y al agua subterránea, debido a su marcada predisposición de precipitación de sales, se reemplazó el agua del canal basificado por una solución de NaCl al 15% para evitar el ensuciamiento (fouling) en las membranas. Un estudio previo indica que la precipitación de sales durante procesos de BPMED depende, entre otros factores, de la concentración de iones Ca^{2+} y Mg^{2+} en el agua (Sharifian et al., 2022). De este modo, al utilizar

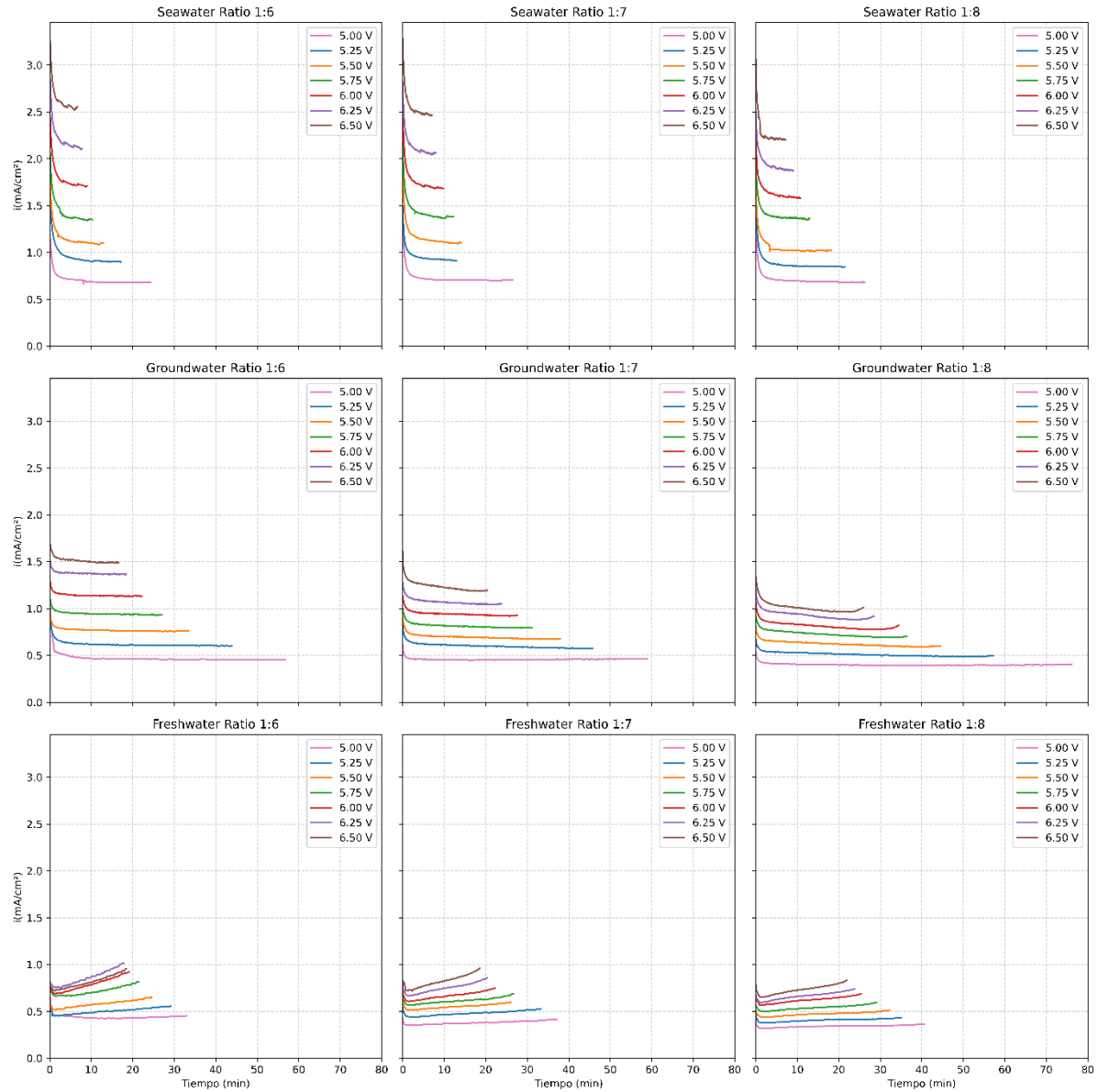
una solución sintética que no contiene estos iones, se mitiga el riesgo de precipitación de sales. Lo que permitió alcanzar los pH objetivo de 5 y 4 en bajo todas las condiciones de ratio y voltaje tanto en agua dulce (Figura 3.1 d, e, f) como en agua subterránea (Figura 3.1 g, h, i).

3.1.2 Dinámica de la Densidad de Corriente en Función del Tiempo

La Figura 3.2 muestra el perfil de la densidad de corriente (i) en función del tiempo para el agua de mar (a, b, c), agua subterránea (d, e, f) y agua dulce (g, h, i). En los tres tipos de agua (de mar, subterránea y dulce) se observó que un mayor voltaje produce una mayor CD. Por ejemplo, en agua de mar con ratio 1:6 (Figura 3.2a) al incrementar el voltaje de 5.00 a 6.50 V la densidad de corriente aumentó de 0.68 a 2.58 mA/cm², respectivamente. En agua subterránea con ratio 1:6 (Figura 3.2d) aumentar el voltaje de 5.00 a 6.50 V produjo incremento de la densidad de corriente de 0.45 a 1.49 mA/cm². Y con agua dulce en ratio 1:6 (Figura 3.2g) en el mismo rango de voltajes (5.00 a 6.50 V) la densidad de corriente aumentó de 0.43 a 0.89 mA/cm². Esta misma tendencia se observó en todos los tipos de agua para ratio 1:7 y 1:8. La explicación a este fenómeno está ligada a la ley de Ohm, que estipula que la densidad de corriente es directamente proporcional al voltaje (Culcasi et al., 2022; Luo et al., 2022). Además, la conductividad eléctrica (CE) de las soluciones de alimentación también alteran la resistencia óhmica del sistema, de modo que una mayor CE en estos componentes también provocará un incremento en la densidad de corriente (Sabatino et al., 2022; Shen et al., 2024). En este estudio el agua de mar, agua subterránea y agua dulce presentaron CE = 51.2, 5.4 y 0.4 mS/cm, respectivamente. Donde el agua de mar permitió un mayor flujo de corriente a través del stack y por consecuencia una mayor densidad que el agua subterránea y agua dulce.

Figura 3.2

Variación de la densidad de corriente en función del tiempo en el canal ácido para agua de mar (a, b, c), agua subterránea (d, e, f) y agua dulce (g, h, i)



La Figura 3.2 también muestra que, en los tres tipos de agua estudiados, incrementar el ratio de 1:6 a 1:8 produjo una menor densidad de corriente. Por ejemplo, bajo un voltaje de 6.50 V, incrementar el ratio de 1:6 a 1:8 disminuyó la densidad de corriente en agua de mar de 2.53 mA/cm² (1:6) a 2.21 mA/cm² (1:8), en agua subterránea de 1.49 mA/cm² (1:6) a 1.00 mA/cm² (1:8) y en agua dulce de 1.02 mA/cm² (1:6) a 0.82 mA/cm² (1:8). La misma tendencia se observó

en los tres tipos de agua para los voltajes de 5.00, 5.25, 5.50, 5.75, 6.00 y 6.25 V. Esto ocurre porque cuando se aplica un voltaje al sistema, se inicia el proceso de disociación de la molécula de agua en la BPM generando OH^- que migran hacia el canal basificado. Sin embargo, esto no altera parámetros como la resistencia interna del stack (electrodos, membranas, separadores o solución electrolítica), ni la composición inicial del feed ($t = 0$). Al aumentar el ratio, los OH^- generados migran hacia un mayor volumen (3 L en ratio 1:6 y 4 L en ratio 1:8), lo que provoca un efecto de dilución de los OH^- . Esta dilución aumenta la resistencia del canal acidificado en ratio 1:8 un 33% por encima del ratio 1:6 (Apéndice F), lo que reduce la densidad de corriente.

Por otra parte, en las curvas corriente vs. tiempo de los experimentos con agua de mar y agua subterránea (Figura 3.2 a-f) se observó un descenso exponencial de la densidad de corriente seguido por la formación de una meseta. Esto sucede porque previo a la aplicación de un voltaje, la concentración de iones en la interfaz membrana-solución es máxima. Lo que reduce la resistencia óhmica y permite que, al aplicar una diferencia de potencial, exista un alto flujo de corriente a través del sistema (Sabatino et al., 2022; Strathmann et al., 1997). Iniciando la migración de iones a través de las membranas y creando una zona de agotamiento que incrementa la resistencia general del sistema y provoca una caída exponencial de la densidad de corriente (Culcasi et al., 2022; Sabatino et al., 2022). La formación de la meseta ocurre cuando se alcanza un equilibrio dinámico entre: la salida de iones por migración hacia los electrodos (Strathmann et al., 1997), la entrada de iones a la interfaz membrana-solución por difusión desde el bulk (volumen si contacto con las membranas) (Strathmann et al., 1997) y la generación de H^+ e OH^- por disociación de la molécula de H_2O en la BPM (Culcasi et al., 2022).

En contraste, los experimentos con agua dulce (Figura 3.2 g-i) mostraron un comportamiento diferente, donde las curvas de corriente vs. tiempo no alcanzaron la meseta, sino que después de la caída exponencial la densidad de corriente incrementó progresivamente hasta el final de los experimentos. Por ejemplo, en agua dulce con ratio 1:6 (Figura 3.2g) y voltaje de

5.00 V la densidad de corriente incrementó de 0.42 mA/cm² (i min) a 0.45 mA/cm² (i final) y con 6.50 V aumentó de 0.75 mA/cm² (i min) a 1.02 mA/cm² (i final). Este incremento se replicó en agua dulce para todos los casos de ratio y voltaje estudiados. Esta diferencia respecto al agua de mar y agua subterránea puede deberse a que en los experimentos de agua dulce no se logró el equilibrio dinámico entre migración, difusión y disociación de la molécula de agua. Esto puede estar asociado a la diferencia de salinidad entre los canales basificado y acidificado. Distintos autores afirman que en bajo un alto gradiente de salinidad, los iones migran a través de las IEM desde el canal más salino (e.g., basificado) hacia el menos salino (e.g., acidificado) (Culcasi et al., 2021; Tang et al., 2023). De modo que una mayor relación de salinidad (HS/LS) entre dos canales aumenta la selectividad de co-iones de las IEM permitiendo un mayor flujo neto de iones de del canal más salino al menos salino (Filingeri et al., 2023). Por ejemplo, Filingeri et al. encontraron que al aumentar la relación de salinidad entre dos soluciones en un sistema de BPMED la selectividad de co-iones de las AEM aumentó de 4 a 10 % y en las CEM incrementó de 6 a 18 %. Este flujo de iones podría dominar sobre la tasa de generación de H⁺ en la BPM e incrementar la CE del canal acidificado. En este estudio los experimentos con agua dulce presentaron una relación de salinidad basificado/acidificado > 65 y se registró un incremento de la concentración de Cl⁻ (1657 %) y Na⁺ (246 %) en el canal acidificado. Esto demuestra que la relación de salinidad entre ambos canales aumentó progresivamente la CE del canal acidificado y por consecuente la densidad de corriente del sistema.

3.1.3 Influencia del Voltaje y Ratio en la Cinética

La Tabla 3.1 compara la cinética entre los tres tipos de agua y ratio estudiados para los casos donde se alcanzó pH ≈ 4. Se observó que en los tres tipos de agua (agua de mar, agua subterránea y agua dulce) y ratios (1:6, 1:7 y 1:8) incrementar el voltaje aumentó la tasa de acidificación y redujo el tiempo de operación del proceso de acidificación. Por ejemplo, en agua de mar con ratio 1:8, la tasa de acidificación aumentó de 0.23 UpH/min (5.50 V) hasta 0.60

UpH/min (6.50 V). Bajo el mismo ratio, en agua dulce la tasa de acidificación aumentó de 0.15 UpH/min (5.50 V) a 0.22 UpH/min (6.50 V); mientras que en agua subterránea la tasa de acidificación pasó de 0.09 UpH/min (5.50 V) hasta 0.16 UpH/min (6.50 V). Este efecto se debe a que un mayor voltaje aplicado produce una mayor densidad de corriente, lo que promueve un campo eléctrico más intenso que aumenta tasa de disociación de la molécula de H₂O en la BPM y por ende la velocidad de generación de H⁺ y OH⁻ hacia los canales acidificado y basificado, respectivamente (Aliaskari et al., 2024; Karunarathne et al., 2025; Luo et al., 2022; Sabatino et al., 2022), lo que resulta en una mayor tasa de acidificación. En línea con nuestros resultados, Chen et al. reportaron que al incrementar la densidad de corriente de 2.4 a 4.0 mA/ cm² la tasa de disociación de la molécula de agua en la membrana bipolar incrementó un 233% (T. Chen et al., 2021). En este estudio, utilizando agua subterránea y ratio 1:8 el incremento del voltaje de 5.00 a 6.50 V redujo el tiempo de operación hasta alcanzar el pH $\approx$ 4 en un 66% (de 76 a 26 min). Mientras que Ruan et al. (2022) encontraron que en un sistema de BPMED, el aumento del voltaje de 9.0 a 13.5 V redujo los tiempos de operación en un 82 % (de 120 a 22 min). Estos resultados demuestran que un mayor voltaje reduce los tiempos de operación del sistema de BPMED y aumenta la cinética.

Tabla 3.1

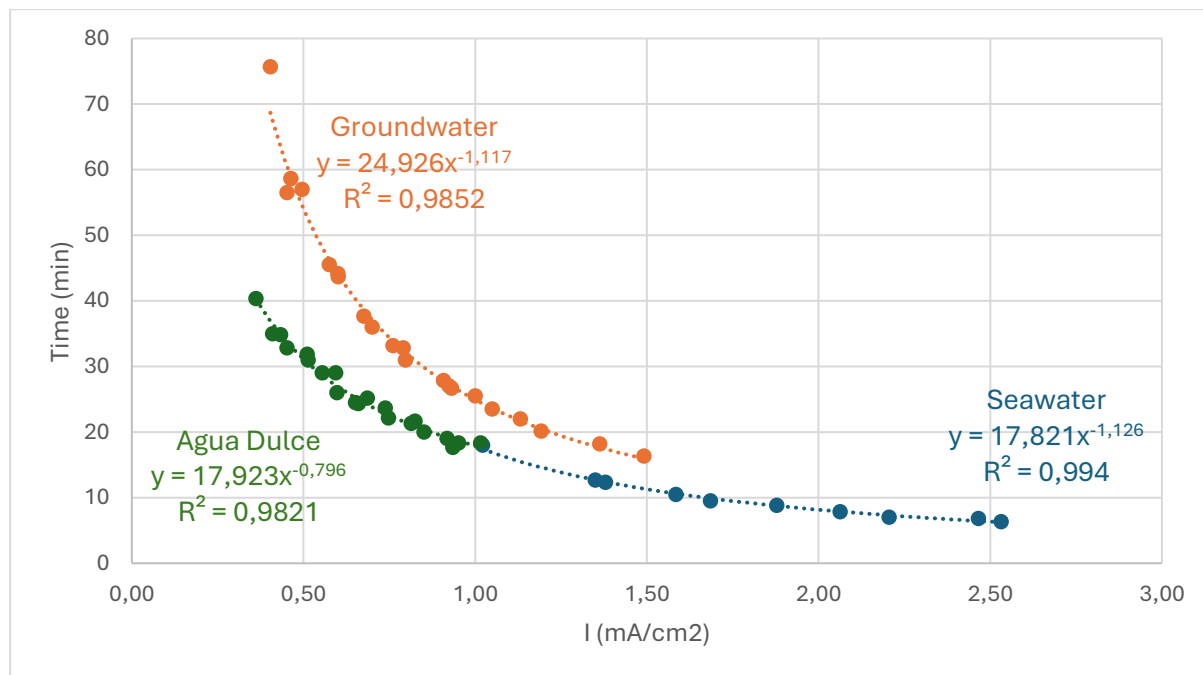
Cinética de acidificación en agua de mar, agua dulce y agua subterránea para ratios 1:6, 1:7 y 1:8

Cinética de Acidificación [UpH/min]									
Voltage	SW			FW			GW		
	1:6	1:7	1:8	1:6	1:7	1:8	1:6	1:7	1:8
6.50	0.65	0.61	0.60	0.26	0.25	0.22	0.25	0.20	0.16
6.25	0.53	0.52	0.48	0.26	0.23	0.20	0.22	0.17	0.15
6.00	-	0.44	0.39	0.25	0.21	0.18	0.18	0.15	0.12
5.75	-	0.34	0.33	0.22	0.19	0.16	0.15	0.13	0.11
5.50	-	-	0.23	0.19	0.18	0.15	0.12	0.11	0.09
5.25	-	-	-	0.16	0.15	0.13	0.09	0.08	0.07
5.00	-	-	-	0.14	0.13	0.11	0.07	0.06	0.05

Se analizó la influencia del ratio en la cinética de acidificación comparando el tiempo de operación hasta alcanzar $\text{pH} \approx$ versus a la densidad de corriente. Se utilizó la densidad de corriente en vez del voltaje para evaluar todas las muestras en igualdad de condiciones. La Figura 3.3 muestra la evolución del tiempo requerido para desplazar el 99.9% de CO_2 a H_2CO_3 ($\text{pH} \approx 4$) respecto a la densidad de corriente para agua de mar, agua dulce y agua subterránea en ratio 1:6, 1:7 y 1:8. Los resultados evidencian que en los tres tipos de agua estudiados existe una relación de ley de potencia entre el tiempo de operación y la densidad de corriente y no se vio afectada por el ratio. Los valores de R^2 obtenidos fueron 0.994 para agua de mar, 0.982 para agua dulce y 0.985 para agua subterránea, de modo que el incremento del ratio no influye sobre la cinética de acidificación. Este fenómeno se explica por un acoplamiento cinético entre la densidad de corriente, el volumen del canal basificado (ratio) y el tiempo de operación. Aunque un ratio mayor (e.g., 1:8 vs 1:6) genera una menor densidad de corriente (menor tasa de disociación de la molécula de H_2O en la BPM), los tiempos de operación prolongados compensan el efecto, presentando el equilibrio dinámico y manteniendo la cinética global del sistema inalterada.

Figura 3.3

Efecto del ratio y tipo de agua en la cinética de acidificación



Nota. El eje Y (tiempo) hace referencia al tiempo requerido hasta llegar a pH 4.

Finalmente, en la Figura 3.3 también se observó que, los tres tipos de agua presentaron diferentes curvas de cinética. Bajo las mismas condiciones de ratio y voltaje, el agua de mar presentó la cinética más rápida, seguida del agua dulce y por último el agua subterránea. Por ejemplo, bajo ratio 1:8 y aplicando 6.00 V la tasa de acidificación en agua de mar fue 0.39 UpH/min, en agua dulce 0.18 UpH/min y en agua subterránea 0.12 UpH/min. Esta tendencia se observó en todas las combinaciones de ratio y voltaje como se muestra en la Tabla 3.1. Este fenómeno puede estar asociado a la hidroquímica de cada uno de los tipos de H₂O. La Tabla 3.2 muestra la composición hidroquímica de las tres muestras de agua estudiadas antes del tratamiento. La cinética más rápida corresponde al agua de mar debido a una mayor concentración de iones, i.e., $\sum \text{cationes} = 11618 \text{ mg/L}$ y $\sum \text{aniones} = 20140 \text{ mg/L}$. Seguida del agua dulce, a pesar de tener menor concentración de cationes (171 mg/L) y aniones (60 mg/L) que el agua subterránea ($\sum \text{cationes} = 2190 \text{ mg/L}$ y $\sum \text{aniones} = 989 \text{ mg/L}$). Esto se asocia, desde el punto de vista hidroquímico a una mayor concentración de HCO₃⁻ en el agua dulce (162 mg/L)

en comparación con el agua subterránea (290 mg/L), lo que intensifica el efecto buffer del agua. De modo que los H^+ generados en la BPM desplazan el equilibrio del HCO_3^- hacia la formación de H_2CO_3 en el canal acidificado; mientras que los OH^- que migran hacia el basificado aumentando el pH (T. Chen et al., 2021; Luo et al., 2022; Sharifian et al., 2022). Al existir una mayor concentración de HCO_3^- en el acidificado, se necesita un mayor flujo de H^+ y OH^- para contrarrestar el efecto buffer y alcanzar el pH objetivo. Esto explicaría por qué el agua subterránea requirió mayores tiempos de operación y presentó las menores tasas de acidificación en comparación con el agua dulce y agua de mar.

Tabla 3.2

Composición Hidroquímica del agua de mar, agua dulce y agua subterránea antes del tratamiento con BPMED

Fuente	Composición Hidroquímica mg/L								
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	K ⁺	Na ⁺	HCO ₃ ⁻	ΣCationes	ΣAniones
Mar	392	1317	2500	17500	430	9479	140	20140	11618
Dulce	43	8	1	8	2	7	162	171	60
Subterránea	224	119	800	1100	17	629	290	2190	989

3.1.4 Análisis Energético en el Proceso de Acidificación

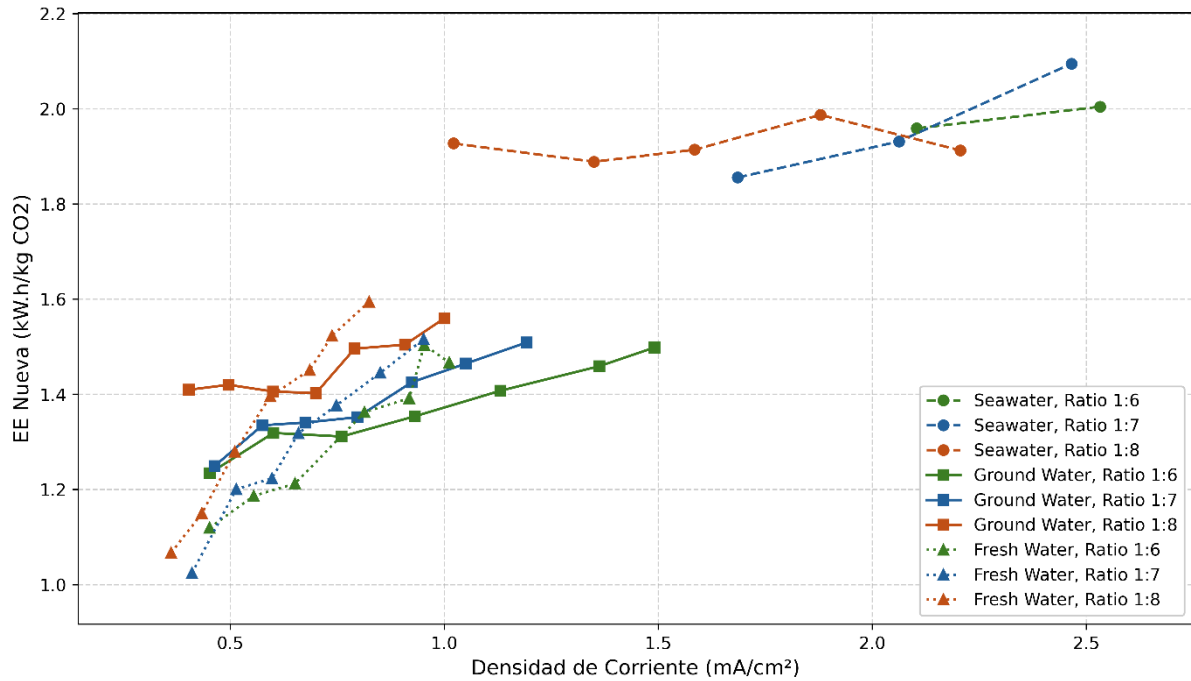
La Figura 3.4 muestra la variación de la energía específica (EE) en función de la densidad de corriente (i) para los experimentos de agua de mar, agua subterránea y agua dulce en ratio 1:6, 1:7 y 1:8. La EE se calculó únicamente para los casos donde el canal acidificado alcanzó $pH \approx 4$ con el fin de evaluar todas las muestras en igualdad de condiciones. Los resultados indican que, en todos los tipos de agua, un mayor ratio incrementó la energía específica requerida para la acidificación mediante BPMED. Por ejemplo, coma en agua de mar coma al aplicar 6.00 V, el aumento del ratio de 1:6 a 1:7 elevó la EE de 1.86 kWh/kg CO_2 a 1.91 kWh/kg CO_2 . En agua dulce y aplicando también 6.00 V la EE aumentó de 1.37 kWh/kg CO_2 (ratio 1:6) a 1.45 kWh/kg CO_2 (ratio 1:8). De manera similar en agua subterránea, con 6.00 V, la

EE aumentó de 1.41 kWh/kg CO₂ (ratio 1:6) a 1.50 kWh/kg CO₂ (ratio 1:8). Estos datos confirman que independientemente del tipo de agua, un ratio más alto conlleva un mayor consumo energético. Este comportamiento está asociado al acoplamiento cinético entre la velocidad de acidificación, el ratio y la densidad de corriente. Como se discutió previamente, un mayor ratio reduce la densidad de corriente y prolonga el tiempo de operación, lo que produce un incremento en la demanda energética del proceso.

La Figura 3.4 también muestra que, en todas las condiciones de ratio y voltaje estudiados, las muestras con mayor CE (i.e. agua de mar) presentaron una mayor EE versus las muestras con menor CE (i.e. agua dulce o agua subterránea). Analizando el caso de menor consumo energético para cada tipo de agua se registró una EE de 1.86 kWh/kg CO₂ para agua de mar, 1.23 kWh/kg CO₂ para agua subterránea y 1.02 kWh/kg CO₂ para agua dulce. Donde el agua de mar consumió un 51% más de energía que agua subterránea y un 82% más que agua dulce. Algunos autores asocian el incremento del consumo energético con la conductividad eléctrica de las soluciones y la densidad de corriente (Khoiruddin et al., 2024; Sharifian et al., 2022). Donde una mayor CE produce mayor densidad de corriente y por consecuencia mayores pérdidas óhmicas que reducen la eficiencia del voltaje (Boulif et al., 2025). Según la ley de Joule, las pérdidas óhmicas aumentan con el cuadrado de la corriente provocando sobrecalentamiento del sistema (Khoiruddin et al., 2024), mientras que operar a menores densidades de corriente optimiza la eficiencia del proceso, pero prolonga los tiempos de operación (Cassaro et al., 2023). Así, si bien una mayor CE incrementa el consumo energético, es necesario realizar una evaluación más profunda sobre los objetivos esperados de la aplicación práctica del tratamiento con BPMED para hacer una selección definitiva.

Figura 3.4

Evolución de la energía específica en función de la densidad de corriente para agua de mar, agua subterránea y agua dulce en ratios 1:6, 1:7 y 1:8



3.1.5 Análisis Económico del Sistema de BPMED

Con miras a una aplicación industrial del agua acidificada como una materia prima en el recobro mejorado de petróleo (EOR), se puede explorar un equilibrio entre el costo de implementación (CAPEX), consumo energético (OPEX), el volumen tratado y la disponibilidad del agua. En cuanto al costo de implementación, un estudio reportó que una planta de electrodiálisis convencional con capacidad para tratar 10000 m³ de agua de mar por día requiere una inversión de USD 39 millones (Nthunya et al., 2022). Los costos más representativos en electrodiálisis se asocian a las membranas (644 \$/m²) los electrodos (2465 \$/m²) y las bombas (1044 \$/L) (Dhanasekaran et al., 2025), lo que indica que un menor caudal reduce los costos asociados al sistema de bombeo. En cuanto al consumo energético, la literatura reporta que plantas de electrodiálisis de mediana escala (100-500 m³/d) presentan un consumo energético

110% superior que plantas gran escala ($10000 \text{ m}^3/\text{d}$) (Nthunya et al., 2022). Mientras que la literatura reporta que pozos de petróleo maduros suelen presentar corte de agua de alrededor del 90% (Brandt, 2011), donde por cada barril de petróleo se producen 10 de agua. Asumiendo una producción de 100 barriles de crudo por día, y que el volumen de agua inyectada sea igual al volumen de agua producida, un pozo petrolero maduro de estas características puede requerir 160 m^3 de fluido de inyección por día. Esta estimación apunta a que una planta de mediana escala podría producir suficiente agua para un pozo petrolero con corte de agua del 90% y una producción de 1000 barriles de petróleo al día. Con estos datos, aunque una planta de mediana duplica el consumo energético de una planta de gran escala, presenta una reducción de inversión en caudal de bombeo instalado de más 98% (instalar un caudal de operación de $160 \text{ m}^3/\text{d}$ implica un ahorro de \$118916.16 contra un caudal de $10000 \text{ m}^3/\text{d}$), lo que podría ofrecer un mejor balance entre CAPEX/OPEX.

Una vez definidas las dimensiones de la planta, se analizaron los parámetros asociados con el tipo de agua. Bajo las mismas condiciones operativas (tamaño del stack, caudal, electrodos y membranas) el agua dulce presentó el menor consumo energético entre los tres tipos de agua evaluados (1.02 kWh/kg CO_2) y una cinética de acidificación intermedia (0.14 UpH/min). Pero su disponibilidad limitada podría representar un problema al momento de escalar el sistema, especialmente en regiones con estrés hídrico y regulaciones estrictas sobre el uso del agua dulce en procesos industriales. Por ejemplo, entre 2020 y 2023 se registraron sequías severas y prolongadas en Sudamérica, y donde la energía hidroeléctrica representa el 45% de la generación energética, lo que resalta la importancia de preservar el agua dulce para usos prioritarios (Hartinger et al., 2024). Por otra parte, el agua subterránea mostró un consumo energético intermedio (1.23 kWh/kg CO_2) y la cinética más lenta entre los tres tipos de agua (0.07 UpH/min). Lo que provoca que, en un tiempo establecido, una planta de BPMED operando con agua subterránea produzca sólo el 15% de agua acidificada que produciría con agua de mar.

Para alcanzar el mismo volumen de producción que el agua de mar en el mismo tiempo, se necesitarían 7 plantas de iguales dimensiones, lo que incrementaría un 600% más de inversión inicial (CAPEX). Finalmente, el agua de mar obtuvo el mayor consumo energético (1.86 kWh/kg CO₂), pero también la cinética de acidificación más rápida (0.34 UpH/min), lo que permite tratar un mayor volumen de agua con una sola planta. Además, el agua de mar es un recurso abundante y disponible para su uso yacimientos tanto costeros como offshore debido a su cercanía con la costa, lo que minimiza los costos de transporte o bombeo del agua desde el mar hacia el yacimiento. De modo que, el agua de mar presenta el mejor balance entre disponibilidad del recurso y cinética de extracción de CO₂, ya que es un recurso abundante y es posible producir una mayor cantidad de agua acidificada en menos tiempo. Además, un estudio de Ayauca et al. (2023) realizado en el Campo Ancón de la costa ecuatoriana reportó la CE del agua de formación en 28.78 mS/cm, valor que se encuentra más cercano a la CE del agua de mar utilizada en este estudio (51.2 mS/cm) que al agua subterránea (5.4 mS/cm). La similitud en la conductividad eléctrica del agua de formación respecto al agua de mar podría causar que ambos tipos de agua presenten un comportamiento parecido dentro del proceso de BPMED, lo que supone una ventaja adicional al tratamiento permitiendo utilizar el agua de formación acidificada como fluido de inyección.

3.1.6 Transporte de Iones en el proceso de BPMED

Con el fin de evaluar la migración iónica durante el proceso de BPMED, se determinaron las concentraciones promedio de los iones Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ y Na⁺, Cl⁻ y SO₄²⁻ en cada tipo de agua. Se utilizó el valor promedio ya que ni el voltaje aplicado ni la relación utilizada influyeron en la migración de estos iones. La Figura 3.5a-c muestra la variación en la composición hidroquímica del agua acidificada versus el agua sin tratar para: agua de mar, agua subterránea y agua dulce. Se observó que, tras el tratamiento con BPMED, la concentración de iones como el

Cl^- y Na^+ aumentan en el canal acidificado mientras que el K^+ y HCO_3^- disminuyen. Por ejemplo, en el agua de mar, la concentración de Cl^- y Na^+ incrementó un 13.6 % (17500 a 19877 mg/L) y 19.1 % (9480 a 11292 mg/L), respectivamente. Mientras que K^+ y HCO_3^- disminuyeron un 22.7 % (430 a 332 mg/L) y 58.7 % (140 a 57 mg/L) cada uno. En los experimentos con agua subterránea y agua dulce se observó la misma tendencia en con respecto al transporte de iones. Para entender estas tendencias de migración, es necesario considerar tanto la configuración de la celda de electrodiálisis como la perm-selectividad de las membranas utilizadas. Durante los experimentos se utilizó una configuración de celdas de tipo CEM- BPM - AEM - BPM - AEM - BPM - AEM - BPM - CEM. La BPM induce el water splitting que produce H^+ e OH^- , los cuales migran hacia los canales acidificado y basificado, respectivamente. Las AEM cumplen dos funciones principales, permiten el transporte de aniones desde el canal basificado hacia el acidificado, y al mismo tiempo restringen el flujo de los cationes en la dirección opuesta. Por su parte, las CEM en los extremos del sistema permiten la migración de cationes desde el acidificado hacia el basificado a través de la solución electrolítica.

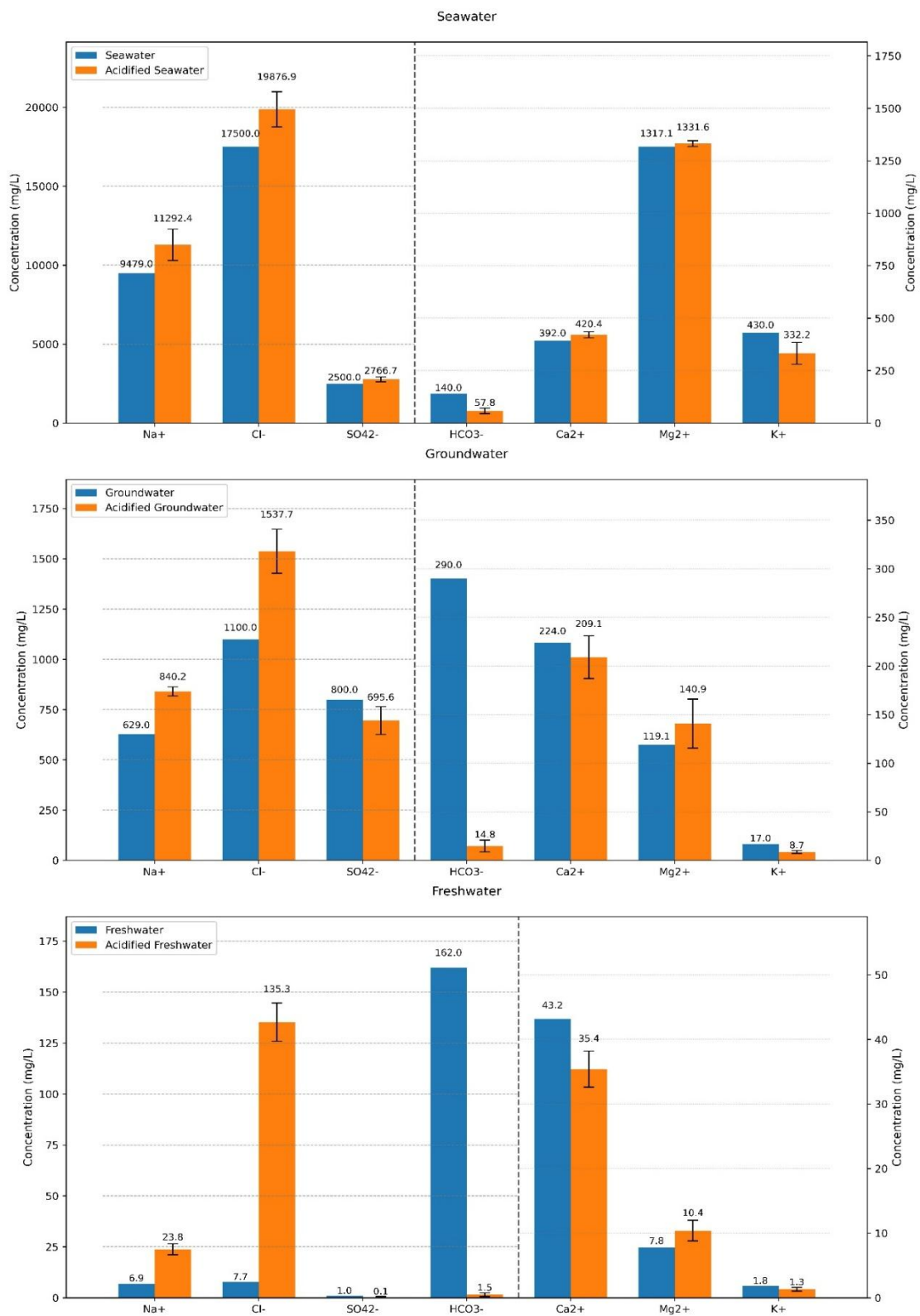
Con esta configuración, teóricamente se esperaría un aumento de aniones y una disminución de cationes en el acidificado debido a su migración hacia el canal basificado. En los tres tipos de agua de mar, agua subterránea y agua dulce, la concentración de Cl^- aumentó en el canal acidificado, lo cual concuerda con la tendencia esperada, mientras que la concentración de SO_4^{2-} permaneció inalterada. Una posible explicación está asociada a que la membrana tiene mayor afinidad por permitir la migración del Cl^- en lugar del SO_4^{2-} , esto puede deberse a que el SO_4^{2-} tiene un mayor radio de hidratación que el Cl^- (Harris & Lucy, 2020), lo que disminuye su movilidad en solución y por consiguiente su migración a través de la AEM. Un estudio de Filingeri et al. (2023), reportó los SO_4^{2-} se transportan un 75% más lento que los Cl^- a través de la AEM. En cuanto a los cationes, la desviación estándar de las mediciones de Ca^{2+} y Mg^{2+} demostraron que los cambios de concentración son despreciables en agua de mar y agua

subterránea. Mientras que en agua dulce se observó una disminución de Ca^{2+} , este fenómeno puede ser una respuesta del sistema para mantener la electroneutralidad (principio físico que exige que la suma total de cargas positivas y negativas en una solución sea igual, evitando acumulaciones netas de carga) de la solución debido al incremento del Na^+ de 7 a 24 mg/L.

Por otra parte, el K^+ disminuyó en todos los tipos de agua (agua de mar, agua subterránea y agua dulce) según lo esperado. Por ejemplo, en agua de mar la concentración de K^+ disminuyó de 430 a 332 mg/L, en agua subterránea de 17 a 8 mg/L y en agua dulce water de 1.8 a 1.3 mg/L, lo que confirma el transporte de K^+ fuera del canal acidificado. Mientras que, la concentración de Na^+ aumentó, contradiciendo la dirección de migración prevista según el campo eléctrico y la disposición de las membranas. Este fenómeno puede ocurrir por la necesidad de mantener la electroneutralidad en el sistema (Ding et al., 2025; Lee et al., 2024). y la propiedad de permselectividad de las membranas utilizadas <100 % e.g., 95 % (Fujifilm Manufacturing Europe B.V., 2022). Dentro del stack, el transporte de aniones (Cl^-) a través de las AEM genera un desequilibrio de cargas que induce la migración de cationes (Na^+) hacia el canal acidificado balanceando las cargas 64,65. De esta manera, la migración de Na^+ hacia el acidificado es una respuesta electroquímica natural para mantener la electroneutralidad del stack.

Figura 3.5

Variación de la composición hidroquímica del agua acidificada vs. agua natural en (a) agua de mar, (b) agua subterránea y (c) agua dulce.



3.1.7 Eficiencia del Proceso de acidificación con BPMED

Con el fin de estudiar la eficiencia del proceso de acidificación del proceso de electrodiálisis se realizó la medición del carbono inorgánico total (TIC) de todas las muestras antes y después del tratamiento. La Tabla 3.3 muestra el TIC inicial y final de todos los experimentos que alcanzaron el $\text{pH} \approx 4$ para analizar las mezclas en igualdad de condiciones. El TIC fue medido bajo condiciones normales de temperatura ($25\text{ }^{\circ}\text{C}$) y presión (1 atm). En los tres tipos de agua; agua de mar, agua dulce y agua subterránea se observó que el TIC del agua acidificada ($\text{pH} \approx 4$) disminuyó en más de un 90% respecto al TIC del agua sin tratar. Por ejemplo, el TIC promedio del agua de mar disminuyó de 28.1 a $1.0 \pm 0.2\text{ mg/L}$, en agua dulce descendió de 37.4 a $1.9 \pm 0.5\text{ mg/L}$ y en agua subterránea pasó de 62.0 a $5.0 \pm 1.0\text{ mg/L}$. La reducción de los niveles de TIC está asociada a la solubilidad del carbono en medios acuosos y el pH de la solución (Ahmad & Gersen, 2014; Ahmadi & Chapoy, 2018). Un estudio de Ahmad & Gersen (2014), encontró que existe una correlación inversa entre la solubilidad del CO_2 en agua y el pH. En entornos ácidos, el equilibrio del sistema carbonato-bicarbonato se desplaza hacia la formación de CO_2 disuelto, donde distintos autores indican que cuando la concentración de CO_2 (aq) excede la concentración en equilibrio con la presión parcial del CO_2 en la atmósfera, el excedente es liberado en forma gaseosa conforme a Ley de Henry (Ahmad & Gersen, 2014; Ahmadi & Chapoy, 2018; Hemmati-Sarapardeh et al., 2020; Mohammadian et al., 2023; Perazio et al., 2023). En este estudio los experimentos se realizaron en un sistema abierto a la atmósfera ($P = 1\text{ atm}$), por lo que la reducción de pH en el canal acidificado provocó la liberación de CO_2 de la solución hacia el ambiente, resultando en un proceso ineficiente. Sin embargo, un estudio previo afirma que la solubilidad del CO_2 en el agua aumenta al aumentar la presión (Hemmati-Sarapardeh et al., 2020), lo que podría aumentar la eficiencia del proceso.

Distintos autores han estudiado mecanismos de captura de CO_2 con sistemas de BPMED basándose en procesos de adsorción química con soluciones alcalinas (i.e., NaOH), donde el CO_2

es capturado desde una corriente de aire convirtiéndose en NaHCO_3 . Con la a adición de H^+ de la BPM se produce Na^+ con H_2O en solución y se libera CO_2 (g) (Bui et al., 2023; Khoiruddin et al., 2024; Valluri & Kawatra, 2021). Donde la eficiencia de captura de CO_2 del proceso se sitúa entre el 40 y el 60 % (Luo et al., 2022), utilizando, en algunos casos membranas contactor para facilitar la separación de CO_2 gaseoso de la fase líquida y aumentar la eficiencia (Jiang et al., 2017). Por otra parte, un estudio de Eisaman et al. (2011), reportó que aumentar la presión del sistema a 10 atm evitó la formación de burbujas y la liberación de CO_2 en condiciones de pH entre 2.5 y 2.8. Estos resultados en particular apuntan a en condiciones de alta presión el CO_2 puede mantenerse en solución, lo que es favorable en este estudio, ya que aumentaría la eficiencia del proceso almacenando más CO_2 en el agua.

Tabla 3.3

Concentración de TIC antes y después de tratamiento con BPMED en agua de mar, agua subterránea y agua dulce.

Voltaje	TIC [mg/L]								
	SW			FW			GW		
	1:6	1:7	1:8	1:6	1:7	1:8	1:6	1:7	1:8
Sin Tratamiento	28.01	28.01	28.01	37.36	37.36	37.36	62.0	62.0	62.0
6.50	0.96	0.91	0.87	2.30	2.48	1.86	6.22	6.76	5.40
6.25	0.87	0.98	1.18	2.44	2.56	1.54	5.15	5.54	5.97
6.00	3.45*	0.80	0.95	2.53	2.62	1.47	4.62	6.15	5.06
5.75	4.68*	0.90	0.92	2.52	1.81	1.36	4.60	5.89	5.82
5.50	4.03*	3.64*	1.54	1.71	2.57	1.44	3.34	4.76	5.56
5.25	3.74*	2.29*	3.44*	1.79	1.40	1.63	4.53	4.57	4.60
5.00	3.91*	3.64*	4.25*	1.84	1.42	1.11	3.64	3.98	3.04

Nota. SW= agua de mar, GW= agua subterránea y FW= agua dulce. La concentración de TIC de los casos donde el pH > 4* también se muestran.

Este estudio se enfocó en mantener el CO_2 disuelto en solución para evaluar el potencial del fluido generado en el recobro mejorado de petróleo. Para estimar cuanto del TIC medido se encuentra en forma de H_2CO_3 se utilizó el pH final de cada muestra de agua junto con la EQ (2

), derivada de la ecuación de Henderson-Hasselbalch. En agua de mar se encontró que los casos que no llegaron a $\text{pH} \approx 4$ mostraron una mayor concentración de H_2CO_3 versus los que sí alcanzaron el pH objetivo. Por ejemplo, los casos que no alcanzaron $\text{pH} \approx 4$ presentaron una concentración promedio de H_2CO_3 de 3.7 ± 0.6 mg/L mientras que los casos que sí llegaron a $\text{pH} \approx 4$ se estimó una concentración de 1.0 ± 0.2 mg/L. Por otra parte, en agua subterránea y agua dulce (donde todas las muestras lograron el $\text{pH} \approx 4$) la concentración de H_2CO_3 estimada fue de 5.0 ± 1.0 mg/L y 1.9 ± 0.5 mg/L, respectivamente. Esto sugiere que, bajo condiciones atmosféricas, una porción limitada del CO_2 capturado permanece disuelto como H_2CO_3 , independientemente del tipo de agua o del pH final alcanzado. En este sentido, si bien alcanzar un $\text{pH} \approx 4$ lograría concentrar alrededor del 99.9 % del carbono en H_2CO_3 , la liberación del CO_2 gaseoso durante el proceso provoca que se pierda hasta el 90% de TIC inicial, lo que disminuye la eficiencia general del proceso. Esto refuerza la idea de que operar el sistema bajo presión podría mejorar la retención de CO_2 disuelto (Hemmati-Sarapardeh et al., 2020), lo que se asocia con un mejor desempeño en aplicaciones de recobro mejorado de petróleo (K. Chen et al., 2024; Dalal Isfehiani et al., 2024; Dang et al., 2025; Qian et al., 2025; Rahimi et al., 2020).

3.2 Experimentos de Flotación

3.2.1 Influencia del Agua Acidificada en el Recobro Mejorado de Petróleo

El proceso de BPMED genera como resultado agua acidificada, una solución con propiedades hidroquímicas distintas al agua antes del tratamiento. Estas propiedades podrían mejorar la mojabilidad en reservorios de arenisca y favorecer el recobro de petróleo. Para evaluar esta hipótesis, se realizó ensayos de flotación utilizando tanto agua acidificada como agua sin tratar (control). Las muestras seleccionadas correspondieron a las condiciones de menor energía específica (EE) y mayor concentración de H_2CO_3 (H) para cada tipo de agua (agua de mar, agua subterránea y agua dulce) en ratios 1:6, 1:7 y 1:8. Cada muestra se codificó según el

tipo de agua, ratio y criterio de selección. La Tabla 3.4 muestra el porcentaje de recobro de cada muestra, así como la concentración de: H_2CO_3 , Ca^{2+} , Na^+ y Cl^- . Los resultados muestran que el agua acidificada mejora el recobro de petróleo, y que una mayor cantidad de H_2CO_3 logra aún más recobro que los casos de menor EE. Por ejemplo, en el agua de mar ratio 1:6 la muestra con mayor concentración de H_2CO_3 (SW16H) alcanzó un recobro del 96.64% superando a la muestra de menor EE (SW16E) y el control (SWC), las cuales presentaron recobros del 94.59 y 90.86% respectivamente. Una tendencia similar se observó en todos los ratios y tipos de agua. En agua subterránea y agua dulce las muestras con mayor concentración de H_2CO_3 presentaron una mejora en el recobro de crudo de hasta 6.08 y 6.56% ante las muestras de control. Lo que confirma que el agua acidificada producida por la BPMED mejora la remoción de crudo en areniscas.

Tabla 3.4

Porcentaje de recobro de crudo tras los experimentos de flotación en los experimentos de: agua de mar, agua subterránea y agua dulce antes y después del tratamiento con BPMED.

Código	EE	H_2CO_3	Ca^{2+}	Na^+	Cl^-	Recobro	STD
SWC	-	-	392	9479	17500	90.86%	1.68%
SW16EE	1.02	3.74	424	10671	19500	94.59%	0.57%
SW16H	1.13	4.68	440	10787	19800	96.64%	1.84%
SW17EE	1.30	3.33	400	13000	20613	94.50%	0.53%
SW17H	1.35	3.63	416	10330	18598	95.57%	3.22%
SW18	1.26	4.25	424	11800	21095	93.42%	4.83%
GWC	-	-	224	629	1100	92.20%	2.31%
GW16EE	1.23	3.61	192	895	1779	92.66%	4.10%
GW16H	1.50	6.17	200	807	1512	97.22%	0.71%
GW17EE	1.25	3.95	204	832	1620	95.47%	3.34%
GW17H	1.51	6.71	216	831	1432	97.85%	2.58%
GW18EE	1.40	5.77	216	832	1446	95.05%	1.32%
GW18H	1.50	5.92	176	831	1443	98.28%	0.85%

FWC	-	-	43	7	8	92.12%	1.42%
FW16EE	1.12	1.41	36	27	130	95.45%	1.05%
FW16H	1.39	2.52	36	25	149	96.83%	2.14%
FW17EE	1.02	1.41	36	27	150	94.21%	3.48%
FW17H	1.38	2.61	36	25	136	98.68%	1.56%
FW18EE	1.07	1.10	32	27	140	95.85%	0.28%
FW18H	1.59	1.85	36	19	120	97.09%	0.98%

Nota. SW= agua de mar, GW= agua subterránea y FW= agua dulce; mientras que C hace

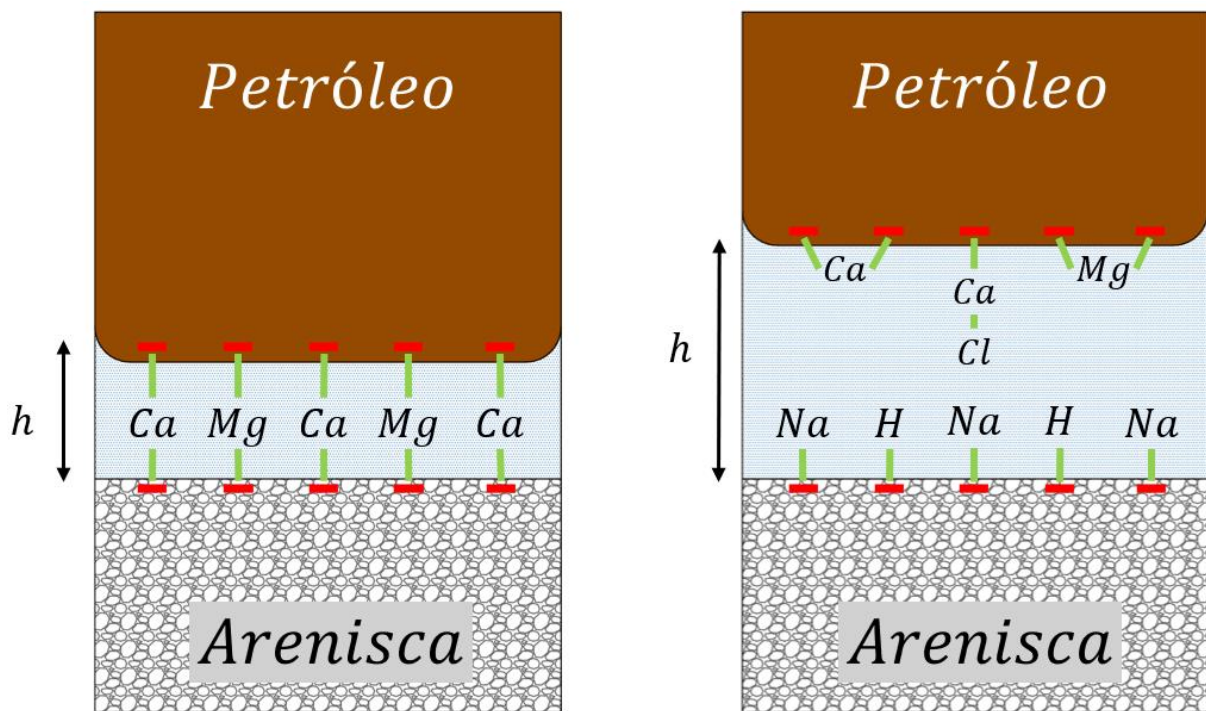
referencia a la muestra de control. La EE se expresa en kWh/kg CO₂ y las concentraciones están dadas en mg/L.

Teniendo en cuenta que el tratamiento con BPMED modificó la química del agua de manera similar tanto en agua de mar, agua subterránea y agua dulce; el aumento del porcentaje de recobro en el agua acidificada puede estar asociado a los mecanismos de adsorción entre la arenisca y los compuestos polares del petróleo. Cuando se experimentó con las muestras de control, la arenisca, caracterizada por su carga superficial negativa, interactuó con los grupos carboxílicos del petróleo (con carga negativa) mediante la formación de puentes iónicos con cationes divalentes como Ca²⁺ y en menor medida Mg²⁺ (Rezaeidoust et al., 2009). Este escenario se expone en la Figura 3.6 (a), donde los cationes están disueltos en una película acuosa con un espesor (h) entre el crudo y la roca, y son parte de una doble capa eléctrica (moléculas de agua ordenadas y iones que neutralizan cualquier carga en la superficie de la roca) cuando un fluido contacta directamente la superficie de una roca (Sohal et al., 2016). De los iones presentes en la doble capa eléctrica, cationes multivalentes (e.g. Ca²⁺ y Mg²⁺) facilitan la formación de puentes catiónicos entre la superficie de la roca y oil-wet organic acids (R-COO⁻), lo cual intensifica la atracción electrostática en la interfaz petróleo-arenisca. Esta interacción favorece una mojabilidad oleofílica, dificultando la liberación y movilidad del crudo (Mino et al., 2025). En contraste, el uso de agua acidificada modificó el mecanismo de adsorción de crudo debido a los cambios en la composición hidroquímica del agua. En este estudio se observó un

aumento de Na^+ y Cl^- en las muestras de agua subterránea y agua dulce. La menor conductividad eléctrica (5.4 y 0.4 mS/cm para agua subterránea y agua dulce) y el aumento de cationes monovalentes (Na^+ y Cl^-) pudo aumentar el espesor de la doble capa eléctrica. Esto como consecuencia, disminuyó la formación de puentes iónicos entre el petróleo y la roca debido a una menor fuerza de adhesión entre el crudo y la roca, lo cual pudo facilitar el desprendimiento de crudo como se muestra en la Figura 3.6 (b) (Rezaeidoust et al., 2009; X. Wang et al., 2024).

Figura 3.6

Mecanismo de adsorción de crudo en arenisca: comparación entre (a) agua natural y (b) agua acidificada



Dada la elevada salinidad del agua de mar acidificada, y en especial el alto contenido de iones divalentes (Ca^{2+} Mg^{2+}) el espesor de la doble capa eléctrica es menor, lo que provoca una mayor adsorción del crudo a la roca. Por consecuencia, es posible que el mecanismo de liberación de crudo sea distinto y pueda atribuirse principalmente a la interacción del petróleo con el CO_2 disuelto en el agua. Distintos autores afirman que el agua carbonatada (agua

acidificada) reduce la tensión interfacial IFT entre petróleo (K. Chen et al., 2024; Dalal Isfehiani et al., 2024; Dang et al., 2025; Qian et al., 2025; Rahimi et al., 2020), y el agua debido a que el CO₂ interactúa con los compuestos polares del petróleo (como asfaltenos y resinas), facilitando su reorientación y acumulación en la interfaz. Esta reorganización reduce la energía superficial requerida para mantener ambas fases separadas. Rahimi et al. reportó que con presión de 6.89 MPa y temperatura de 80 °C la tensión interfacial IFT entre el agua de mar carbonata y el crudo disminuyó un 35% respecto al agua de mar sin CO₂ (Rahimi et al., 2020). Además, dado que el CO₂ es más soluble en el petróleo que en agua (K. Chen et al., 2024; Dang et al., 2025; Qian et al., 2025), se produce una migración del CO₂ por diferencia de concentración desde la fase acuosa a la fase oleosa (Dalal Isfehiani et al., 2024). Esta migración causa que el crudo se hinche (oil swelling), aumentando su volumen, disminuyendo su viscosidad y mejora su movilidad (K. Chen et al., 2024; Dang et al., 2025; Qian et al., 2025). Por otra parte, los H⁺ disueltos en el agua acidificada también compiten por los compuestos polares del petróleo (e. i., asfaltenos) evitando su adsorción con la superficie de la roca desplazando compuestos polares del petróleo y reduciendo su fijación al medio poroso (K. Chen et al., 2024; Dalal Isfehiani et al., 2024). La combinación de estos mecanismos podría explicar el mayor porcentaje de liberación de crudo al utilizar agua de mar acidificada respecto al agua de mar sin acidificar.

En el contexto de la industria petrolera ecuatoriana, estos resultados adquieren especial importancia, ya que la inyección de agua acidificada producida mediante BPMED podría constituir una estrategia de recobro mejorado viable en campos maduros del oriente del país, donde la eficiencia de producción ha disminuido progresivamente (Muriel D, 2024). La posibilidad de modificar localmente el agua disponible (agua de formación) para potenciar la liberación de crudo sin necesidad de aditivos externos ofrece una alternativa más sostenible y competitiva, capaz de extender la vida útil de los yacimientos y optimizar el aprovechamiento de recursos dentro de un escenario de transición energética.

3.3 Experimentos de Mini FluidFlow

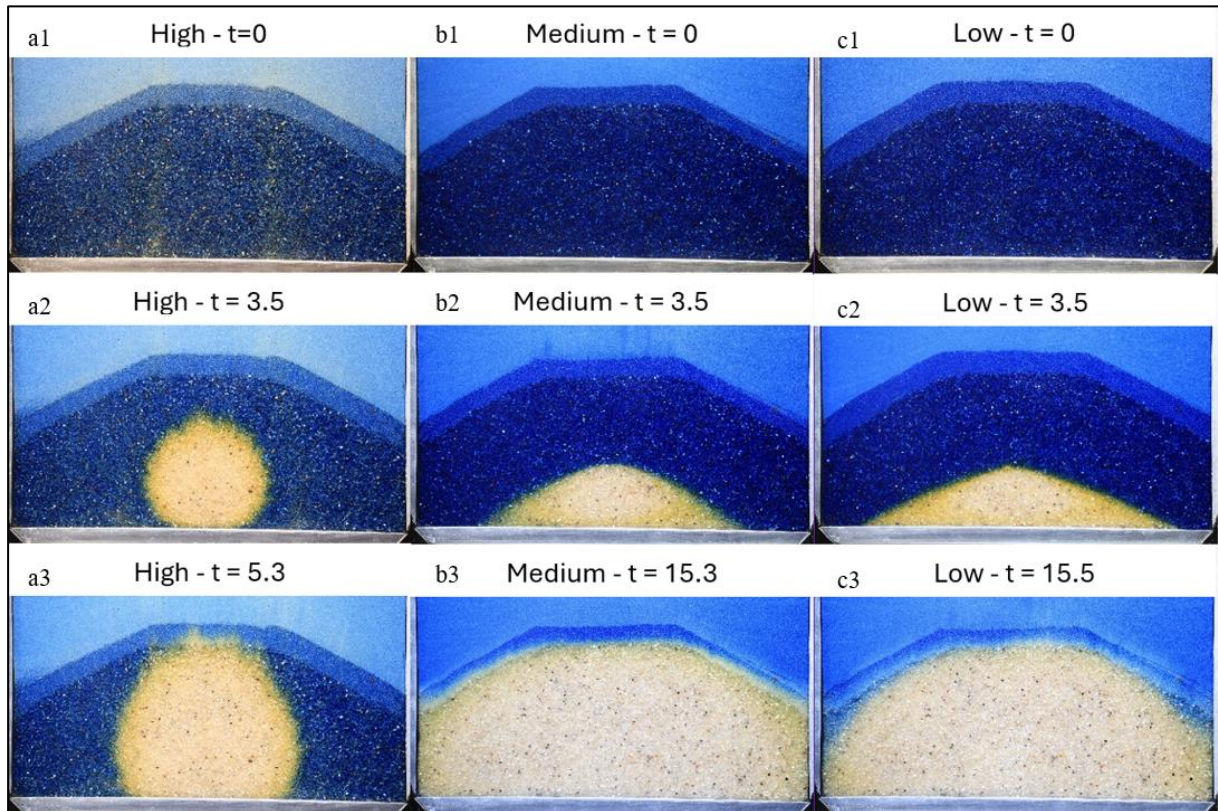
3.3.1 Análisis del Desplazamiento y Potencial de Almacenamiento de Agua Acidificada en Medios Porosos.

Tras confirmar que el agua acidificada mejora el recobro de petróleo en ensayos de flotación, se evaluó su desempeño como fluido de inyección utilizando la tecnología FluidFlow, que permite visualizar el desplazamiento de fluidos en medios. El objetivo fue identificar cómo varía el patrón de desplazamiento del agua acidificada en función de la salinidad del reservorio, y determinar los gradientes de salinidad que favorecen un barrido más eficiente. Además, se exploró el potencial de almacenamiento de CO₂ disuelto bajo tierra. Para los experimentos se utilizó agua de mar acidificada como fluido de inyección y se evaluó en medios porosos con tres niveles de salinidad: alta (51.5 mS/cm), media (4.67 mS/cm) y baja (0.69 mS/cm). La Figura 3.7 muestra la evolución temporal de la inyección de agua acidificada en medios porosos con (a) alta salinidad, (b) media salinidad y (c) baja salinidad. Los resultados mostraron que un mayor gradiente de salinidad entre el agua de formación y el fluido de inyección mejora el barrido dentro del medio poroso. Por ejemplo, en la Figura 3.7a con un medio de alta salinidad y gradiente mínimo, el frente de inyección fue radial y simétrico, alcanzando la trampa estructural en 5.3 minutos con un volumen de 50 ml, pero sin cubrir completamente el yacimiento. En contraste, en medios porosos de media y baja salinidad (Figura 3.7b y Figura 3.7c), con mayor gradiente de salinidad, el frente de inyección adoptó una forma de domo, con una distribución homogénea y un barrido completo del yacimiento. El volumen inyectado fue significativamente mayor, de 153 ml y 155 ml, respectivamente. Representando un incremento superior al 200% respecto al caso de alta salinidad en los reservorios de media y baja salinidad. Una posible explicación a este fenómeno está ligada al gradiente de salinidad entre el fluido de inyección y la salinidad del medio. Diversos estudios han demostrado que el gradiente

de salinidad entre ambas soluciones puede influir en la eficiencia del barrido. Por ejemplo, Zhuang et al. (2021) afirma que en condiciones de bajo gradiente (alta salinidad), las fuerzas viscosas dominan sobre los efectos químicos, resultando en un flujo radial y simétrico sin direcciones preferenciales (Figura 3.7 a1-a3). Por el contrario, cuando existe un gradiente alto de salinidad (media y baja salinidad), se tiende a generar un frente de inyección menos simétrico, pero con mayor cobertura y ofreciendo un mejor barrido del reservorio (Figura 3.7 b1-b3 y c1-c3) (Zhuang et al., 2021). Así, la presencia de gradientes de salinidad favorece tanto el barrido más uniforme del medio poroso, optimizando el desempeño del fluido de inyección en procesos de recuperación mejorada.

Figura 3.7

Evolución del frente de inyección de agua de mar acidificada en reservorios con alta salinidad, media salinidad y baja salinidad.



Capítulo 4

4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

4.1 Conclusiones

En función de los resultados de los estudios realizados, se identificaron tendencias claras respecto a la eficiencia del sistema BPMED en el desplazamiento del equilibrio del carbono hacia la formación de H_2CO_3 , los factores que condicionan la cinética de acidificación y su aplicabilidad en procesos de recobro mejorado de petróleo.

- El proceso con BPMED demostró ser capaz de concentrar el 90 a 99.9% de CO_2 en forma de H_2CO_3 en los tres tipos de agua estudiados (agua de mar, agua subterránea y agua dulce). Donde la aplicación de un mayor voltaje incrementó la cinética de acidificación en agua de mar, subterránea y dulce hasta en un 260, 357 y 200 %, respectivamente. Mientras que un mayor ratio aumentó el consumo energético del proceso, incrementando en agua de mar, agua subterránea y agua dulce. Por consecuencia, los parámetros de funcionamiento que proporcionan un mejor balance entre cinética y consumo energético son un voltaje de 6.50 V y ratio 1:6, y el mejor rendimiento se obtuvo con agua de mar, que presentó una tasa de acidificación de 0.65 UpH/min y un consumo energético de 2.00 kWh/kg CO_2 . Estos valores son competitivos en el mercado y destacan la importancia de seguir desarrollando la tecnología de BPMED con miras a la optimización de procesos y contribuyendo a la reducción de la huella de carbono.
- Desde el punto de vista hidroquímico, la alta salinidad del agua de mar (51.2 mS/cm) resultó en una mayor cinética al permitir un mayor flujo de portadores de carga dentro del sistema de BPMED. Por otra parte, la alta concentración de HCO_3^- en el agua subterránea (290 mg/L) respecto al agua dulce (162 mg/L) intensificó el efecto tampón de la solución acidificada, lo que disminuyó la

cinética. En síntesis, una mayor salinidad aumenta la cinética de acidificación, pero una alta concentración de bicarbonatos retrasa el proceso. Estos resultados representan un aporte novedoso para la academia al permitir comprender la interacción entre salinidad, especies carbonatadas y eficiencia de acidificación utilizando BPMED.

- El agua acidificada obtenida mediante BPMED demostró ser un recurso de alto valor en aplicaciones de recobro mejorado de petróleo. La presencia de CO_2 disuelto en el agua acidificada, ya sea de mar, subterránea o agua dulce, mejoró significativamente la recuperación de petróleo en formaciones de arenisca, incrementando en el porcentaje de recobro de hasta 6.6 % respecto al agua sin tratar. Este incremento representaría una mejora sustancial en el proceso de producción de crudo permitiendo aprovechar mejor los recursos del yacimiento sin la necesidad de perforar nuevos pozos.
- El gradiente de salinidad entre el fluido inyectado (agua acidificada) y el medio poroso (agua de formación) afecta directamente la eficiencia del barrido. En medios con baja y media salinidad (alto gradiente) se observó un frente de inyección en forma de domo con distribución homogénea a lo largo del reservorio, favoreciendo la movilización uniforme del crudo atrapado e incrementando aún más el recobro. Además, bajo un alto gradiente de salinidad, se almacena un 200% más de CO_2 en comparación con un bajo gradiente de salinidad. Favoreciendo la transición a procesos de extracción de crudo más eficientes y sostenibles reduciendo la huella de carbono.

4.2 Recomendaciones

Con base en los resultados obtenidos y considerando las limitaciones de este estudio, se identifican aspectos técnicos y experimentales que deben ser explorados en futuras investigaciones para fortalecer el desarrollo de la tecnología BPMED para el desplazamiento de carbono a H_2CO_3 y la aplicación del agua acidificada en procesos de recobro mejorado de petróleo. A continuación, se presentan las principales recomendaciones:

- Evaluar configuraciones presurizadas en el sistema de BPMED con el fin de evitar la liberación de CO_2 a la atmósfera. En este trabajo se evidenció bajo condiciones de presión ambiental se produjo la liberación de hasta un 90% del CO_2 de regreso a la atmósfera, lo cual representa una limitación clave.
- Estudiar la eficiencia del recobro de crudo con aguas edificada en sistemas presurizados para cuantificar el efecto de una mayor concentración de CO_2 disuelto en la mejora de recuperación.
- Analizar el comportamiento del agua se edificada en formaciones ricas en carbonatos las cuales no fueron consideradas en este proyecto a fin de comparar los mecanismos de interacción con los observados en areniscas.
- Proponer experimentos de inyección en medios porosos con un gradiente inverso de salinidad es decir empleando un fluido de inyección con menor salinidad que la del reservorio para determinar los efectos sobre el perfil de inyección y la eficiencia del barrido.

5. REFERENCIAS

- Ahmad, M., & Gersen, S. (2014). Water Solubility in CO₂ Mixtures: Experimental and Modelling Investigation. *Energy Procedia*, 63, 2402–2411.
<https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.11.263>
- Ahmadi, P., & Chapoy, A. (2018). CO₂ Solubility in Formation Water Under Sequestration Conditions. *Fluid Phase Equilibria*, 463, 80–90. <https://doi.org/10.1016/j.fluid.2018.02.002>
- Aliaskari, M., Wezstein, J., Saravia, F., & Horn, H. (2024). A systematic analysis of operating parameters for CO₂ capture from seawater by Bipolar Membrane Electrodialysis (BPMED). *Separation and Purification Technology*, 339. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2024.126679>
- ASTM International. (2022a). *Specification for Woven Wire Test Sieve Cloth and Test Sieves*. ASTM International. <https://doi.org/10.1520/E0011-22>
- ASTM International. (2022b). *Test Method for API Gravity of Crude Petroleum and Petroleum Products (Hydrometer Method)*. ASTM International. <https://doi.org/10.1520/D0287-22>
- Ayauca, A., Goyburo, C., Medina, A., Mendez, J. I., Guerrero, A., Saltos, R., Valverde Armas, P., & Gutierrez, L. (2023). ADVANCED TREATMENT OF FORMATION WATERS FROM THE OIL INDUSTRY TO MITIGATE CORROSION. *Proceedings of the LACCEI International Multi-Conference for Engineering, Education and Technology, 2023-July*.
<https://doi.org/10.18687/LACCEI2023.1.1.1479>
- Bi, J., Chen, T., Xie, Y., Shen, R., Li, B., Sun, M., Guo, X., & Zhao, Y. (2024). Bipolar membrane electrodialysis integrated with in-situ CO₂ absorption for simulated seawater concentrate utilization, carbon storage and production of sodium carbonate. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 142, 21–32. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2023.11.014>
- Bolysbek, D., Uzbekaliyev, K., & Assilbekov, B. (2024). Rock Wettability Alteration Induced by the Injection of Various Fluids: A Review. *Applied Sciences*, 14(19), 8663.
<https://doi.org/10.3390/app14198663>

- Boulif, N., Evers, R., Driegen, J., Nawaz, A., Borneman, Z., & Nijmeijer, K. (2025). The acid-base flow battery: Tradeoffs between energy density, efficiency, and stability. *Applied Energy*, 383. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2025.125327>
- Bouramdane, A.-A. (2024). Multi-criteria evaluation of carbon capture technologies in steel, cement, petrochemical, and fertilizer industries: Insights for emerging and developed countries. *Science of The Total Environment*, 957, 177754. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177754>
- Brandt, A. R. (2011). Oil depletion and the energy efficiency of oil production: The case of California. *Sustainability*, 3(10), 1833–1854. <https://doi.org/10.3390/su3101833>
- Bui, J. C., Lucas, É., Lees, E. W., Liu, A. K., Atwater, H. A., Xiang, C., Bell, A. T., & Weber, A. Z. (2023). Analysis of bipolar membranes for electrochemical CO₂ capture from air and oceanwater. *Energy & Environmental Science*, 16(11), 5076–5095. <https://doi.org/10.1039/D3EE01606D>
- Cassaro, C., Virruso, G., Culcasi, A., Cipollina, A., Tamburini, A., & Micale, G. (2023). Electrodialysis with Bipolar Membranes for the Sustainable Production of Chemicals from Seawater Brines at Pilot Plant Scale. *ACS Sustainable Chemistry and Engineering*, 11(7), 2989–3000. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.2c06636>
- Chen, K., Zhang, J.-R., Xu, S.-Y., Yin, M.-Z., Zhang, Y., Zhao, Y.-C., & Song, Y.-C. (2024). Review of carbonated water injection as a promising technology to enhance oil recovery in the petroleum industry: Challenges and prospects. *Petroleum Science*, 21(6), 4100–4118. <https://doi.org/10.1016/j.petsci.2024.07.009>
- Chen, T., Zhao, Y., Zhao, Y., Xie, Y., Ji, Z., Guo, X., Zhao, Y., & Yuan, J. (2021). Competitive Ion Migration and Process Optimization of Carbon Sequestration and Seawater Decalcification in a Bipolar Electrodialysis Process. *ACS Sustainable Chemistry and Engineering*, 9(25), 8372–8382. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.0c09232>

- Culcasi, A., Gurreri, L., Cipollina, A., Tamburini, A., & Micale, G. (2022). A comprehensive multi-scale model for bipolar membrane electrodialysis (BMED). *Chemical Engineering Journal*, 437, 135317. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.135317>
- Culcasi, A., Gurreri, L., Micale, G., & Tamburini, A. (2021). Bipolar membrane reverse electrodialysis for the sustainable recovery of energy from pH gradients of industrial wastewater: Performance prediction by a validated process model. *Journal of Environmental Management*, 287. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112319>
- Dalal Isfehiani, Z., Fahimpour, J., Sharifi, M., Khalili, H., & Tayebi, M. S. (2024). Wettability alteration and IFT reduction during carbonated water injection; a critical investigation into the role of pH. *Journal of Petroleum Exploration and Production Technology*, 14(12), 3295–3310. <https://doi.org/10.1007/s13202-024-01871-y>
- Daněk, V. (2006). Electrical Conductivity. *Physico-Chemical Analysis of Molten Electrolytes*, 327–357. <https://doi.org/10.1016/B978-044452116-3/50009-X>
- Dang, F., Li, S., Feng, S., Li, S., Liu, L., & Su, L. (2025). Innovative soaking-enhanced carbonated water flooding for EOR and CO₂ storage. *Geoenergy Science and Engineering*, 252. <https://doi.org/10.1016/j.geoen.2025.213922>
- Dhanasekaran, J., Senanayake, P. S., Lugo, A., Xu, P., Walker, W. S., Wang, H., & Allu, S. (2025). Optimal design of power constrained bipolar membrane electrodialysis over a wide brine range. *Chemical Engineering Journal*, 517. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2025.163497>
- Digdaya, I. A., Sullivan, I., Lin, M., Han, L., Cheng, W. H., Atwater, H. A., & Xiang, C. (2020). A direct coupled electrochemical system for capture and conversion of CO₂ from oceanwater. *Nature Communications*, 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18232-y>
- Ding, D., Wang, J., Yaroshchuk, A., & Bruening, M. L. (2025). Selective concentration of multivalent cations via electrodialysis through tandem membranes. *Journal of Membrane Science*, 725, 123992. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2025.123992>

- Eikehaug, K., Haugen, M., Folkvord, O., Benali, B., Bang Larsen, E., Tinkova, A., Rotevatn, A., Nordbotten, J. M., & Fernø, M. A. (2024). Engineering Meter-scale Porous Media Flow Experiments for Quantitative Studies of Geological Carbon Sequestration. *Transport in Porous Media*, 151(5), 1143–1167. <https://doi.org/10.1007/s11242-023-02025-0>
- Eisaman, M. D., Alvarado, L., Larner, D., Wang, P., Garg, B., & Littau, K. A. (2011). CO₂ separation using bipolar membrane electrodialysis. *Energy and Environmental Science*, 4(4), 1319–1328. <https://doi.org/10.1039/c0ee00303d>
- Fernø, M. A., Haugen, M., Eikehaug, K., Folkvord, O., Benali, B., Both, J. W., Storvik, E., Nixon, C. W., Gawthrope, R. L., & Nordbotten, J. M. (2024). Room-Scale CO₂ Injections in a Physical Reservoir Model with Faults. *Transport in Porous Media*, 151(5), 913–937. <https://doi.org/10.1007/s11242-023-02013-4>
- Filingeri, A., Lopez, J., Culcasi, A., Leon, T., Tamburini, A., Luis Cortina, J., Micale, G., & Cipollina, A. (2023). In-depth insights on multi-ionic transport in Electrodialysis with bipolar membrane systems. *Chemical Engineering Journal*, 468. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.143673>
- Fujifilm Manufacturing Europe B.V. (2022). *Fujifilm Ion Exchange Membranes Brochure*. www.fujifilm.com
- GAD de Chanduy. (2020). *Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial de la Parroquia Chanduy*.
- Ghalamizade Elyaderani, S. M., Saeedi Dehaghani, A. H., & Mohammadi Nasab, F. (2025). Effects of acidic low-salinity brines on micro-dispersion formation, wettability alteration, and polar oil component dissociation in carbonate reservoirs. *Journal of Molecular Liquids*, 424, 127022. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2025.127022>

Hach Company. (2016). *Calcium Hardness, Titration with EDTA Method (0 to 25,000 mg/L as CaCO_3)* - 8222.

<https://cdn.hach.com/7FYZVWYB/at/w9rcn84phf9s6q46bpk5wsfp/DOC3165301157.pdf>

Hach Company. (2017). *Alkalinity, Phenolphthalein and Total Alkalinity Method (0 to 5000 mg/L as CaCO_3)* - 8221.

https://cdn.brandfolder.io/7FYZVWYB/as/jvg7gp88j39hm6pwj5m9/Alkalinity_Buret_Titration_Method_8221_DOC3165301151.pdf

Hach Company. (2018a). *Chloride, Mercuric Thiocyanate Method (0.1 to 25.0 mg/L Cl^-)* - 8113.

<https://cdn.hach.com/7FYZVWYB/at/h7hb8688ffcfcr5n79h95v/DOC3165301017.pdf>

Hach Company. (2018b). *Potassium, Tetraphenylborate Method (0.1 to 7.0 mg/L K^+)* - 8049.

<https://cdn.hach.com/7FYZVWYB/at/478vcckktq85v3htxcbj727/DOC3165301127.pdf>

Hach Company. (2019). *Sulfate, USEPA SulfaVer 4 Method (2 to 70 mg/L SO_4^{2-})* - 8051.

Hach Company. (2021a). *pH, USEPA Electrode Method* - 8156.

Hach Company. (2021b). *Sodium, Direct ISE Method (10 to 1000 mg/L Na^+)* - 8322.

<https://cdn.hach.com/7FYZVWYB/at/j3ctg9f97xxf8t4m848hm3nj/DOC3165301240.pdf>

Hach Company. (2021c). *Total Hardness, Titration with EDTA Method (0 to 25,000 mg/L as CaCO_3)* - 8226.

https://cdn.hach.com/7FYZVWYB/at/v3tw7sw3w7t938sxzsp75h9/DOC3165301158_9ed.pdf

Harris, D. C., & Lucy, C. A. (2020). *Quantitative Chemical Analysis* (C. A. Lucy, Ed.; Tenth edition.). Macmillan International Higher Education.

Hartinger, S. M., Palmeiro-Silva, Y. K., Llerena-Cayo, C., Blanco-Villafuerte, L., Escobar, L. E., Diaz, A., Sarmiento, J. H., Lescano, A. G., Melo, O., Rojas-Rueda, D., Takahashi, B., Callaghan, M., Chesini, F., Dasgupta, S., Gil Posse, C., Gouveia, N., Martins De Carvalho, A., Miranda-Chacón, Z., Mohajeri, N., ... Romanello, M. (2024). The 2023 Latin America

report of the Lancet Countdown on health and climate change: the imperative for health-centred climate-resilient development Countdown. In *www.thelancet.com* (Vol. 33).

www.thelancet.com

Haugen, M., Saló-Salgado, L., Eikehaug, K., Benali, B., Both, J. W., Storvik, E., Folkvord, O., Juanes, R., Nordbotten, J. M., & Fernø, M. A. (2024). Physical Variability in Meter-Scale Laboratory CO₂ Injections in Faulted Geometries. *Transport in Porous Media*, 151(5), 1169–1197. <https://doi.org/10.1007/s11242-023-02047-8>

Hemmati-Sarapardeh, A., Amar, M. N., Soltanian, M. R., Dai, Z., & Zhang, X. (2020). Modeling CO₂ Solubility in Water at High Pressure and Temperature Conditions. *Energy & Fuels*, 34(4), 4761–4776. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.0c00114>

IEA. (2023). *CCUS Policies and Business Models - Building a Commercial Market*. IEA. <https://www.iea.org/reports/ccus-policies-and-business-models-building-a-commercial-market>

International Organization for Standardization (ISO). (2023). *Water quality - Sampling - Part 1: Guidance on the Design of Sampling Programmes and Sampling Techniques*.

Jiang, C., Zhang, Y., Feng, H., Wang, Q., Wang, Y., & Xu, T. (2017). Simultaneous CO₂ capture and amino acid production using bipolar membrane electrodialysis (BMED). *Journal of Membrane Science*, 542, 264–271. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2017.08.004>

Karunarathne, S., Andrenacci, S., Carranza-Abaid, A., Jayarathna, C., Maelum, M., Skagestad, R., & Aksel Haugen, H. (2025). Review on CO₂ removal from ocean with an emphasis on direct ocean capture (DOC) technologies. In *Separation and Purification Technology* (Vol. 353). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2024.128598>

Kashiri, R., Kalantariasl, A., Parsaei, R., & Zeinijahromi, A. (2021). Experimental Study of the Effect of Clay and Oil Polarity on Oil Recovery by Low Salinity Water Flooding Using

Glass Micromodel. *Natural Resources Research*, 30(5), 3695–3716.

<https://doi.org/10.1007/s11053-021-09877-7>

Katende, A., & Sagala, F. (2019). A critical review of low salinity water flooding: Mechanism, laboratory and field application. In *Journal of Molecular Liquids* (Vol. 278, pp. 627–649).

Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2019.01.037>

Khoiruddin, K., Wenten, I. G., & Siagian, U. W. R. (2024). Advancements in Bipolar Membrane Electrodialysis Techniques for Carbon Capture. In *Langmuir* (Vol. 40, Issue 18, pp. 9362–9384). American Chemical Society. <https://doi.org/10.1021/acs.langmuir.3c03873>

Kravtsov, V., Kulikova, I., Mikhaylin, S., & Bazinet, L. (2020). Alkalinization of acid whey by means of electrodialysis with bipolar membranes and analysis of induced membrane fouling. *Journal of Food Engineering*, 277. <https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2019.109891>

Lee, D.-G., Kim, H., Yang, S., Han, J.-H., Mok, Y. S., Jeong, N. J., & Choi, J. (2024). Water trapping inside anion exchange membranes during practical reverse electrodialysis applications. *Npj Clean Water*, 7(1), 87. <https://doi.org/10.1038/s41545-024-00381-y>

Luo, Y., Liu, Y., Shen, J., & Van der Bruggen, B. (2022). Application of Bipolar Membrane Electrodialysis in Environmental Protection and Resource Recovery: A Review. *Membranes*, 12(9), 829. <https://doi.org/10.3390/membranes12090829>

Mahboubi Fouladi, M., Hassani, K., Rostami, B., & Pourafshary, P. (2025). Experimental Studies of Low Salinity Water Flooding in Sandstone Porous Media: Effects of the Presence of Silica and Kaolinite. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 47(1), 3917–3933. <https://doi.org/10.1080/15567036.2020.1859019>

Martin, A., Becattini, V., Marieni, C., Kolbeinsdóttir, S., Mazzotti, M., & Gunatilake, T. (2025). Potential and challenges of underground CO₂ storage via in-situ mineralization in Switzerland. *Swiss Journal of Geosciences*, 118(1). <https://doi.org/10.1186/s00015-024-00473-4>

- Medina-Toala, A. N., Valverde-Armas, P. E., Mendez-Ruiz, J. I., Franco-González, K., Verdezoto-Intriago, S., Vitvar, T., & Gutiérrez, L. (2025). Brackish Water Desalination Using Electrodialysis: Influence of Operating Parameters on Energy Consumption and Scalability. *Membranes*, 15(8), 227. <https://doi.org/10.3390/membranes15080227>
- Mejía Cela, D. (2025). *Caracterización de muestras geológicas y su influencia en la capacidad de almacenamiento de CO2 en medios porosos a escala métrica*. Escuela Superior Politécnic del Litoral.
- Metz, B., Davidson, O., de Coninck, H. C., Loos, M., & Meyer, L. A. (2005). *IPCC Special Report on Carbon Dioxide Capture and Storage*. Cambridge University Press.
- Millero, F. J., Graham, T. B., Huang, F., Bustos-Serrano, H., & Pierrot, D. (2006). Dissociation constants of carbonic acid in seawater as a function of salinity and temperature. *Marine Chemistry*, 100(1–2), 80–94. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2005.12.001>
- Mino, B. G., Yuan, C., Sagirov, R. N., & Varfolomeev, M. A. (2025). Decoding smart water flooding: pH, ion composition, salinity, and aging dynamics in sandstone reservoir cores. *Journal of Molecular Liquids*, 423, 127007. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2025.127007>
- Mohammadian, E., Hadavimoghaddam, F., Kheirollahi, M., Jafari, M., Chenlu, X., & Liu, B. (2023). Probing Solubility and pH of CO₂ in aqueous solutions: Implications for CO₂ injection into oceans. *Journal of CO₂ Utilization*, 71, 102463. <https://doi.org/10.1016/j.jcou.2023.102463>
- Muriel D, J. (2024). *Boletín Analítico del Sector Petrolero - Tercer Trimestre 2024*. www.bce.ecSepermitelareproduccióndeestedocumentosiemprequesecitela fuente.
- Nthunya, L. N., Bopape, M. F., Mahlangu, O. T., Mamba, B. B., Van der Bruggen, B., Quist-Jensen, C. A., & Richards, H. (2022). Fouling, performance and cost analysis of membrane-based water desalination technologies: A critical review. *Journal of Environmental Management*, 301, 113922. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113922>

- Pärnamäe, R., Mareev, S., Nikonenko, V., Melnikov, S., Sheldeshov, N., Zabolotskii, V., Hamelers, H. V. M., & Tedesco, M. (2021). Bipolar membranes: A review on principles, latest developments, and applications. In *Journal of Membrane Science* (Vol. 617). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2020.118538>
- Parvazdavani, M., Khorsand Movaghar, M. R., & Mousavi Dehghani, S. A. (2022). Low salinity water flooding: Evaluating the effect of salinity on oil and water relative permeability curves using coupling of DLVO and geochemical reactions. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 215. <https://doi.org/10.1016/j.petrol.2022.110677>
- Perazio, A., Creissen, C. E., Rivera de la Cruz, J. G., Schreiber, M. W., & Fontecave, M. (2023). Acidic Electroreduction of CO₂ to Multi-Carbon Products with CO₂ Recovery and Recycling from Carbonate. *ACS Energy Letters*, 8(7), 2979–2985. <https://doi.org/10.1021/acsenenergylett.3c00901>
- Po, H. N., & Senozan, N. M. (2001). The Henderson-Hasselbalch Equation: Its History and Limitations. *Journal of Chemical Education*, 78(11), 1499. <https://doi.org/10.1021/ed078p1499>
- Qian, C., Rui, Z., Liu, Y., Zhou, K., Du, K., Zhao, Y., Zou, J., Song, K., & Li, X. (2025). Microfluidic investigation on microscopic flow and displacement behavior of CO₂ multiphase system for CCUS-EOR in heterogeneous porous media. *Chemical Engineering Journal*, 505. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.159135>
- Rahimi, A., Safari, M., Honarvar, B., Chabook, H., & Gholami, R. (2020). On time dependency of interfacial tension through low salinity carbonated water injection. *Fuel*, 280. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.118492>
- Rezaeidoust, A., Puntervold, T., Strand, S., & Austad, T. (2009). Smart water as wettability modifier in carbonate and sandstone: A discussion of similarities/differences in the

chemical mechanisms. *Energy and Fuels*, 23(9), 4479–4485.

<https://doi.org/10.1021/ef900185q>

Ruan, H., Wu, S., Chen, X., Zou, J., Liao, J., Cui, H., Dong, Y., Qiu, Y., & Shen, J. (2022).

Capturing CO₂ with NaOH solution from reject brine via an integrated technology based on bipolar membrane electrodialysis and hollow fiber membrane contactor. *Chemical Engineering Journal*, 450. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.138095>

Sabatino, F., Gazzani, M., Gallucci, F., & van Sint Annaland, M. (2022). Modeling,

Optimization, and Techno-Economic Analysis of Bipolar Membrane Electrodialysis for Direct Air Capture Processes. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 61(34), 12668–12679. <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.2c00889>

Saló-Salgado, L., Haugen, M., Eikehaug, K., Fernø, M., Nordbotten, J. M., & Juanes, R. (2024).

Direct Comparison of Numerical Simulations and Experiments of CO₂ Injection and Migration in Geologic Media: Value of Local Data and Forecasting Capability. *Transport in Porous Media*, 151(5), 1199–1240. <https://doi.org/10.1007/s11242-023-01972-y>

Sharifian, R., Boer, L., Wagterveld, R. M., & Vermaas, D. A. (2022). Oceanic carbon capture

through electrochemically induced in situ carbonate mineralization using bipolar membrane. *Chemical Engineering Journal*, 438. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.135326>

Shen, R., Zhang, S., Du, Y., Bi, J., Sun, M., Chen, T., Wang, S., Yuan, J., & Zhao, Y. (2024).

Construction of integrated model of bipolar membrane electrodialysis membrane process and gas absorption-ion reaction process. *Separation and Purification Technology*, 330. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2023.125331>

Sohal, M. A., Thyne, G., & Søgaaard, E. G. (2016). Novel Application of the Flotation Technique

To Measure the Wettability Changes by Ionically Modified Water for Improved Oil Recovery in Carbonates. *Energy & Fuels*, 30(8), 6306–6320.

<https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.6b01008>

- Strathmann, H., Krol, J. J., Rapp, H.-J., & Eigenberger, G. (1997). Limiting current density and water dissociation in bipolar membranes. *Journal of Membrane Science*, 125(1), 123–142. [https://doi.org/10.1016/S0376-7388\(96\)00185-8](https://doi.org/10.1016/S0376-7388(96)00185-8)
- Tang, H., Wang, X., Zhao, X., Dong, Y., Xu, B., & Wang, L. (2023). Ion migration characteristics during the bipolar membrane electrodialysis treatment of concentrated reverse osmosis brine. *Desalination*, 561. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2023.116660>
- Valluri, S., & Kawatra, S. K. (2021). Reduced reagent regeneration energy for CO₂ capture with bipolar membrane electrodialysis. *Fuel Processing Technology*, 213. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2020.106691>
- Wang, X., Wu, X., Shi, L., Ogaidi, A. R. S., Shan, X., Ye, Z., Qin, G., Liu, J., & Wu, B. (2024). Application of Low-Salinity Waterflooding in Heavy Oil Sandstone Reservoir: Oil Recovery Efficiency and Mechanistic Study. *ACS Omega*, 9(28), 30782–30793. <https://doi.org/10.1021/acsomega.4c03155>
- Wang, Y., Chen, K. S., Mishler, J., Cho, S. C., & Adroher, X. C. (2011). A review of polymer electrolyte membrane fuel cells: Technology, applications, and needs on fundamental research. *Applied Energy*, 88(4), 981–1007. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.09.030>
- Wu, J., Jiang, Z., Xie, H., Fan, J., Lou, Y., Liu, J., Chen, S., Liu, Y., & Ye, X. (2025). An innovative pH control strategy for alleviating membrane fouling in bipolar membrane electrodialysis during ultraviolet stabilizer production wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 362. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2025.131749>
- Zhang, J.-Z. (2000). The use of pH and buffer intensity to quantify the carbon cycle in the ocean. *Marine Chemistry*, 70(1–3), 121–131. [https://doi.org/10.1016/S0304-4203\(00\)00024-4](https://doi.org/10.1016/S0304-4203(00)00024-4)
- Zhuang, L., Raoof, A., Mahmoodlu, M. G., Biekart, S., de Witte, R., Badi, L., van Genuchten, M. T., & Lin, K. (2021). Unsaturated flow effects on solute transport in porous media. *Journal of Hydrology*, 598. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126301>

6. APÉNDICES

Apéndice A. Deducción de la Ecuación (2)

Para poder calcular el porcentaje de CO₂ que se encuentran en forma de H₂CO₃ en una muestra de agua en función del pH se utiliza la ecuación de Henderson-Hasselbalch, (Po & Senozan, 2001):

$$pH = pK_a + \log\left(\frac{[A^-]}{[HA]}\right)$$

La cual aplicada al H₂CO₃ toma la siguiente forma:

$$pH = pK_a + \log\left(\frac{[HCO_3^-]}{[H_2CO_3]}\right)$$

$$pH - pK_a = \log\left(\frac{[HCO_3^-]}{[H_2CO_3]}\right)$$

$$10^{(pH-pK_a)} = \frac{[HCO_3^-]}{[H_2CO_3]}$$

Además, la fracción de H₂CO₃ en solución se define como

$$\%H_2CO_3 = \frac{[H_2CO_3]}{[H_2CO_3] + [HCO_3^-]}$$

Multiplicando y dividiendo para [H₂CO₃]

$$\%H_2CO_3 = \frac{\frac{[H_2CO_3]}{[H_2CO_3]}}{\frac{[H_2CO_3]}{[H_2CO_3]} + \frac{[HCO_3^-]}{[H_2CO_3]}}$$

$$\%H_2CO_3 = \frac{1}{1 + \frac{[HCO_3^-]}{[H_2CO_3]}}$$

Sustituyendo:

$$\%H_2CO_3 = \frac{1}{1 + 10^{(pH-pK_a)}}$$

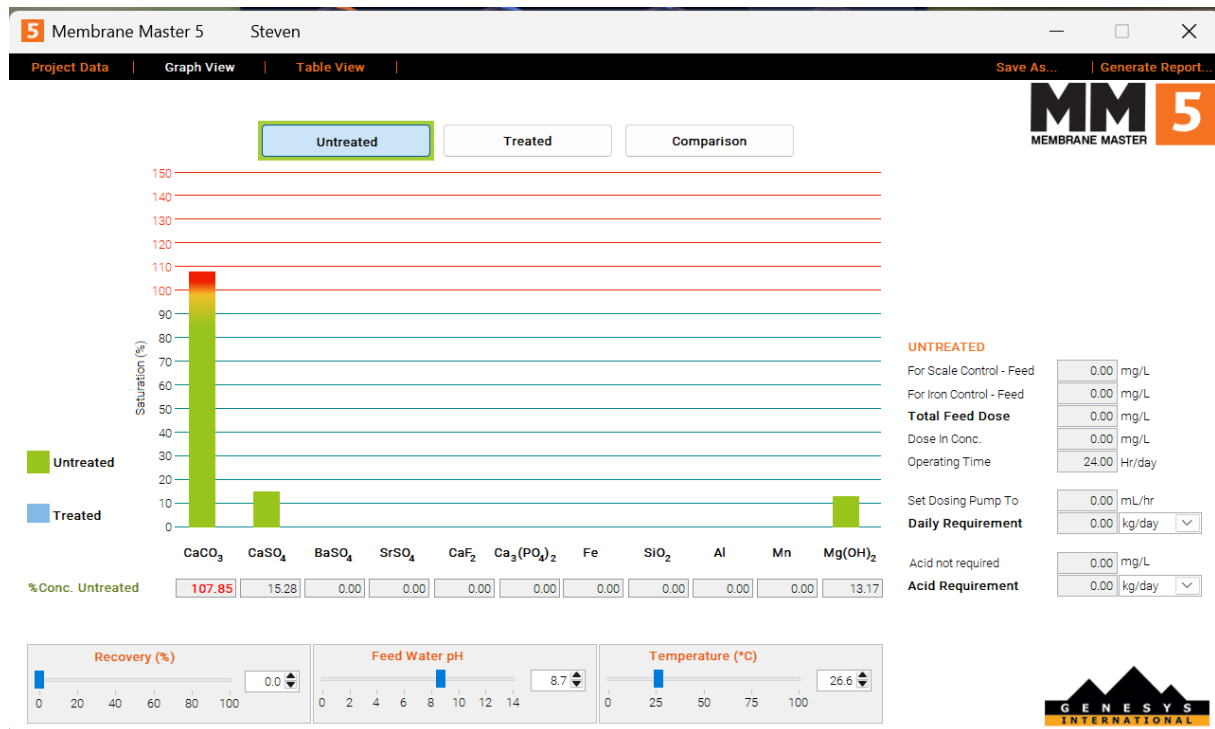
Apéndice B. Factores pKa para las muestras de agua

Para obtener los valores de pKa se utilizó los valores en función de la temperatura y la salinidad tabulados en la Tabla 4 de Millero et al. (2006). Para ello se utilizó la CE y un factor de 0.65 para estimar la salinidad, considerando una temperatura de 25° C.

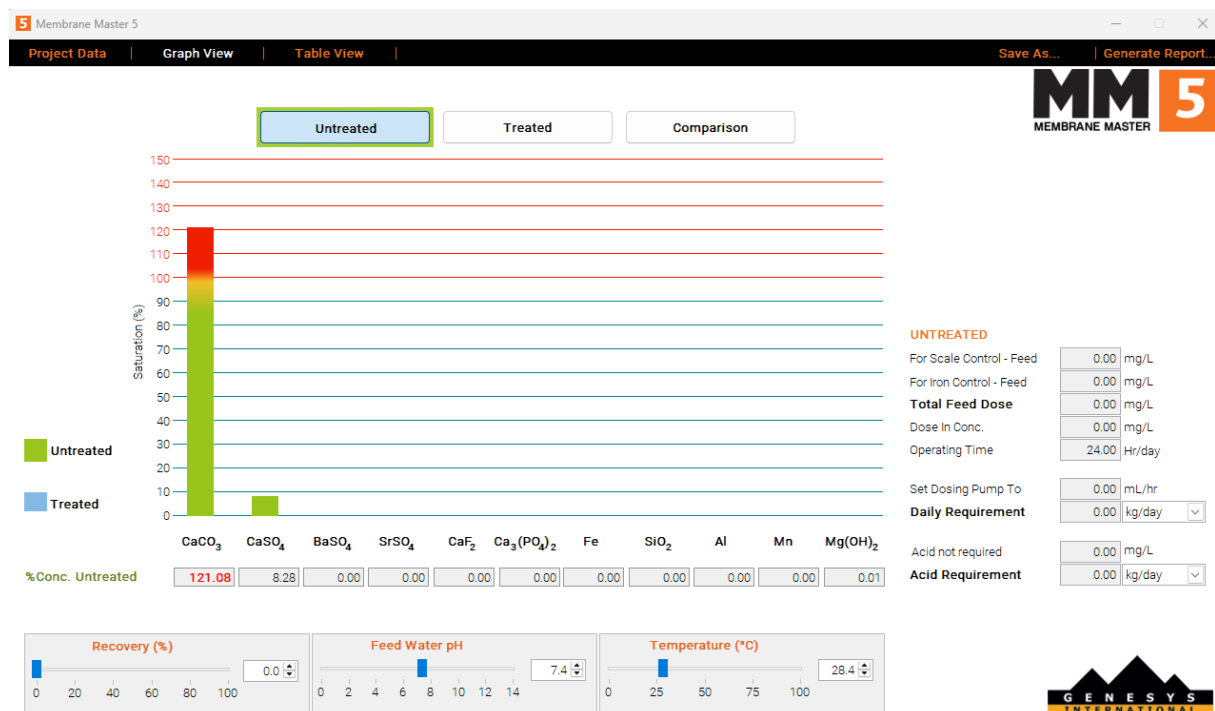
Table 4 (*continued*)

Temperature	<i>S</i>	pK ₁ [*]
20.2	43.061	5.856
20.2	43.061	5.857
20.0	47.219	5.858
25.2	2.217	6.148
25.3	2.868	6.134
25.0	4.213	6.086
25.0	4.213	6.095
25.0	5.007	6.064
25.1	5.940	6.050
25.1	6.217	6.059
25.1	12.015	5.980
25.1	12.015	5.980
25.2	13.847	5.951
25.2	13.847	5.951
25.0	14.742	5.950
25.0	14.742	5.950
25.1	16.488	5.934
25.1	16.488	5.934
25.0	16.996	5.930
25.0	16.996	5.931
25.0	16.996	5.939
25.0	16.996	5.935
25.0	18.545	5.917
25.2	18.545	5.918
25.1	19.079	5.917
25.1	19.079	5.916
25.0	21.147	5.905
25.0	21.147	5.907
25.0	21.147	5.907
25.0	21.147	5.906
25.1	24.097	5.888
25.2	24.097	5.887
25.0	27.713	5.869
25.0	27.713	5.869
25.0	27.713	5.869
25.0	27.713	5.869
25.0	30	5.858
25.0	30	5.857
25.0	30	5.858

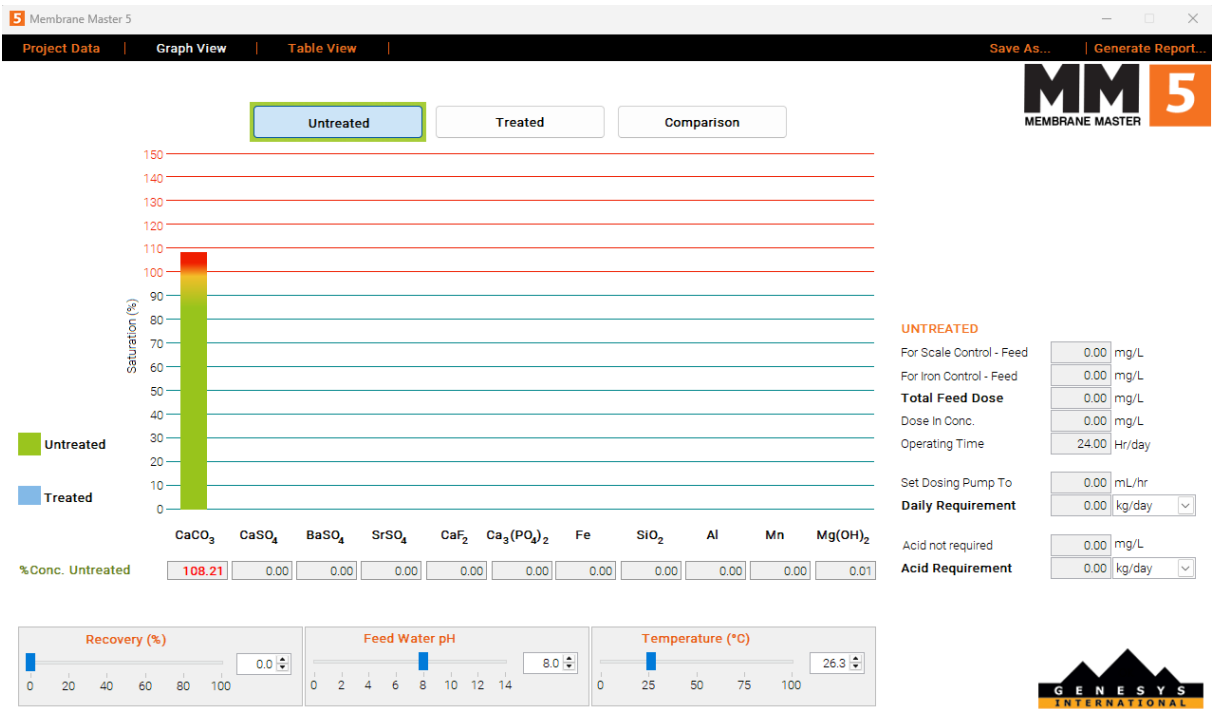
Apéndice C Simulaciones de Precipitación de Sales en Agua de Mar



Apéndice D Simulaciones de Precipitación de Sales en Agua Subterránea



Apéndice E Simulaciones de Precipitación de Sales en Agua Dulce



Apéndice F Disminución de la CE del Canal Basificado por Incremento de Ratio.

La conductividad eléctrica (k) de una solución debido a un ion en específico (OH^-) se define como:

$$k = \frac{n}{V} \cdot \lambda$$

Donde n es la cantidad de moles del ion a analizar (mol), V es el volumen total (L) y λ es la conductancia molar del ion a analizar ($\text{S cm}^2/\text{mol}$). Para OH^- $\lambda = 199.1 \text{ S} \cdot \text{cm}^2/\text{mol}$ (Daněk, 2006).

En el sistema de BPMED, para lograr la acidificación de una muestra de agua desde el pH inicial hasta $\text{pH} = 4$ se requiere una cantidad específica de moles de H^+ , a la cual llamaremos N , la cual depende de la composición hidroquímica del agua, más no del ratio o voltaje. Aumentar el ratio de 1:6 a 1:7 y 1:8 produce que los “ N ” moles de HO^- (iguales a los “ N ” moles de H^+ por estequiometría) producidos por la disociación de la molécula de agua se diluyan, disminuyendo la CE del canal basificado y por ende la densidad de corriente producida. A continuación, se muestra el efecto de la dilución del flujo de OH^- en el canal basificado.

Ratio	Ratio 1:6	Ratio 1:7	Ratio 1:8
Conductividad por OH^- k	$k_{1:6} = \frac{N}{3} \cdot 199.1$	$k_{1:7} = \frac{N}{3.5} \cdot 199.1$	$k_{1:8} = \frac{N}{4} \cdot 199.1$
Conductividad relativa respecto $k_{1:6}$	100 %	83.3 %	66.7 %

En la tabla se observa que incrementar el ratio de 1:6 a 1:7 produce una disminución del 16.7 % de la CE -, mientras que aumentar el ratio de 1:6 a 1:8 redujo un 33.3 % la conductividad eléctrica del canal basificado por efecto de la dilución de los OH^- .