

ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA DEL LITORAL



FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y MATEMÁTICAS

PROYECTO DE TITULACIÓN

PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE:

“MAGÍSTER EN CIENCIAS AMBIENTALES”

TEMA:

“MODELO TRIDIMENSIONAL DE LA INTRUSIÓN SALINA Y SU
INCIDENCIA EN LA GESTIÓN DEL ACUÍFERO DE MANGLARALTO,
SANTA ELENA – ECUADOR”

AUTOR:

GLORIA ARGELIA RAMÍREZ ORDÓÑEZ

Guayaquil - Ecuador

2023

RESUMEN

Los acuíferos costeros juegan un rol vital en el desarrollo socioeconómico de las zonas marino-costeras del planeta. La intrusión salina, debido al consumo creciente de agua dulce, provoca problemas de calidad y sostenibilidad en el aprovechamiento del acuífero. El objetivo de este trabajo es configurar un modelo tridimensional (3D) de una cuña de intrusión salina, mediante la aplicación de técnicas geoeléctricas y control de pozos, para la evaluación y gestión del agua. La metodología considera i) descripción técnica de la situación, ii) aplicación de tomografías geoeléctricas, sondeos geoeléctricos y control de pozos, iii) generación del modelo 3D en Geomodeller, iv) interpretación de resultados. Los resultados reflejan la presencia de una intrusión salina que está condicionada por los ritmos de explotación y los efectos modernos del cambio climático (incluida la variación estacional). Se destaca en el lugar la presencia de un dique (tapa en el conocimiento ancestral) que ayuda a detener la velocidad de la intrusión salina, y puede constituirse en un factor clave del control de esta. El modelo 3D obtenido refleja una dinámica, que necesita ser estudiada, monitoreada y controlada, para la toma de decisiones en búsqueda de la sostenibilidad del recurso agua.

Palabras claves: Contaminación de agua, geoeléctrica, intrusión salina, acuífero costero, modelo 3D

ABSTRACT

Coastal aquifers play a vital role in the socioeconomic development of the marine-coastal zones of the planet. Saline intrusion, due to the growing consumption of fresh water, causes problems of quality and sustainability in the harnessing of the aquifer. The aim of this work is to develop a three-dimensional (3D) model of a saline intrusion, through the application of geoelectrical techniques and well control, for the evaluation and management of the aquifer. The methodology considers a) technical description of the situation, ii) application of geoelectric tomography, geoelectric soundings and well control, iii) 3D model generation in Geomodeller, and iv) interpretation of results. The results reflect the presence of saline intrusion that is conditioned by exploitation rates and the recent effects of climate change (including seasonal variation). The presence of a dike (tape in the ancestral knowledge) that helps to stop the speed of the saline intrusion, could be a key factor in controlling it, and stands out in the site. The 3D model obtained reflects a dynamic that needs to be studied, monitored, and controlled to make decisions in search of water resource sustainability.

Key words: water pollution, geoelectric, saline intrusion, coastal aquifer, 3D model.

DEDICATORIA

A Dios mi Señor y Creador, el ser supremo que guía mis pasos, me sostiene y me llena de bendiciones día a día, sin su amor, protección y fortaleza me hubiese rendido en más de una ocasión, pero El renueva mis fuerzas y es mi buen pastor, me alienta junto al Espíritu a seguir y no darme por vencida, en todo momento es mi aliciente y la fuente de agua viva que siempre quiero tener.

A mis padres Violeta Ordóñez y Tulio Ramírez, por ser los pilares fundamentales en mi vida, durante mi niñez me brindaron muchos valores que atesoro y conservo, y los transmito a mis hijas, ellos con amor y paciencia me guiaron hasta ser la profesional en la que me he convertido, y gracias a sus sabios consejos he podido alcanzar las metas planteadas a lo largo de mi vida.

A mis adoradas hijas Valeria Cristina y Camila Romina, que son la fuerza motriz que me motiva a ser mejor cada día, quienes con sus palabras y sonrisas alegran mi vida y hacen que crezca mi amor por ellas, son mi más placentera compañía y refugio en todo momento. A mis hermanos Marco, Carlos, Miguel Ángel y Verónica porque me acompañan y tienden la mano cuando lo necesito.

AGRADECIMIENTO

A Dios, a mi familia en especial a mis hijas Valeria y Camila, a la comunidad politécnica y a los pobladores y autoridades de la parroquia Manglaralto, también a mis amigos y colegas de INOCAR.

A mi director de tesis el Dr. Paúl Carrión Mero, por su valiosa enseñanza desde pregrado, y ahora en el desarrollo del proyecto de tesis, quién con su experiencia y amor a Dios transforma sus clases en lecciones para la vida.

A sus colaboradores, por su acompañamiento en el desarrollo de esta tesis. Además, muestro gratitud a Emily Sánchez, Joselyne Solorzano y Ximena Quiñonez, quienes me ayudaron y cuando tuve dudas estuvieron prestas a solventarlas.

DECLARACIÓN EXPRESA

La responsabilidad por los hechos y doctrinas expuestas en este Proyecto de Titulación me corresponde exclusivamente y ha sido desarrollado respetando derechos intelectuales de terceros conforme las citas que constan en el documento, cuyas fuentes se incorporan en las referencias o bibliografías. Consecuentemente este trabajo es de mi total autoría. El patrimonio intelectual del mismo corresponde exclusivamente a la ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA DEL LITORAL.

En virtud de esta declaración, me responsabilizo del contenido, veracidad y alcance del Trabajo de Titulación referido.

Gloria Argelia Ramírez Ordóñez

TRIBUNAL DE GRADUACIÓN

David Matamoros Camposano, Ph.D.
PRESIDENTE

Paúl César Carrión Mero, Ph.D.
DIRECTOR

José Chang Gómez Ph.D.
VOCAL 1

Luis Domínguez Granda, Ph.D.
VOCAL 2

ABREVIATURAS O SIGLAS

UNESCO	Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura
CEPAL	Comisión Económica para América Latina y el Caribe
INAMHI:	Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología
ODS:	Objetivos del Desarrollo Sostenible
JAAPMAN:	Junta Administradora de Agua Potable Regional de Manglaralto
ESPOL	Escuela Superior Politécnica del Litoral
CIPAT	Centro de Investigaciones y Proyectos Aplicados a las Ciencias de la Tierra.
Fm	Formación
K	Conductividad hidráulica
T	Transmisividad
SEV:	Sondeos Eléctricos Verticales
TGE:	Tomografía geoelectrica
pH:	Potencial de Hidrógeno
TDS:	Sólidos Disueltos Totales
CE	Conductividad eléctrica
LP:	Límite permisible
SWI:	Seawater Intrusion
ERT:	Electrical Resistivity Tomography
SP:	Self-potencial
IP:	Induced Polarization
GPR:	Ground Penetrating Radar
ERI:	Electrical Resistivity Images
MDT	Modelo Digital del Terreno
WGS 84	World Geodetic System 1984
UTM	Universal Tranverse Mercator

SIMBOLOGÍA

mm	Milímetros
m	Metro
m ³	Metro cúbico
km	Kilómetro
km ²	Kilómetro cuadrado
°C	Grados Celsius
mg/l	Miligramos por litro
μS/cm	Micro Siemens por centímetro
Ω.cm	Ohmios centímetro
Ω.m	Ohmios metro
c _f	Conductividad de fluidos de los poros
c _s	Conductividad de superficie de los poros
μΩ/m	Micro ohmios por metro
m.ohm	Metro ohmios
ohm.m	Ohmios metro
h	Espesor
d	Profundidad
ρ	Resistividad
A y B	Electrodos de corriente
M y N	Electrodos de potencial
mA	Miliamperios

TABLA DE CONTENIDO

CAPÍTULO 1	1
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Antecedentes	1
1.2. Descripción del problema.....	3
1.3. Contexto Geográfico-Geológico.....	5
1.4. Árbol de problema.....	9
1.5. Pregunta de investigación.....	9
1.6. Objetivos	9
1.7. Hipótesis y su operacionalización	10
1.8. Alcance	11
CAPÍTULO 2	12
2. MARCO TEÓRICO.....	12
2.1. Ciclo hidrológico.....	12
2.2. Aguas subterráneas	13
2.3. Hidrogeología.....	15
2.4. Acuíferos y sus tipos	16
2.5. Acuíferos Costeros.....	18
2.6. Intrusión salina	20
2.7. Métodos aplicados al estudio de la intrusión salina	22
2.8. Gestión ambiental de los acuíferos costeros para la sostenibilidad	27
2.9. Manejo sustentable del acuífero	30
CAPÍTULO 3	33
3. MATERIALES Y MÉTODOS	33
3.1. FASE I: Análisis de información base	34
3.2. FASE II: Levantamiento de campo	34

3.3. FASE III: Procesamiento de datos de contorno para el Modelo Tridimensional	41
3.4. FASE IV: Generación del Modelo 3D.....	47
CAPÍTULO 4	50
4. RESULTADOS Y ANÁLISIS DE RESULTADOS	50
4.1. Análisis de la información base.....	50
4.2. Resultados de la campaña geofísica y medidas fisicoquímicas.....	51
4.3. Definición de capas geoelectricas.....	58
4.4. Modelo 3D de la intrusión salina	63
4.5. Estrategias para la mitigación de la vulnerabilidad a la intrusión salina...	68
CAPÍTULO 5	70
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	70
6. REFERENCIAS.....	72
7. ANEXOS	86

LISTADO DE FIGURAS

Figura 1.1 Mapa de ubicación del acuífero de la Parroquia Manglaralto.....	5
Figura 1.2 Mapa de litologías de la cuenca de Manglaralto.	6
Figura 1.3 Precipitación Media Mensual período 2000-2015 en la Cuenca Manglaralto.	7
Figura 1.4 Árbol de problemas con las causas y efectos entorno a la problemática de la contaminación del acuífero costero Manglaralto	9
Figura 2.1 Esquema del ciclo hidrológico.....	12
Figura 2.2 Ciclo de recarga del agua subterránea.	14
Figura 2.3 Diagrama esquemático de un sistema de flujo de aguas subterráneas en una ladera.	16
Figura 2.4. Configuraciones asociadas a los tipos de acuíferos.....	18
Figura 2.5 Interfaz agua dulce-agua salada en un acuífero costero. Muestra la transición de agua dulce a agua salada en la zona de dispersión.	19
Figura 2.6. Modelo dependiente de la densidad para un acuífero no confinado. .	21
Figura 2.7 Balance hídrico en la cuenca costera.....	21
Figura 2.8 Diversos métodos geofísicos aplicados a los estudios de intrusión marina.	24
Figura 2.9 Esquema explicativo del método VES.....	25
Figura 2.10 Esquema de la configuración de electrodos utilizada las TEGs y el resultado de la pseudosección en 2D de resistividades.....	26
Figura 2.11 Esquema de los métodos utilizados en el manejo de la intrusión salina.....	31
Figura 3.1 Metodología propuesta para la generación del modelo 3D de la cuña de intrusión salina.	33
Figura 3.2 Cauce del río Manglaralto en A) Temporada seca y B) Temporada lluviosa.	35
Figura 3.3 Configuración de electrodos de corriente (A y B) y electrodos de potencial (M y N).	35
Figura 3.4 Configuración Wenner, los electrodos se mantienen espaciados equidistantes.	36

Figura 3.5 Toma de datos geofísicos en campo.....	38
Figura 3.6 Equipo Terrameter SAS 1000 utilizado para la obtención de datos de TGEs y SEVs.	38
Figura 3.7 Equipo multiparamétrico marca OKTAON para medición de parámetros fisicoquímicos.....	40
Figura 3.8 Medidor de nivel de agua marca Solinist, utilizado para el registro de niveles piezométricos.....	40
Figura 3.9 Software utilizado para la modelización 3D.....	41
Figura 3.10 Modelo Digital del Terreno, vista en planta y tridimensional.	42
Figura 3.11 Curva de campo y columna geoelectrica correspondiente al SEV 3.	43
Figura 3.12 Perfil 2D obtenido de la inversión de datos.	44
Figura 3.13 Capas geoelectricas a modelar, considerando los rangos establecidos en la Tabla 8.	44
Figura 3.14 Ingreso de información de las coordenadas de ubicación y las profundidades de los sondeos.	45
Figura 3.15 Ingreso de los valores de buzamiento e inclinación de las capas en Geomodeller.....	46
Figura 3.16 Ingreso de información de la litología de las capas con sus respectivas resistividades por rangos de profundidad.	46
Figura 3.17 Generación de las superficies de intrusión salina, agua de transición y agua dulce en Geomodeller	47
Figura 3.18 Modelo 3D de las capas obtenidas a partir de la campaña geofísica.	47
Figura 3.19 Definición de capas según el orden de relación (onlap, erode).....	48
Figura 3.20 Datos seleccionados para la interpolación y obtención del modelo 3D.	48
Figura 3.21 Construcción del modelo 3D con las capas definidas.	49
Figura 4.1 Recopilación de las conclusiones más relevantes referentes al entorno geológico, social y económico en Manglaralto.	50
Figura 4.2 Mapa de ubicación de los SEVs y TGEs medidos en campo.....	52
Figura 4.3 Datos en formato .dat obtenidos de la toma de datos en campo y descargados del equipo Terrameter SAS 1000.	54

Figura 4.4 Esquema de barras del monitoreo de los pozos 1, 2, 3A, 3B, 4, 5A, 5B, 6, y 7.	55
Figura 4.5 TGEs en la época lluviosa.....	60
Figura 4.6 TGEs en la época seca.	62
Figura 4.7 Ubicación de las secciones analizadas en el modelo 3D en temporada de precipitación y de estiaje.	63
Figura 4.8 Modelo 3D de la cuña de intrusión salina en temporada de precipitación.	65
Figura 4.9 Modelo 3D de la cuña de intrusión salina en temporada de estiaje. ...	67
Figura 4.10 Fotografía panorámica del tape (dique) en el río Manglaralto.	68
Figura A.1 Curva ajustada del SEV 1.....	86
Figura A.2 Curva ajustada del SEV 2.....	86
Figura A.3 Curva ajustada del SEV 3.....	87
Figura A.4 Curva ajustada del SEV 4.....	87
Figura A.5 Curva ajustada del SEV 5.....	88
Figura A.6 Curva ajustada del SEV 6.....	88
Figura A.7 Curva ajustada del SEV 7.....	89
Figura A.8 Curva ajustada del SEV 9.....	89
Figura A.9 Curva ajustada del SEV 10.....	90
Figura A.10 Curva ajustada del SEV 11.....	90
Figura A.11 Curva ajustada del SEV 12.....	91
Figura A.12 Curva ajustada del SEV 13.....	91
Figura A.13 Curva ajustada del SEV 14.....	92

LISTADO DE TABLAS

Tabla 1.1 Operacionalización de la hipótesis.....	10
Tabla 2.1 Fuentes puntuales de contaminación en una cuenca costera.	20
Tabla 3.1 Plantilla para el registro de datos geofísicos TEGs.....	36
Tabla 3.2 Especificaciones técnicas del equipo geofísico Terrameter SAS 100 ABEM.....	37
Tabla 3.3 Plantilla para el registro de datos geofísicos SEVs.....	39
Tabla 3.4 Datos de licencia del software Geomodeller.	41
Tabla 3.5 Coordenadas del área delimitada para el modelo 3D.	42
Tabla 3.6 Coordenadas de ubicación de los SEVs reinterpretados.....	43
Tabla 3.7 Coordenadas UTM WGS 84 zona 17 S de la ubicación de las TGEs...	44
Tabla 3.8 Rangos de resistividad establecidos para el modelo 3D.....	45
Tabla 4.1 Valores de resistividad obtenidos en los SEVs 1 - 5 en la zona de estudio.	52
Tabla 4.2 Valores de resistividad obtenidos en los SEVs 6 - 10 en la zona de estudio.	53
Tabla 4.3 Valores de resistividad obtenidos en los SEVs 11 - 14 en la zona de estudio.	53
Tabla 4.4 Niveles piezométricos y parámetros fisicoquímicos in situ (época lluviosa).....	56
Tabla 4.5 Niveles piezométricos y parámetros fisicoquímicos in situ (época seca).	57
Tabla 4.6 Tabla resumen de los valores de TDS y CE medidos en el año 2022. .	58
Tabla A.1 Capas de resistividad del SEV-1.....	86
Tabla A.2 Capas de resistividad SEV 2.....	86
Tabla A.3 Capas de resistividad SEV 3.....	87
Tabla A.4 Capas de resistividad SEV 4.....	87
Tabla A.5 Capas de resistividad SEV 5.....	88
Tabla A.6 Capas de resistividad SEV 6.....	88
Tabla A.7 Capas de resistividad SEV 7.....	89

Tabla A.8 Capas de resistividad SEV 9.....	89
Tabla A.9 Capas de resistividad SEV 10.....	90
Tabla A.10 Capas de resistividad SEV 11.....	90
Tabla A.11 Capas de resistividad SEV 12.....	91
Tabla A.12 Capas de resistividad SEV 13.....	91
Tabla A.13 Capas de resistividad SEV 14.....	92

CAPÍTULO 1

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Antecedentes

El agua es el recurso más valioso para la humanidad debido a que sin ella no existiría la vida en el planeta, por esto los asentamientos humanos se ubican cerca de fuentes de agua que suministran el líquido vital, para el consumo y las demás actividades que se realizan cotidianamente (Naciones Unidas, 2012). A pesar de la vital importancia del recurso agua, aún los líderes y autoridades a nivel mundial no crean conciencia y toman acciones para evitar que su consumo indiscriminado lleve al agotamiento de este recurso.

De acuerdo con el Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2019 (UNESCO, 2019), las fuentes de agua dulce son insuficientes para la población actual del planeta, solo el 3 % es agua dulce, y de este reducido porcentaje, el 1% está disponible; es decir en estado líquido y cerca de la superficie, el 2% restante se encuentra en los casquetes polares o a profundidades muy grandes en la tierra (Gómez-Gómez et al., 2010).

El empleo de agua dulce en los últimos 100 años ha sufrido un incremento considerable, aumentando aproximadamente a un ritmo anual del 1% desde la década de 1980 (UNESCO, 2021). Este aumento está asociado con el crecimiento poblacional, el desarrollo de la economía y los cambios de patrones de consumo (UNESCO, 2021). La necesidad de agua es alarmante porque se estima que la sexta parte de la población mundial no cuenta con acceso al agua potable y carece de servicios de saneamiento (Mamani & Yeferson, 2021).

El agua subterránea complementa actualmente la escasez del agua superficial, en especial durante los periodos de déficit hídrico, también es potencialmente accesible mediante la perforación de pozos, así como los acuíferos que drenan naturalmente mediante flujos laterales de agua subterránea (UNESCO, 2019). De la misma forma que es asequible, también es vulnerable a la contaminación por causas naturales o antropogénicas.

La contaminación de las aguas subterráneas afecta la idoneidad para su uso, así como a los ecosistemas que dependen de ella. Los acuíferos costeros son más propensos a la contaminación salina, debido a la extracción intensiva y descontrolada de este recurso, que provoca el ingreso del agua marina al acuífero contaminándolo e incluso llegándolo a inutilizar, porque prácticamente es un proceso irreversible, debido a que las aguas tienden a permanecer contaminadas (UNESCO, 2022).

Estas condiciones se presentan en la provincia de Santa Elena, que está localizada en el centro-oeste del Ecuador, y constituye una de las provincias con un alto déficit hídrico y un clima semiárido, entre enero y abril se presentan altas precipitaciones (estación lluviosa) y entre mayo y diciembre existen bajas precipitaciones (estación seca). Durante la presencia del Fenómeno del Niño 1982-1983 y 1997-1998, la precipitación acumulada alcanzó los 1400 mm/año, superando considerablemente el promedio interanual de 42 mm/año en el período 1962-2014 (Valencia, 2017).

En la cuenca Manglaralto del cantón Santa Elena, sin este Fenómeno durante la estación lluviosa la precipitación varía de 200 a 700 mm/año y en la estación seca los valores de precipitación promedio mensual alcanzan valores cercanos a cero (Valencia, 2017). La parroquia Manglaralto ubicada al norte de esta provincia está conformada por 18 comunas, se abastece de agua a través del Sistema Trasvase Daule-Santa Elena (Empresa Pública del Agua - EPA - EP) y de un acuífero costero gestionado por la Junta Administradora de Agua Potable Regional de Manglaralto (JAAPMAN) para cubrir la demanda hídrica de su población (Lalangui & Cruz, 2020).

La principal fuente de aprovisionamiento de agua en la parroquia de Manglaralto es el agua subterránea, abasteciendo al 42% de los hogares por medio de redes de distribución gestionadas por la Junta Administradora de Agua Potable Regional de Manglaralto. El porcentaje restante se provee de agua por medio de tanqueros, pozos, agua de lluvia, albarradas y ríos (Herrera-Franco et al., 2019).

Las comunas de Montañita, Nueva Montañita, Manglaralto, Libertador Bolívar, Cadeate, Río Chico y San Antonio, ubicadas al norte de la parroquia de Manglaralto, son las principales poblaciones que se abastecen de agua subterránea, pero también, son poblaciones que tienen una alta demanda de agua fresca debido a sus principales actividades como el turismo, el comercio, la agricultura, la ganadería y la pesca (Herrera-Franco et al., 2019).

De estas actividades la agricultura y la ganadería han sufrido un impacto considerable debido a los problemas de escasez de agua, que son más evidentes en el período de estiaje (junio a noviembre), provocando que la producción económica de la parroquia Manglaralto disminuya. Consecuentemente, los sectores pesquero y turístico se han convertido en las actividades económicas más relevantes de esta parroquia (GADM, 2019; Herrera et al., 2017).

Los acuíferos costeros por su proximidad al océano se encuentran en contacto con el mar de manera natural, el desplazamiento del agua de mar tierra adentro es un fenómeno físico que se conoce como intrusión salina y ocurre de forma temporal o permanente. Si el avance del agua de mar hacía el interior del continente se intensifica se forma una cuña de agua marina que ingresa al acuífero, produciendo la contaminación de este cuerpo de agua, que puede producirse por eventos naturales o causas antropogénicas (Anderson et al., 2015).

El consumo excesivo del agua subterránea provoca un aumento en el volumen de la cuña de intrusión salina, que conlleva a problemas de calidad y sostenibilidad en el aprovechamiento del acuífero de Manglaralto. Por lo tanto, el objetivo de esta investigación es configurar un modelo tridimensional de la intrusión salina del acuífero de Manglaralto, mediante la aplicación de tomografías geoeléctricas, el control de los niveles piezométricos de los pozos y las mediciones de los parámetros fisicoquímicos, para identificar las zonas de alta vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea y elaborar propuestas de gestión sostenible.

1.2. Descripción del problema

Los acuíferos costeros son la principal fuente de abastecimiento de agua dulce en muchos países que no tienen acceso al agua potable, y están ubicados en zonas áridas o semiáridas con precipitaciones bajas (Idowu & Lasisi, 2020). Un tercio de la población mundial depende de la explotación de las aguas subterráneas.

Esta explotación se debe realizar con la finalidad de proteger la salud pública, mediante el control y monitoreo de la calidad del recurso hídrico, descritos en los objetivos de desarrollo sostenible (ODS) (ODS 6.3: “mejorar la calidad del agua mediante la reducción de la contaminación”), además, de la búsqueda de la sostenibilidad del agua (ODS 6.4: “garantizar extracciones y suministros sostenibles de agua dulce para hacer frente a la escasez de agua”) (Cepal, 2018).

Sin embargo, los acuíferos costeros son propensos a la contaminación debido a las actividades antropogénicas o de origen natural, la principal fuente de contaminación de origen natural es la intrusión salina, ocurre debido a la extracción intensiva del agua subterránea, que provoca que el agua de mar penetre tierra adentro y el agua dulce se desplace debido a esta intrusión, lo que resulta en el deterioro de la calidad del agua contenida en el acuífero, este fenómeno representa la principal limitación para el uso del agua subterránea en las zonas costeras (Alfarrah & Walraevens, 2018).

En Ecuador la principal fuente de abastecimiento en lugares con clima semiárido como el caso de la provincia de Santa Elena, son los acuíferos costeros, esta provincia presenta un significativo déficit del recurso hídrico por la existencia de ríos intermitentes y una escasa recarga natural, producto de la precipitación reducida y la alta tasa de evapotranspiración potencial, que no permiten la recarga del acuífero mientras la explotación de este continúa (Merino, 2014).

La provincia de Santa Elena está conformada por los cantones Santa Elena, La Libertad y Salinas, estos cantones se subdividen en parroquias, el área de estudio se sitúa en la parroquia Manglaralto perteneciente al cantón Santa Elena, que se ubica en el norte de esta provincia, a las orillas del océano Pacífico. Esta parroquia limita al norte y este con la provincia de Manabí, en el sur con la parroquia Colonche, y al oeste por el océano Pacífico, es atravesada por el río principal que lleva su nombre. El río Manglaralto junto con los ríos Cadeate y Simón Bolívar; forman parte de la red hidrográfica de la cuenca del río Manglaralto (Bravo Montero, 2020).

El abastecimiento de agua potable en la provincia de Santa Elena es responsabilidad de la empresa pública municipal AGUAPEN-EP, pero sus redes de distribución no llegan a las zonas rurales, por lo que existen fuentes alternativas de abastecimiento, como: tanqueros, abastecimiento directo de los ríos (en épocas de lluvia cuando los cauces llevan caudal), otra alternativa es mediante pozos excavados de forma artesanal por los propios pobladores (Herrera-Franco et al., 2019).

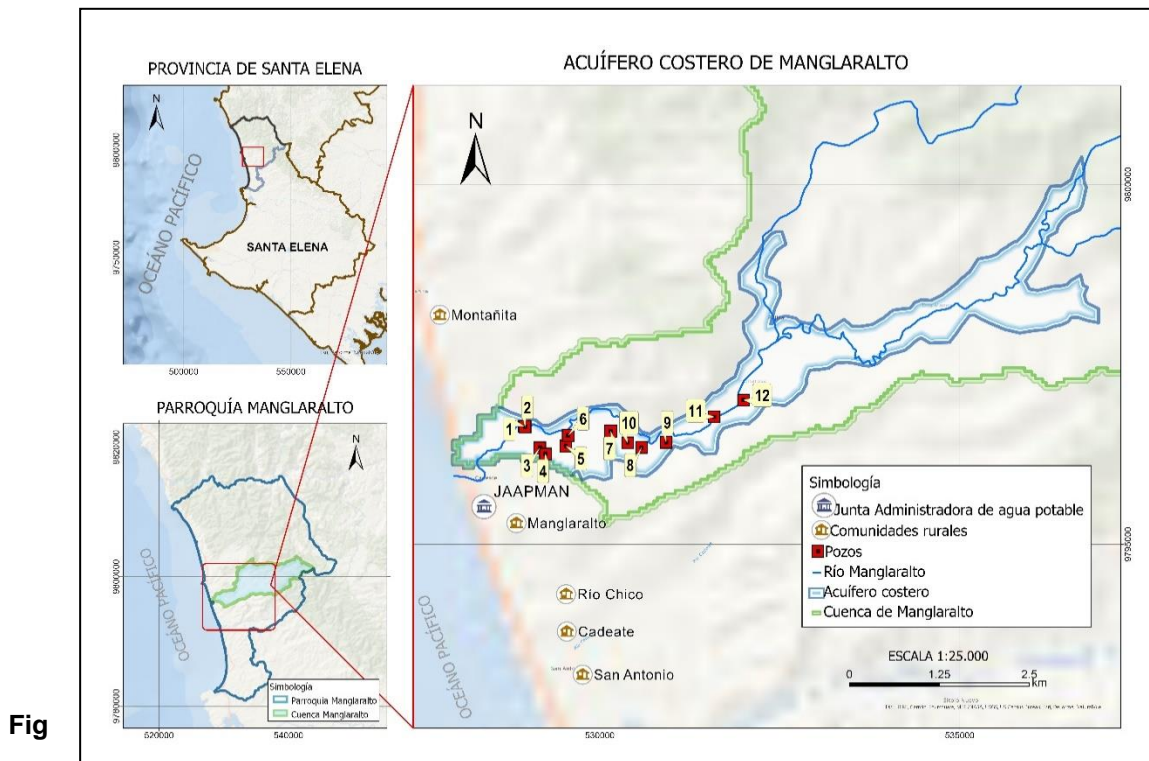
En Manglaralto la Junta Administradora de Agua Potable Regional de Manglaralto extrae agua del acuífero costero libre Manglaralto a través de pozos y la distribuye a sectores desabastecidos por medio de redes que son gestionadas por personal de la junta. Manglaralto cuenta con una extensión de 426 km², una población aproximada de 38.677 habitantes y una densidad poblacional de 90.79 hab/km² según la proyección al año 2020 del censo INEC del 2010, realizada por la Secretaria Técnica Planifica

Ecuador. Las principales actividades económicas son el turismo, la gastronomía, la ganadería, la agricultura y la pesca (GADM, 2020).

Esta parroquia está conformada por 18 comunas (Atravezado, Las Núñez, Río Chico, Barcelona, Libertador Bolívar, San Antonio, Cadeate, Manglaralto, San José, Curía, Montañita, San Pedro, Dos Mangas, Olón, Sinchal, La Entrada, Pajiza y Valdivia), abastecidas del líquido vital por medio de tres juntas regionales: la Junta Administradora de Agua Potable Regional de Manglaralto (JAAPMAN), la Junta Administradora del Sistema Regional de Agua Potable de Olón (JASRAPO) y la Junta Administradora de Agua Potable Regional Valdivia (JAAPRV), que se proveen del agua de los acuíferos de los ríos Manglaralto, Olón y Valdivia, respectivamente (Valencia, 2017).

1.3. Contexto Geográfico-Geológico

El área de estudio está localizada dentro de la cuenca del río Manglaralto, en una zona relativamente plana al norte de esta parroquia (**Figura 1.1**), donde el acuífero costero de Manglaralto abastece de agua subterránea a los habitantes de siete comunas rurales que son Montañita, Nueva Montañita, Manglaralto, Libertador Bolívar, Cadeate, Río Chico y San Antonio. El manejo y distribución del agua está a cargo de la Junta Administradora de Agua Potable Regional de la Parroquia Manglaralto desde el 29 de marzo de 1979 (Lalangui & Cruz, 2020).



Fig

ura 1.1 Mapa de ubicación del acuífero de la Parroquia Manglaralto.

El 42% de la población de la parroquia Manglaralto se abastece del agua subterránea extraída por medio de los 15 pozos que gestiona la JAAPMAN desde hace más de 40 años. El porcentaje restante de la población obtiene agua de pozos clandestinos, tanqueros, canales o albarradas, sin control de salubridad (Herrera-Franco et al., 2018b). La JAAPMAN también suministra el líquido vital a la población flotante de Montañita y Olón, que se genera del turismo creciente en los periodos de vacaciones para la región costa (febrero y marzo) y sierra (julio y agosto) (Quiñonez, 2019).

En Manglaralto (**Figura 1.2**), el acuífero costero se encuentra en las estribaciones occidentales de la sierra de Chongón-Colonche, donde la roca almacén del acuífero son depósitos aluviales, con espesores de (3-5 m) y varias decenas de metros (25-30). Estos depósitos son de edad Holocena y se encuentran discordantes sobre rocas de edades entre el Cretácico superior y el Mioceno inferior. La secuencia estratigráfica está conformada por la Fm. Cayo secuencia volcano-sedimentaria que aflora en la cuenca superior, la Fm. Guayaquil que sobreyace a la Fm. Cayo con lutitas tipo chert (Nuñez del Arco, 2003)

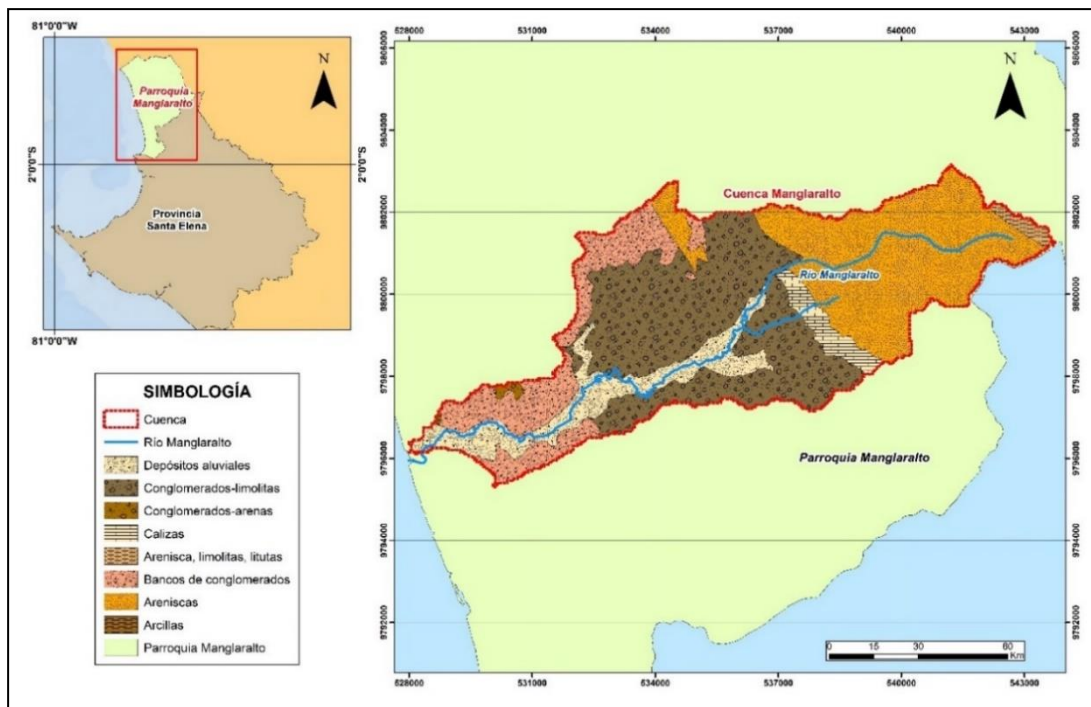


Figura 1.2 Mapa de litologías de la cuenca de Manglaralto.

Las secuencias estratigráficas que sobrepasan a la Fm. Guayaquil, presentan características del ambiente marino somero con aportes calcáreos producto de transgresiones y regresiones marinas. Sobreyace a este miembro la Fm. Relieve (Eoceno medio y Eoceno superior), seguida

de la Fm. Seca (Eoceno superior), estas dos formaciones constituyen parte del Grupo Ancón, y tienen características calcáreas (Carrión-Mero et al., 2021e; Nuñez del Arco, 2003).

Características como la porosidad (0.2 y 0.3), permeabilidad (1,6 y 5 m/día) y el coeficiente de almacenamiento (0,002) definen el comportamiento hidrogeológico del acuífero (Valencia, 2017).

El clima en esta región es semiárido, debido a la influencia de la corriente fría de Humboldt (GADM, 2020). Según el Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología, INAMHI, las precipitaciones medias mensuales registradas entre los años 2000 y 2015 (**Figura 1.3**), en los meses de enero, febrero y marzo (época lluviosa) son los que presentan valores más altos, superando incluso los 100 mm en el mes de febrero, para el período comprendido entre estos años.

En los meses de abril a diciembre los valores de precipitación son muy bajos, registrando inclusive valores menores a 20 mm (**Figura 1.3**), de acuerdo con la información obtenida de las estaciones pluviométricas del sector (Valencia, 2017).

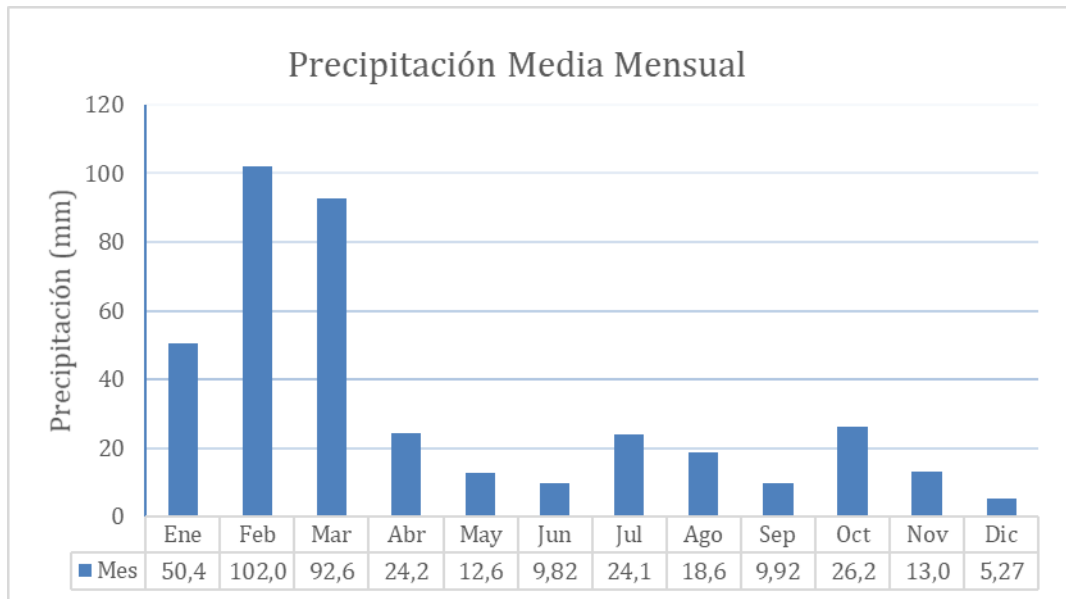


Figura 1.3 Precipitación Media Mensual período 2000-2015 en la Cuenca Manglaralto. Modificado de (Valencia, 2017).

La temperatura promedio anual oscila entre 23° y 25°C, con valores máximos que alcanzan los 32°C y mínimos de 16°C (GADM, 2020). Mientras que, los valores de evapotranspiración son más altos que los valores de precipitación, lo que se evidencia con las intensas lluvias de corta duración que se presentan en esta zona (Catuto, 2020).

Desde el año 2007, se extrae agua de 15 pozos situados a lo largo del acuífero Manglaralto (Herrera-Franco et al., 2018b), en la época lluviosa durante los últimos ocho años aproximadamente, existe una rápida recarga del recurso hídrico superficial, principalmente por la construcción de diques que permiten el represamiento de las aguas del río Manglaralto (Carrión-Mero et al., 2021b). Sin embargo, en la época seca, el río no tiene caudal, y el nivel freático desciende, debido al aumento sostenido de la demanda poblacional y a las actividades como el turismo, que pueden triplicar la demanda de agua (Carrión-Mero et al., 2021d)

Los factores expuestos que afectan a este sector como son el clima semiárido, las bajas precipitaciones, los altos niveles de evapotranspiración potencial, el crecimiento poblacional, la población flotante, la escasa recarga del acuífero y la explotación sostenida del acuífero para abastecer a la población de estas comunidades, provocan la sobreexplotación del acuífero, ocasionando un descenso en el nivel freático y dada la conexión del acuífero con el mar, causan la invasión del agua salada tierra adentro, que se conoce como intrusión salina (Freeze & Cherry, 1979). Esto se convierte en un grave problema, debido a que este acuífero es la única fuente de agua dulce que abastece a la población de esta zona (Morante et al., 2019).

1.4. Árbol de problema.

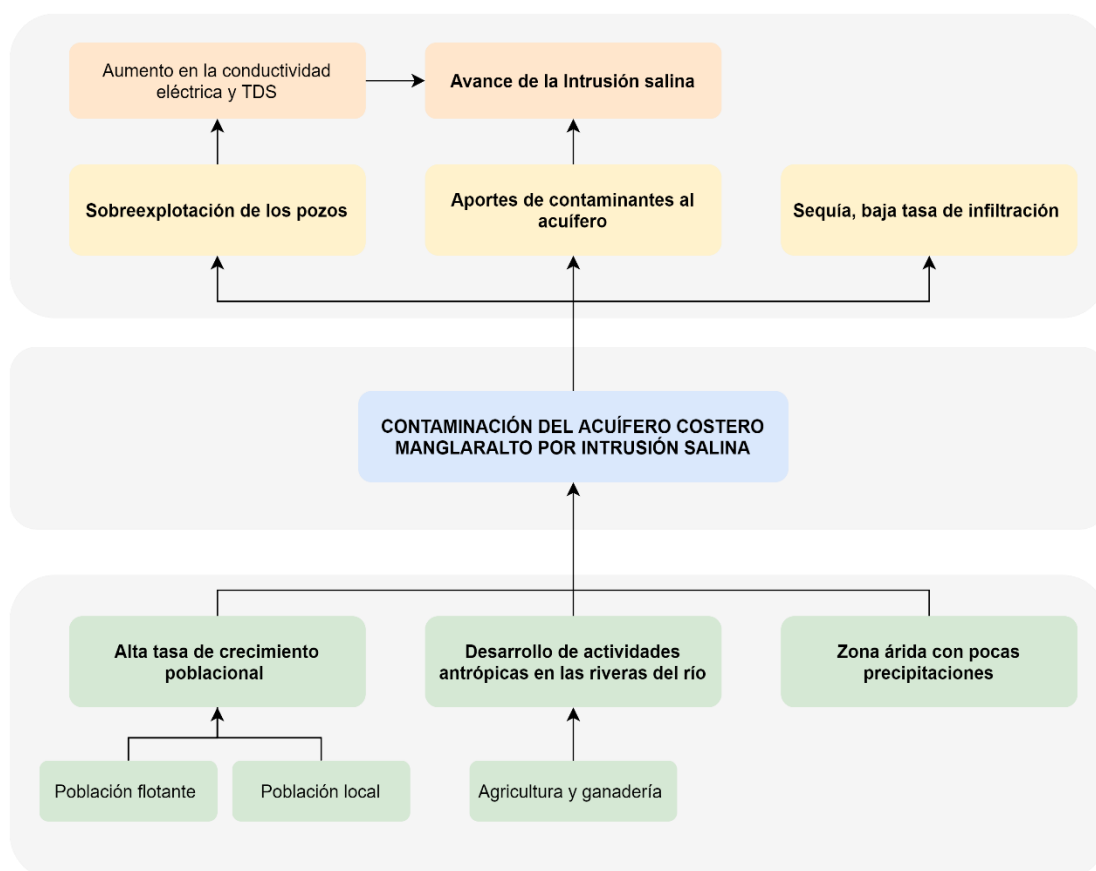


Figura 1.4 Árbol de problemas con las causas y efectos entorno a la problemática de la contaminación del acuífero costero Manglaralto

1.5. Pregunta de investigación

Por lo expuesto anteriormente, es importante realizar la siguiente pregunta de investigación: ¿Es posible visualizar la dinámica de la intrusión salina y su implicación en la gestión del acuífero de Manglaralto?

1.6. Objetivos

1.6.1. Objetivo General

Configurar un modelo tridimensional de la intrusión salina del acuífero de Manglaralto, mediante la aplicación de tomografías geoelectricas, el control de los niveles piezométricos de los pozos y las mediciones de los parámetros fisicoquímicos, para la identificación de zonas de alta vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea y propuestas de gestión sostenible.

1.6.2. Objetivos Específicos

- Analizar los parámetros fisicoquímicos y el control de los niveles de agua en los pozos, mediante monitoreo mensual para determinar las zonas de contaminación por intrusión salina.
- Realizar estudios geoelectricos, mediante la aplicación de tomografías geoelectricas y sondeos eléctricos verticales para identificar el modelo de capas del subsuelo.
- Modelar la zona de la cuña de intrusión salina del acuífero mediante el uso del software Geomodeller para identificar las zonas más vulnerables a la contaminación.
- Proponer procedimientos de gestión para mejorar el aprovechamiento sostenible del agua subterránea.

1.7. Hipótesis y su operacionalización

El modelo tridimensional de la cuña de intrusión salina en la zona costera del acuífero de Manglaralto permitirá definir lineamientos estratégicos, para la gestión del agua subterránea (**Tabla 1.1**).

Tabla 1.1 Operacionalización de la hipótesis.

HIPÓTESIS	VARIABLES	LINEAMIENTOS INDICADORES
El modelo tridimensional de la cuña de intrusión salina en la zona costera del acuífero de Manglaralto, permitirá identificar zonas de alta vulnerabilidad a la contaminación y definir lineamientos estratégicos, para la gestión sostenible del agua subterránea.	X: Modelo tridimensional de la cuña de intrusión salina Y: Lineamientos estratégicos para la gestión sostenible del agua subterránea	X1: Escasas precipitaciones X2: Crecimiento Poblacional alto X3: Aumento de población flotante (turistas) X4: Excesivo consumo de agua subterránea X5: Extracción intensiva de agua subterránea X6: Distribución de los pozos. Y1: Zonas de alta vulnerabilidad sin identificar Y2: Falta de lineamientos estratégicos para la gestión sostenible del agua Y3: La entidad encargada de la distribución del recurso requiere formación técnica para la gestión sostenible del acuífero Y4: Insuficientes leyes o regulaciones nacionales que promuevan la gestión sostenible del agua subterránea.

1.8. Alcance

Se obtendrá un modelo tridimensional de la cuña de intrusión salina, con dos escenarios uno en la época seca y otro en la época lluviosa. Además, se visualizará la dinámica de la intrusión salina para la toma de decisiones y la gestión del acuífero de la Junta Administradora de Agua Potable Regional Manglaralto (JAAPMAN), una organización comunal que abastece de agua a siete comunidades altamente turísticas (Montañita, Nueva Montañita, Manglaralto, Libertador Bolívar, Cadeate, Río Chico y San Antonio).

CAPÍTULO 2

2. MARCO TEÓRICO

2.1. Ciclo hidrológico

El ciclo hidrológico (**Figura 2.1**) es un proceso dinámico de transformación que experimenta el agua en sus diferentes estados (sólido, líquido o gaseoso), al encontrarse en constante movimiento entre la atmósfera, la tierra y el mar (Balasubramanian & Nagaraju, 1994; Wendor & Moran, 1989). Este movimiento se genera por la energía solar que causa que el agua se evapore y ascienda a la atmósfera. Luego de enfriarse, el agua se condensa, precipitando a tierra por la acción de la gravedad, siendo un proceso de transporte continuo y recirculatorio (Ordoñez, 2011). Parte de esta agua transpira, otra se infiltra y la demás se escurre hacia el océano (Höiting & Coldewey, 2019). Así, el agua infiltrada o también llamada agua subterránea es solo una parte del ciclo hidrológico.

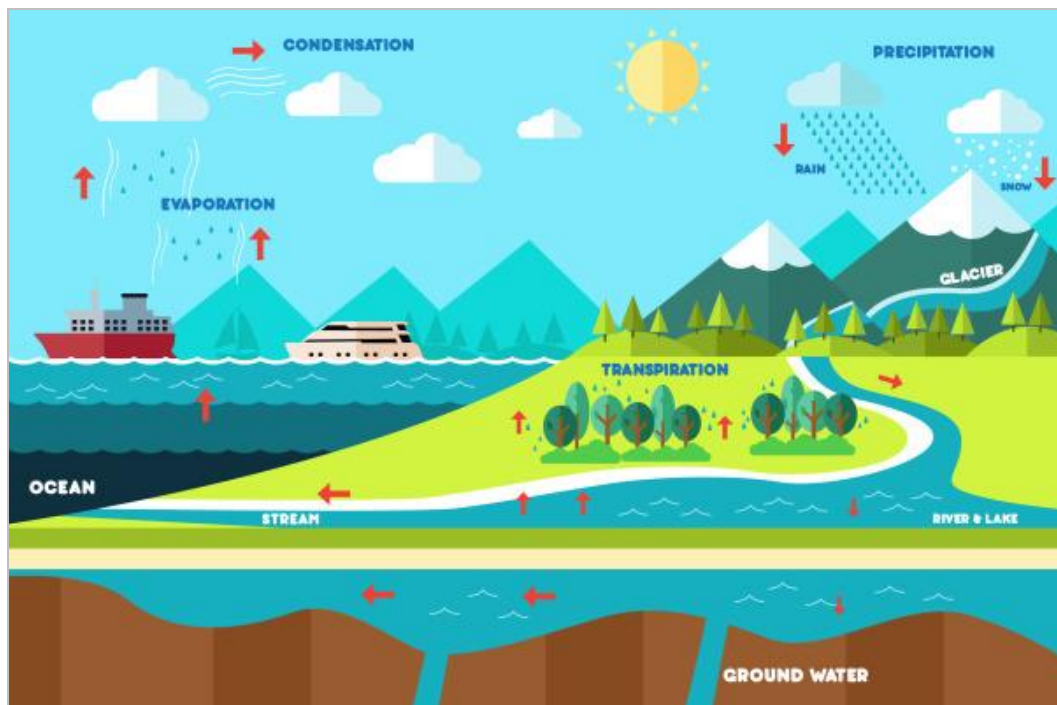


Figura 2.1 Esquema del ciclo hidrológico.
Obtenido de (Inglezakis et al., 2016)

En el ciclo hidrológico intervienen varios factores, y el resultado de este ciclo afecta a los océanos y a la superficie terrestre (Chakravarty & Kumar, 2019) entre ellos el suelo (permite la infiltración), la percolación del agua a través de los espacios (porosidad), la capacidad de almacenamiento, la evaporación del suelo y la transpiración (Sprenger et al., 2016). Cabe mencionar que la presencia de las plantas en este ciclo permite el balance hidrológico (Pielke & Niyogi, 2009), además de retener la humedad y contribuir a la evapotranspiración. Entre otros factores, la presencia de la energía solar favorece la recirculación de grandes cantidades de agua a la tierra, a través de la atmósfera (A. A. Singh & Singh, 2021).

2.2. Aguas subterráneas

El agua infiltrada producto de las precipitaciones es conocida como agua subterránea, principal fuente de agua dulce utilizada para la población y las actividades antrópicas (Li et al., 2021). El 33% del agua extraída a nivel mundial es subterránea, la cuál es repartida acorde a las necesidades agrícolas (42%), domésticas (36%) e industriales (27%) (Dangar et al., 2021; Döll et al., 2012). Para la existencia de estas reservas subterráneas (**Figura 2.2**) se requiere condiciones apropiadas como la litología y estructuras geológicas que permitan la infiltración del recurso (Carroll et al., 2019) (**Figura 2.2c**).

En el ciclo del agua subterránea, las zonas altas representan zonas de recarga y las zonas bajas, áreas de descargas (Giordano, 2009). Estas zonas se ven afectadas por los cambios en el clima (Herrera-Franco et al., 2022), ocasionando variaciones en la cantidad de la recarga natural, el almacenamiento de agua subterránea, las elevaciones del nivel freático y la descarga de agua subterráneas (Cuthbert et al., 2019). Así, el sistema de agua subterránea está constituido por el subsuelo, los medios geológicos saturados, los afluentes y los sumideros (Alley et al., 2002), que permiten que se formen las reservas subterráneas (**Figura 2.2a**).

Las aguas subterráneas en regiones áridas y semiáridas presentan vulnerabilidad al cambio climático, debido al aumento del nivel del mar, al bombeo intenso y la reducción del potencial de recarga (Machiwal et al., 2018). El proceso de recarga permite que el volumen de agua infiltrada aumente, siendo las principales fuentes de alimentación las precipitaciones y los caudales de los ríos (Shukla et al., 2022) (**Figura 2.2**). Otro problema a los que se exponen las aguas subterráneas es la presencia de contaminantes resultado de actividades antropogénicas, que afectan a las propiedades físicas asociadas al ciclo de las aguas subterráneas amenazando la calidad del recurso (Gogu & Dassargues, 2000).

La calidad del agua subterránea es monitoreada a través de sus características físicas y químicas, las que permiten conocer la interacción con depósitos minerales, reacciones redox, intercambio de iones, condiciones ambientales y características naturales (A. Singh et al., 2020). Los Sólidos Disueltos Totales (TDS) por sus siglas en inglés Total Dissolved Solids y la Conductividad Eléctrica CE, permiten clasificar al agua en agua dulce, agua salobre y agua de mar mediante rangos típicos (Tomaszkiewicz et al., 2014).

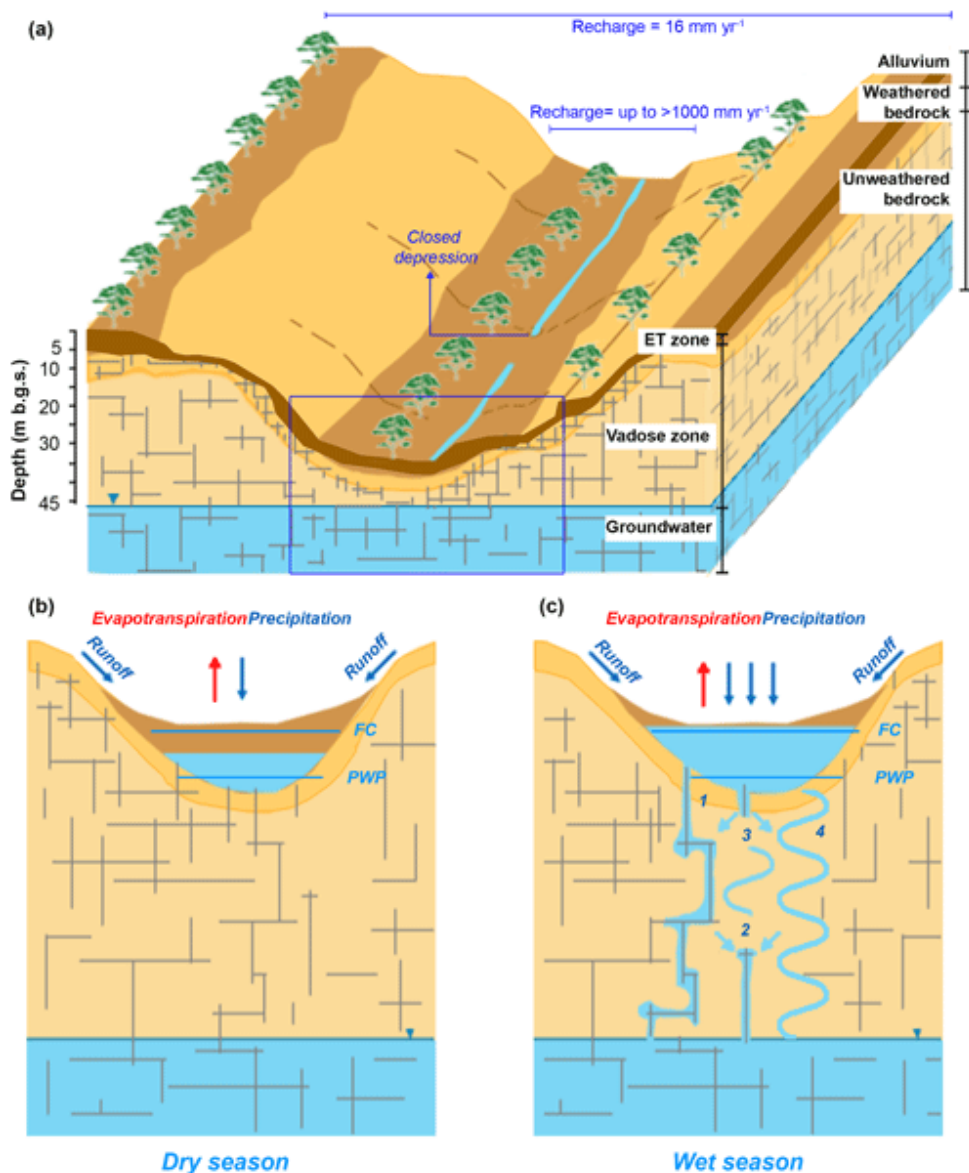


Figura 2.2 Ciclo de recarga del agua subterránea.

a) Modelo conceptual de la recarga en el subsuelo. b) Proceso de recarga en época seca. c) Proceso de recarga en época lluviosa. Obtenido de (Manna et al., 2019)

De acuerdo con (Konikow & Reilly, 1999); (Rhoades et al., 1992), el agua con valores de TDS (0-500 mg/l) y CE <700 μ S es considerada agua dulce

subterránea. Valores de TDS entre 500-1.500mg/l y CE de 700-2.000 μ S son comunes en aguas subterráneas ligeramente salinas; mientras que TDS entre 1.500 - 7.000 mg/l y CE de 2000 - 10.000 μ S corresponde a agua moderadamente salina. El agua de mar tiene valores de TDS >35000 mg/l y CE >45.000 μ S.

El potencial de hidrógeno pH es otro de los parámetros fisicoquímicos de monitoreo de la calidad del agua, el cual controla la concentración de metales en los medios acuáticos regulando su solubilidad (Dudgeon et al., 2007). El pH influye en los procesos químicos como: las reacciones ácido-base, las reacciones de solubilidad y las reacciones de oxidación-reducción (Saalidong et al., 2022). Así, en un pH muy alto los metales peligrosos como el amoníaco precipitan; mientras que un pH bajo ocurre la solubilidad de estos, haciendo que ciertas sustancias químicas se vuelvan tóxicas (cianuro y sulfuro) (Parimal, 2017; Tomaszkievicz et al., 2014).

2.3. Hidrogeología

La hidrogeología es una rama de la geología que estudia el movimiento, estado químico, y la interacción química-física con el medio circundante de las aguas subterráneas (Szymkiewicz, 2022). La hidrogeología costera constituye el estudio de los cuerpos de aguas subterráneas fronterizos con el agua de mar, debido a que por esta interacción se presentan problemas de intrusión de agua salada (Braga et al., 2020). Esta ciencia permite identificar los factores asociados al proceso de intrusión de agua salada, como la fuerza impulsora que interviene, y el gradiente hidráulico entre el mar y el acuífero (Vahidipour et al., 2021).

La hidrogeología permite el estudio de las cuencas hidrográficas (zonas de captación) y los procesos de movimiento del agua: precipitación, flujo del tallo (agua interceptada por tallos de la vegetación), infiltración, escorrentía superficial, percolación (flujo por gravedad del subsuelo a las capas más profundas del suelo y a los acuíferos), y el interflujo (flujo por debajo de la superficie en la dirección pendiente abajo) (D. Yang et al., 2017).

Asociado a la terminología de las cuencas hidrográficas y los acuíferos se considera las siguientes definiciones (Smith, 2015):

- Porosidad: propiedad de los sedimentos no consolidados y rocas, que contienen una red de espacios vacíos por los que puede fluir el agua. Estos huecos pueden presentarse como espacios porosos entre los granos y como microgrietas, juntas o fracturas.
- Zona vadosa: La zona que se encuentra sobre el nivel freático, en

donde la presión resultante entre la presencia de agua y aire es inferior a la atmosférica.

- Zona saturada: zona en donde los espacios porosos del suelo o roca están saturados de agua y la presión de los fluidos supera la presión atmosférica.
- Nivel freático: límite entre la zona vadosa y la zona saturada. Por debajo del nivel freático el material se encuentra saturado, y por encima, en la zona vadosa, el agua líquida, el vapor de agua y el aire están presentes en el suelo. La tensión interfacial resultante entre el agua y el aire da lugar a presiones en el agua inferiores a la atmosférica (**Figura 2.3**).

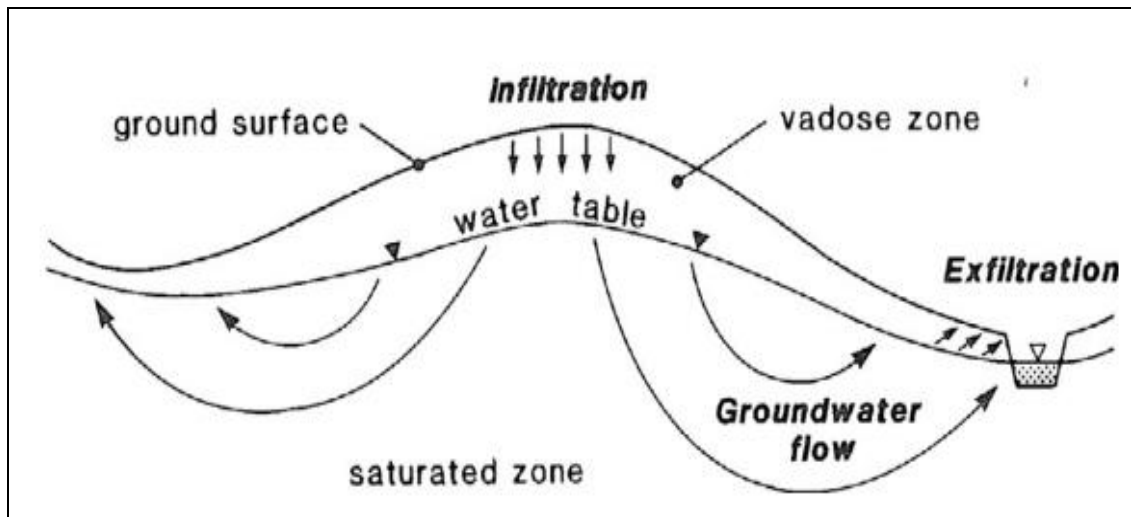


Figura 2.3 Diagrama esquemático de un sistema de flujo de aguas subterráneas en una ladera. Obtenido de (Smith, 2015).

2.4. Acuíferos y sus tipos

Un acuífero es un sistema hidrogeológico constituido por una unidad geológica que es altamente permeable y tiene la capacidad de almacenar y transmitir una cantidad significativa de agua subterránea (Ge & Gorelick, 2015). Estos sistemas pueden extenderse a lo largo de varios kilómetros bajo tierra, y su espesor puede oscilar entre decenas y cientos de metros (Bachmat, 2005).

Los acuíferos pueden estar recubiertos por unidades de confinamiento menos permeables que pueden clasificarse como: Acuicludos (que contienen agua, pero no la transmiten), Acuitardos (que transmiten menos agua que los acuíferos adyacentes) (Birk, 2022), y Acuífugo (formación impermeable, que no contiene ni transmite agua) (J. J. Bear & Cheng, 2010).

La cantidad de agua almacenada en el acuífero dependerá de su geometría y propiedades hidrogeológicas (Kwami et al., 2019; Mohammed et al., 2023). Los parámetros petrofísicos, como la porosidad y la permeabilidad, indican la disponibilidad de agua subterránea (Oyeyemi et al., 2021). Mientras que, los parámetros hidrogeológicos: conductividad hidráulica y la transmisividad permiten estimar la facilidad de movimiento del agua a través de la formación geológica (Mohammed et al., 2023).

El término **porosidad** se refiere a la cantidad de agua que puede almacenar un volumen de roca saturada, por medio de la relación entre las fracturas y el volumen total de la roca. El **coeficiente de permeabilidad** está sujeto al cambio del tamaño de las partículas, la relación de vacíos, la saturación y la forma y disposición de las partículas (Wang et al., 2021), este parámetro es medido en laboratorio.

La **conductividad hidráulica** está relacionada a la conductividad del fluido de los poros c_f ($\mu\Omega/m$) y a la conductividad de la superficie de los poros c_s ($\mu\Omega/m$) (Purvanche & Andricevic, 2000). Por tanto, en un mismo acuífero puede variar su valor (sistema anisótropo) si cambian las propiedades geológicas, si no existe variaciones se dice que el acuífero es isótropo. La **transmisividad**, se mide de acuerdo con la relación de agua que se transmite a través de una sección transversal de anchura unitaria sobre todo el espesor saturado del acuífero (Fetter, 2001; Todd & Mays, 2004).

De acuerdo con la posición del nivel piezométrico los acuíferos se clasifican de la siguiente manera (J. J. Bear & Cheng, 2010):

- **Acuífero confinado** la capa saturada se encuentra limitada superior e inferiormente por formaciones geológicas impermeables, y la superficie piezométrica está por encima de la capa permeable superior (**Figura 2.4a**).
- **Acuífero freático o acuífero no confinado** limitado superiormente por una superficie freática, en un flujo horizontal el nivel freático corresponde a la superficie piezométrica del acuífero (Birk, 2022) (**Figura 2.4b**).
- **Acuífero permeable** Se trata de un acuífero freático estacional y de área limitada que se desarrolla sobre una capa semipermeable, o impermeable, entre el nivel freático de un acuífero freático y la superficie del terreno.
- **Acuífero freático permeable** es un acuífero freático limitado inferiormente por una capa semipermeable, denominada acuífero

(capa semipermeable).

- **Acuíferos "perched"** acuíferos definidos por la acumulación de agua por encima de una formación de baja permeabilidad, suele encontrarse a una elevación superior al acuífero regional (Atangana, 2018) (**Figura 2.4c**).

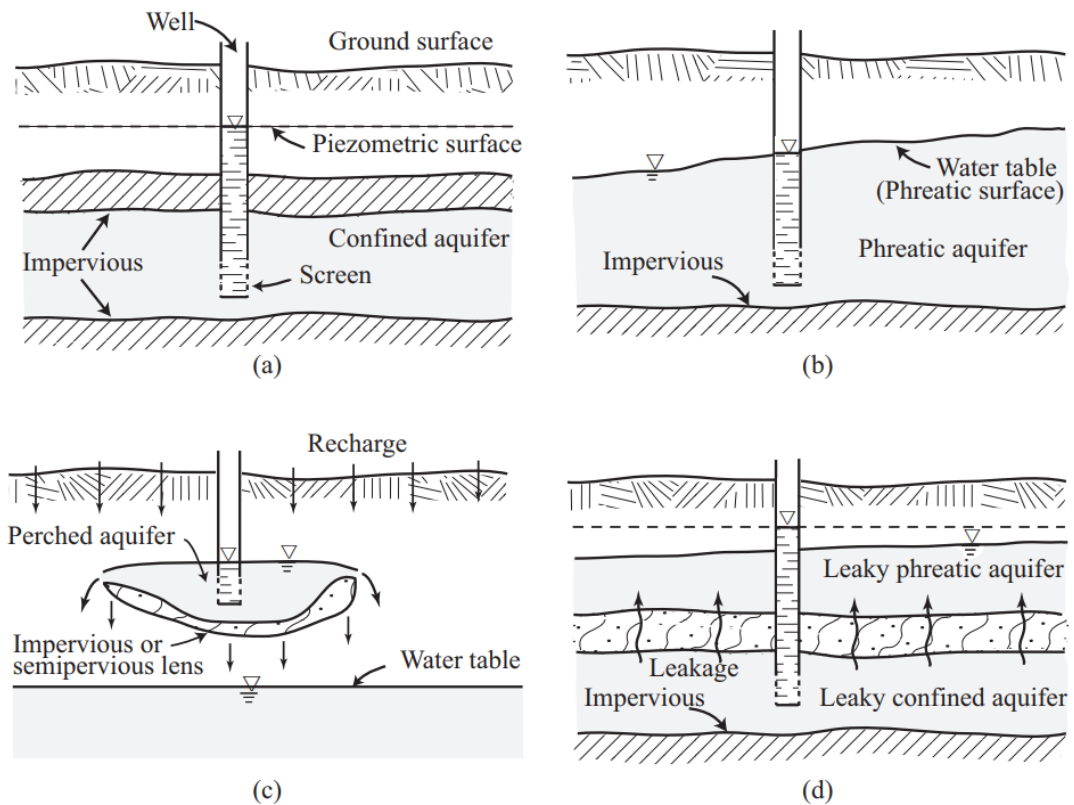


Figura 2.4. Configuraciones asociadas a los tipos de acuíferos.

a) confinado, b) freático, c) colgado, d) muestra fugas que se pueden dar en los diferentes tipos de acuíferos. Obtenido de (*J. J. Bear & Cheng, 2010*)

Los acuíferos también pueden subdividirse en **acuíferos isótropos** y **anisótropos**, de acuerdo con la variación de la conductividad eléctrica. Las capas acuíferas con conductividad hidráulica K constante en todas las direcciones de flujo se denominan isótropos, mientras que, si las capas acuíferas tienen variaciones horizontales y verticales de los valores de K , se los conoce como acuíferos anisótropos (Atangana, 2018).

2.5. Acuíferos Costeros

Los acuíferos costeros son importantes sistemas de abastecimiento de agua en regiones costeras, donde confluyen el agua dulce continental y el agua de mar (Post, 2005). Dentro de este sistema la descarga ocurre en el océano formando una interfase agua dulce-agua salada (**Figura 2.5**) que

fluctúa de acuerdo con las siguientes condiciones: cambio en las mareas, el bombeo de agua subterránea y los cambios en la recarga (Anderson et al., 2015).

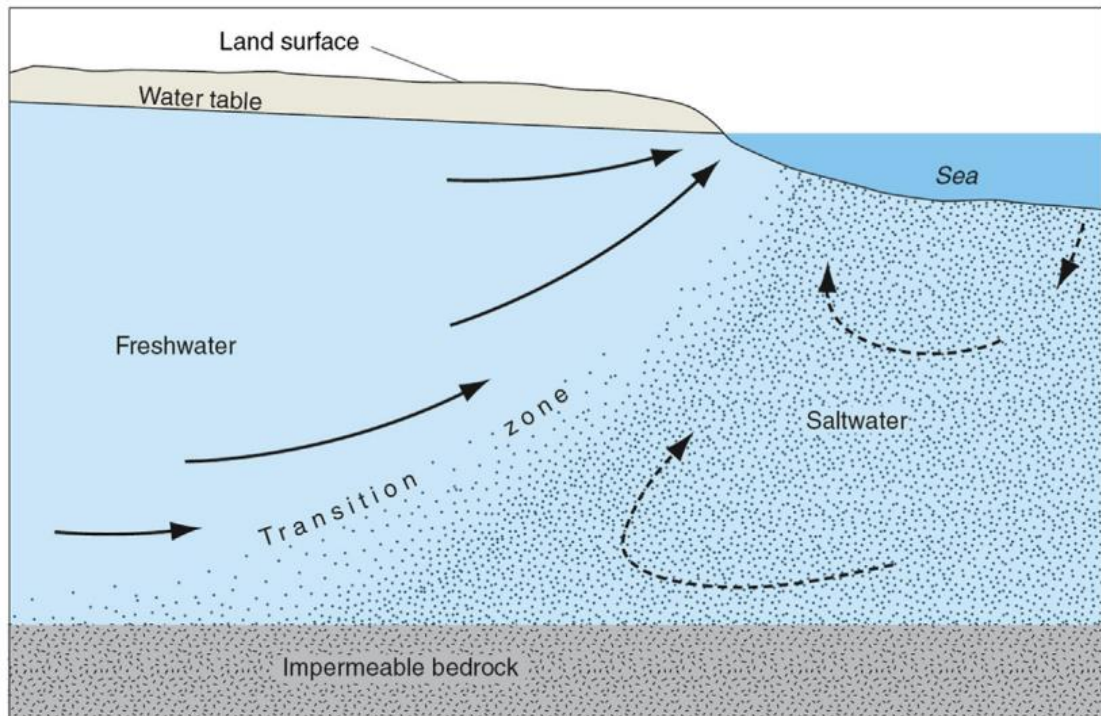


Figura 2.5 Interfaz agua dulce-agua salada en un acuífero costero. Muestra la transición de agua dulce a agua salada en la zona de dispersión. Obtenido de (Anderson et al., 2015).

Los acuíferos costeros son susceptibles al aumento del nivel del mar, la extracción excesiva de aguas subterráneas y las alteraciones del uso del suelo; lo que como consecuencia provoca la intrusión de agua marina (Ajami, 2020). Entre la interfase que se produce en los acuíferos costeros de agua dulce y salada, existe una zona de mezcla y su espesor depende de la agitación física de las mareas, del régimen de bombeo, así como del carácter hidráulico del acuífero (Bobba, 2007) .

Los acuíferos costeros a nivel mundial se encuentran amenazados por el problema medioambiental de intrusión salina (Sherif et al., 2012; A. Singh, 2015). El problema ambiental de cambio climático por su parte contribuye al aumento del nivel del mar, incidiendo en el proceso de intrusión hacia los acuíferos (Loáiciga et al., 2012). De acuerdo con Bobba (2007), fuentes externas de contaminación pueden estar lejos de las zonas costeras y aun así tener un impacto, siendo los contaminantes de origen terrestre los de mayor amenaza (**Tabla 2**).

Tabla 2.1 Fuentes puntuales de contaminación en una cuenca costera.
Obtenido de (Bobba, 2007).

Tipo de contaminación	Ejemplos
Sistemas de evacuación de aguas residuales	Lagunas de aguas residuales, sistemas sépticos, pozos negros, corrales/pastos.
Vertederos de superficie	Vertederos, basureros, vertederos de residuos de superficie.
Vertederos subterráneos	Tanques de almacenamiento (residuos de baja, media y alta actividad).
Vertidos, lavados e intrusiones	Vertidos de aceite, gas, residuos: Lavados de talleres de automóviles, lavados de laboratorios de investigación, agua de mar o intrusiones de agua salada.
Fuentes mineras	Drenaje ácido de minas: Vertidos de residuos mineros, filtraciones explosiones de gas.
Depósitos de minerales naturales	Manantiales de agua salada, aguas termales, depósitos de anhidrita, piritita, etc.

2.6. Intrusión salina

El fenómeno de intrusión salina es común en las zonas costeras, donde la demanda de agua dulce es alta y la explotación de los acuíferos se realiza sin ningún tipo de regulación (Dey & Prakash, 2020), ocurre cuando el gradiente natural decreciente del nivel freático hacia el mar es alterado, ocasionando que este alcance niveles por debajo del nivel medio del mar, como consecuencia del bombeo excesivo (J. Bear, 1979; Dey & Prakash, 2020).

La diferencia de densidad entre el agua dulce y salada origina la conocida cuña salina (**Figura 2.6**), el agua dulce al ser menos densa cabalga al agua salada de mayor densidad (Bobba, 2007). Entre la interfaz de agua salada y la de agua dulce existe una zona de mezcla denominada zona de transición o zona de difusión (**Figura 2.6**), donde la densidad del agua aumenta gradualmente desde la densidad del agua dulce a la densidad del agua salada (Shamir et al., 1984).

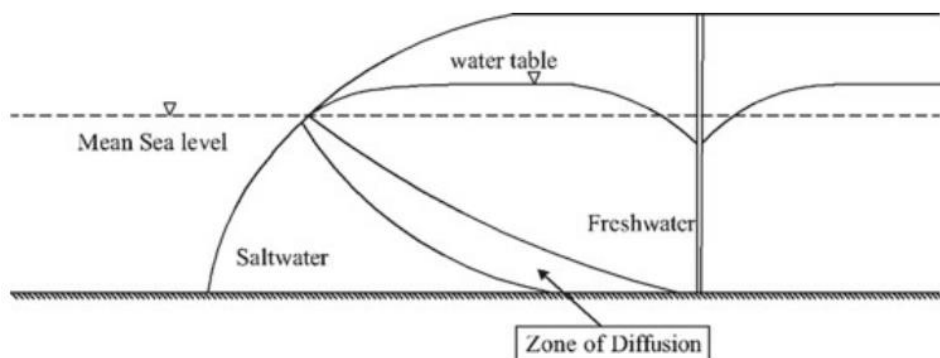


Figura 2.6. Modelo dependiente de la densidad para un acuífero no confinado.
Obtenido de (Dey & Prakash, 2020)

Diversos son los factores que intervienen o aportan a la intrusión de agua salada en los acuíferos, entre los más relevantes: la intrusión de agua de mar en zonas costeras por sobreexplotación, agua de mar que entró en los acuíferos durante la deposición en tiempos geológicos pasados (agua connata), presencia de sal en domos salinos y lechos delgados o diseminada en las formaciones geológicas (Bobba, 2007).

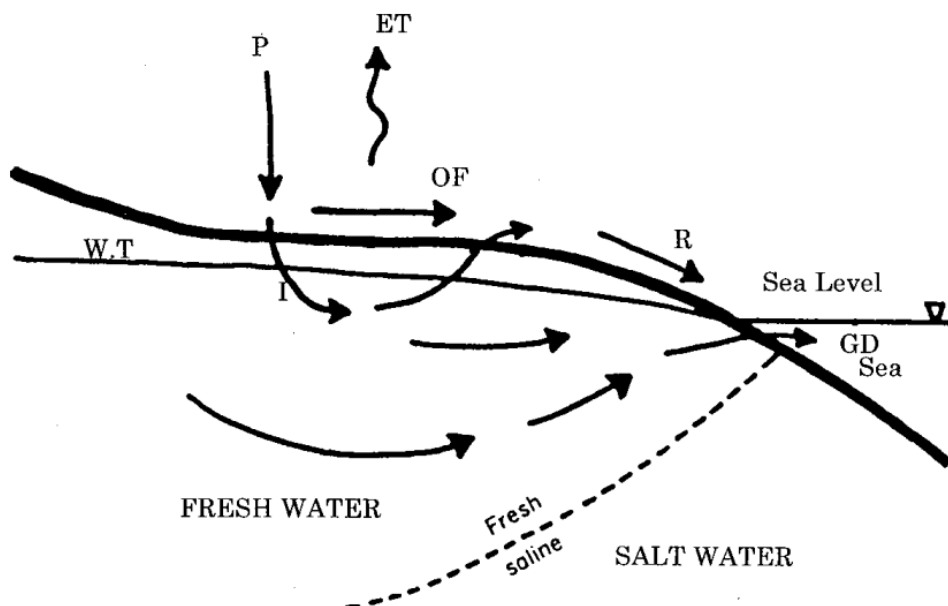


Figura 2.7 Balance hídrico en la cuenca costera.
Obtenido de (Bobba, 2007).

La velocidad y el grado de la intrusión de agua de mar “Seawater Intrusion” (SWI) están sujetas a las variaciones del ciclo hidrológico (**Figura 2.7**), la calidad y cantidad de las entradas y salidas del sistema (Hussain et al., 2019). Para controlar los problemas de SWI, se debe mantener un gradiente hidráulico (barrera hidráulica) hacia el mar y, así se permite que

una parte del agua dulce o salobre fluya hacia el mar (Tsanis & Song, 2001; Van Dam, 1999).

Para que se produzca una intrusión de agua marina deben cumplirse las siguientes condiciones: 1) Debe existir una masa de agua marina superficial en las proximidades con una vía de flujo factible hacia el acuífero; 2) La altura y el gradiente hidráulico debe estar por debajo del nivel del mar; 3) La química del agua debe estar alterada en concentraciones elevadas (Callander et al., 2011).

2.7. Métodos aplicados al estudio de la intrusión salina

La localización de la interfaz agua de mar / agua dulce es importante para la gestión de las aguas subterráneas en las regiones costeras (Bobba, 2007). Para el monitoreo y localización de la intrusión salina se plantea el uso de: técnicas geoquímicas (calidad del agua); técnicas geofísicas (análisis de resistividad); y enfoque combinado (análisis de los datos de calidad del agua y de resistividad) (Dey & Prakash, 2020).

Entre los métodos más utilizados para la delimitación de la intrusión salina se tiene: La técnica de muestreo y medición de parámetros hidroquímicos que permiten identificar el impacto del proceso de intrusión de agua de mar (Mercado, 1985; Ramesh & Jamuna, 2022). Los métodos geofísicos permiten identificar el contraste de resistividad entre el agua dulce y el agua salada (El-Kaliouby & Abdalla, 2015; Khalil & Santos, 2013). El empleo combinado de estas metodologías, permiten desarrollar la construcción de modelos numéricos (Dey & Prakash, 2020) para simular el fenómeno.

Los estudios relacionados con intrusión salina utilizan con frecuencia estudios geofísicos de resistividad, debido a su sensibilidad directa con la salinidad del agua (Adepelumi et al., 2009; Goebel et al., 2017). Los Sondeos Eléctricos Verticales “Vertical Electrical Sounding” (VES) son una técnica de prospección geoelectrica que determina la variación de la resistividad aparente del subsuelo con la profundidad (Niculescu & Andrei, 2019). Las tomografías de resistividad eléctrica “Electrical Resistivity Tomography” (ERT) ofrecen una pseudosección 2D que permite identificar la distribución de la resistividad bajo tierra (Martínez-Moreno et al., 2017).

Adicional a los métodos de VES y ERT, existen otras metodologías (**Figura 2.8**) como: autopotencial “Self-potencial” (SP), polarización inducida “Induced Polarization” (IP), electromagnetismo en el dominio del tiempo, refracción sísmica, radar de penetración en el suelo “Ground Penetrating Radar” (GPR) y los métodos electromagnéticos aerotransportados (Kumar et al., 2022).

Los métodos de muestreo hidroquímicos y parámetros fisicoquímicos permiten determinar la composición química de las aguas subterráneas (Subba Rao & Surya Rao, 2010); y entender los procesos que intervienen en la hidroquímica como: la precipitación, la evaporación, la interacción roca-agua, la disolución y la intrusión de agua de mar (Jamshidzadeh, 2020; Liu et al., 2019; Pazand et al., 2018; Subba Rao et al., 2017).

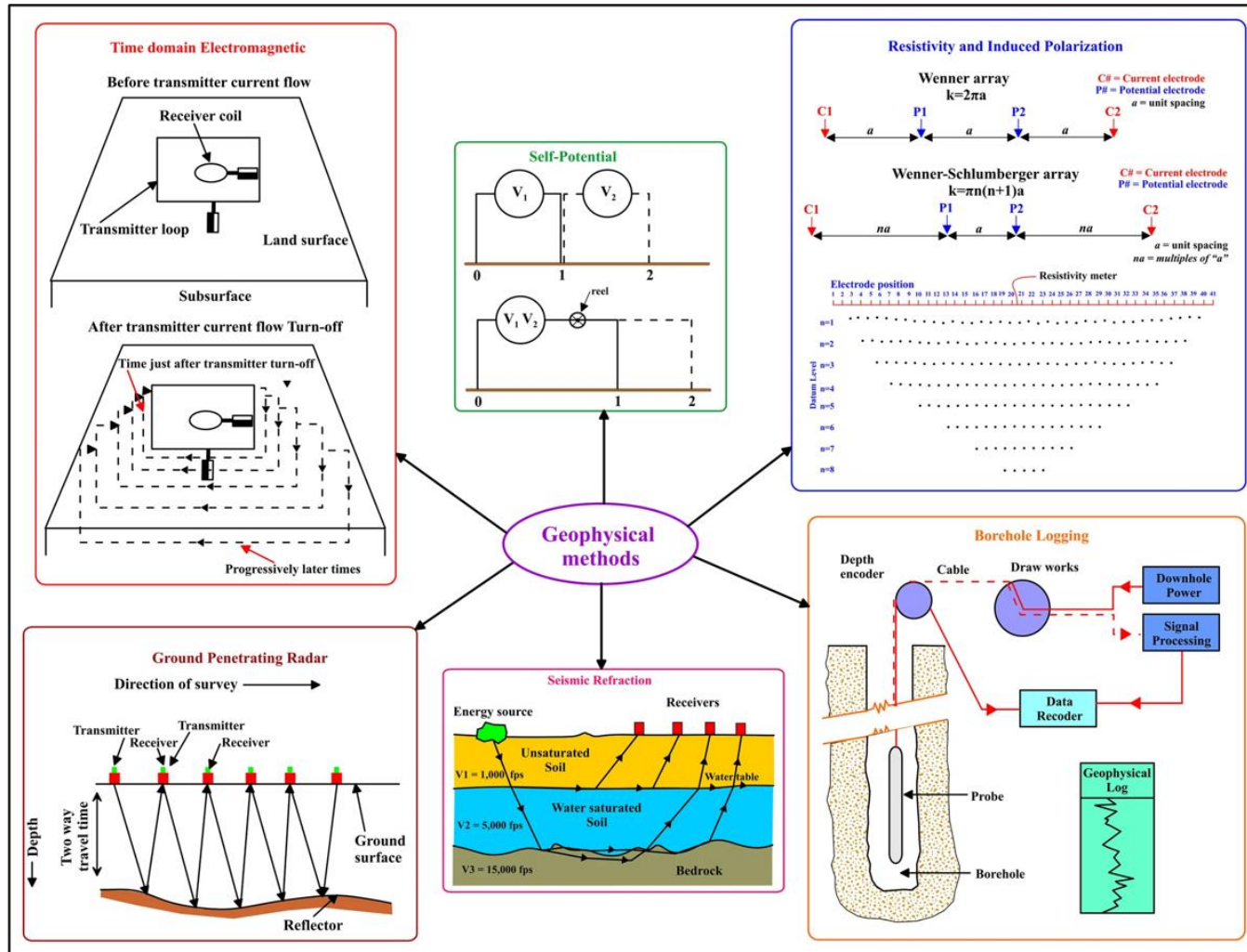


Figura 2.8 Diversos métodos geofísicos aplicados a los estudios de intrusión marina.

Obtenido de (Kumar et al., 2022).

El método eléctrico SEV consiste en la medición de la diferencia de potencial como respuesta a la presencia de una corriente continua inducida al terreno (**Figura 2.9**) mediante electrodos no polarizables (Kumar et al., 2022). La relación entre la diferencia de potencial y el flujo de corriente da como resultado la resistencia aparente y al multiplicarse por el factor geométrico se obtiene la resistividad aparente a una distancia específica de los electrodos de corriente.

Esto ocurre a medida que se aumenta progresivamente la distancia entre los electrodos de corriente para permitir que la corriente fluya hacia las capas más profundas del subsuelo y representar así la diferencia de resistividad (Telford et al., 1990). Existen diferentes configuraciones de electrodos Wenner, Dipolo-Dipolo, Schlumberger, entre otros, aunque la matriz Schlumberger alcanza mayores profundidades y es más sensible a las heterogeneidades de la superficie (Mirzaei et al., 2021).

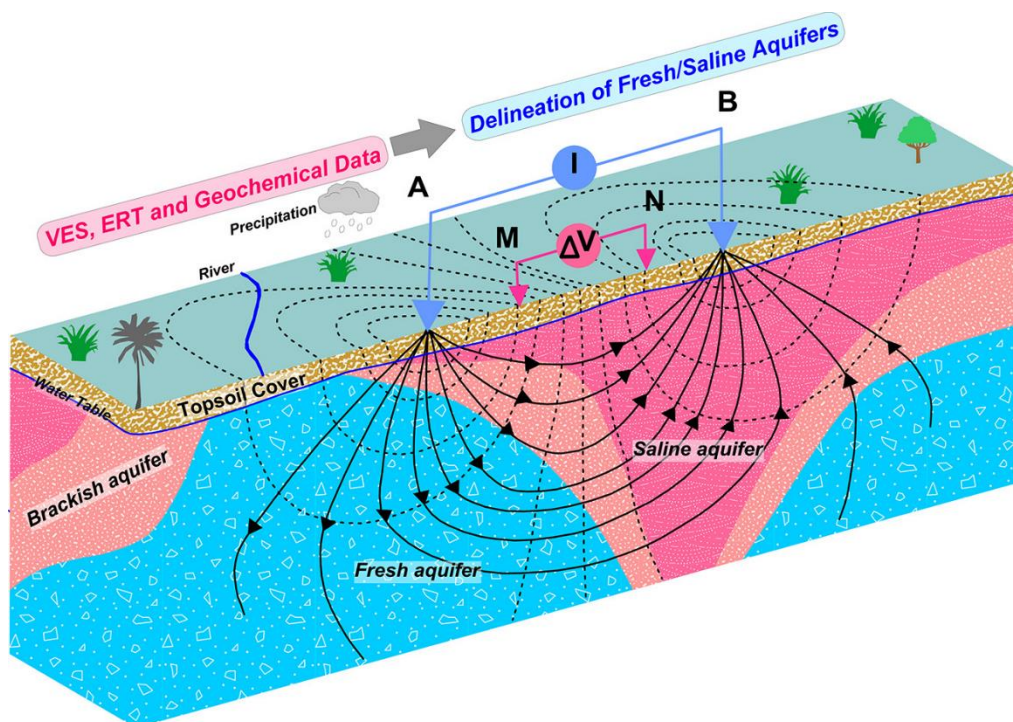


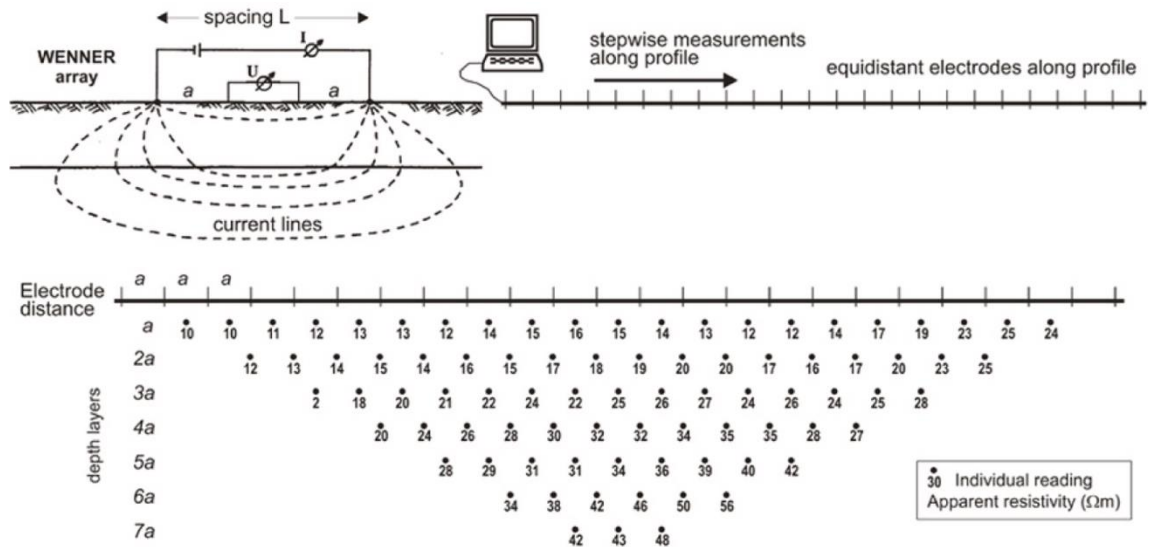
Figura 2.9 Esquema explicativo del método VES.

Mide la diferencia de potencial en presencia de una corriente continua inducida en el terreno. Obtenido de (Hasan et al., 2019)

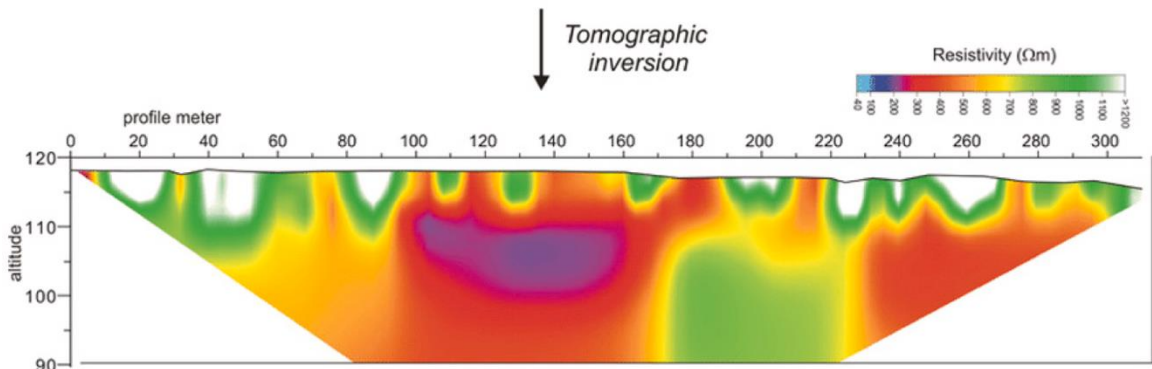
Las imágenes de resistividad eléctrica “Electrical Resistivity Images” (ERI), son una técnica no invasiva, que permite obtener imágenes 2D y 3D del subsuelo mediante múltiples mediciones de la resistividad aparente utilizando configuraciones de electrodos, para mostrar las variaciones de resistividad lateral y en profundidad (Kumar et al., 2022).

El principio es similar al de los VES, donde se inyecta una corriente continua al subsuelo y se mide el potencial con electrodos. La configuración de electrodos es la de Wenner, obteniéndose un perfil en 2D de las resistividades laterales y en profundidad (**Figura 2.10**). La resistividad eléctrica de las capas del subsuelo depende de la composición mineral, la porosidad, la cementación, la temperatura, el material arcilloso, el contenido de agua, la temperatura y la salinidad (Gautam & Biswas, 2016).

Esta técnica es aplicada en la exploración de minerales, los estudios hidrogeofísicos y las investigaciones medioambientales, como la contaminación del subsuelo, la vulcanología, investigaciones de deslizamientos de tierra y la ingeniería civil y geotécnica (Kumar et al., 2022).



(a) Principle of geoelectric profiling/tomography



(b) Resistivity tomogram

Figura 2.10 Esquema de la configuración de electrodos utilizada las TEGs y el resultado de la pseudosección en 2D de resistividades.

Obtenido de (Ducut et al., 2022).

2.8. Gestión ambiental de los acuíferos costeros para la sostenibilidad

La contaminación de las aguas subterráneas por el manejo inapropiado de los acuíferos costeros puede provocar un impacto económico, social y ambiental (Bedoya, 2009; Zepeda et al., 2018). La demanda del recurso hídrico para el consumo humano en zonas costeras como Manglaralto está en crecimiento, y llega a su cúspide en temporadas altas debido al turismo (Quinteros, 2013). Según Arévalo (2017), en Manglaralto entre los años 2005 y 2015, la demanda de agua ascendió a 1.179,30%; entre 2006 y 2013 existió un ascenso del 80,85% de espacios urbanizados; y entre 2006 y 2014 subió a 1.775% los alojamientos turísticos (Herrera, 2015).

Con el ascenso de la demanda de agua subterránea se produce un desbalance entre los flujos de entrada y salida, impactando los niveles en los acuíferos costeros; cuando esto ocurre en los acuíferos se genera una salinización masiva y profunda del acuífero. Por lo tanto, la gestión ambiental del acuífero costero desde la perspectiva de la calidad del agua subterránea y los criterios de su sostenibilidad en Manglaralto, contribuirá en la optimización de los planes de protección y regeneración de las aguas dulces subterráneas (Bedoya, 2009; Custodio, 2013).

Además, frente al problema de riesgo del recurso hídrico subterráneo, la Gobernanza de las Aguas Subterráneas - Marco Global de Acción, en un diagnóstico global de las aguas subterráneas, identificó seis deficiencias fundamentales (FAO, 2015):

- Liderazgo inadecuado de los organismos gubernamentales.
- Conciencia limitada de los riesgos a largo plazo de las aguas subterráneas.
- Ausencia de medición del estado de los recursos de aguas subterráneas.
- Sistemas jurídicos sobre aguas subterráneas poco eficaces.
- Compromisos insuficientes de las partes interesadas en la gestión de las aguas subterráneas.
- Integración limitada de las aguas subterráneas en las políticas nacionales relacionadas.

Dentro del marco legal que rige en Ecuador relacionado al recurso hídrico vital se tiene la Constitución de la República del Ecuador, el COA (Código Orgánico del Ambiente) y la Ley Orgánica de Recursos Hídricos y Aprovechamiento del Agua que de manera conjunta promueven el manejo sostenible del uso de los recursos hídricos.

La Constitución de la República del Ecuador en “*el artículo 411 dispone que el Estado garantizará la conservación, recuperación y manejo integral de los recursos hídricos, cuencas hidrográficas y caudales ecológicos asociados al ciclo hidrológico. Se regulará toda actividad que pueda afectar la calidad y cantidad de agua, y el equilibrio de los ecosistemas, en especial en las fuentes y zonas de recarga de agua. La sustentabilidad de los ecosistemas y el consumo humano serán prioritarios en el uso y aprovechamiento del agua*”

El Código Orgánico del Ambiente: establece como derecho, deber y principio ambiental en el **Art. 5** numeral 4): *La conservación, preservación y recuperación de los recursos hídricos, cuencas hidrográficas y caudales ecológicos asociados al ciclo hidrológico;*

La ley Orgánica de Recursos Hídricos, Usos y Aprovechamiento del Agua, expide los siguientes artículos relacionados al aprovechamiento del agua y la recarga de los acuíferos por medio de infraestructuras hidráulicas:

Art. 10 literal c) *Los acuíferos a los efectos de protección y disposición de los recursos hídricos; Las obras o infraestructura hidráulica de titularidad pública y sus zonas de protección hidráulica se consideran parte integrante del dominio hídrico público.*

Art. 11.- Infraestructura hidráulica. Se consideran obras o infraestructura hidráulica las destinadas a la captación, extracción, almacenamiento, regulación, conducción, control y aprovechamiento de las aguas, así como al saneamiento, depuración, tratamiento y reutilización de las aguas aprovechadas y las que tengan como objeto la recarga artificial de acuíferos, la actuación sobre cauces, corrección del régimen de corrientes, protección frente a avenidas o crecientes, tales como presas, embalses, canales, conducciones, depósitos de abastecimiento a poblaciones, alcantarillado, colectores de aguas pluviales y residuales, instalaciones de saneamiento, depuración y tratamiento, estaciones de aforo, piezómetros, redes de control de calidad, así como todas las obras y equipamientos necesarios para la protección del dominio hídrico público.

Art. 13.- Formas de conservación y de protección de fuentes de agua. *Constituyen formas de conservación y protección de fuentes de agua: las servidumbres de uso público, zonas de protección hídrica y las zonas de restricción. Para la protección de las aguas que circulan por los cauces y de los ecosistemas asociados, se establece una zona de protección hídrica. Cualquier aprovechamiento que se pretenda desarrollar a una distancia del cauce, que se definirá reglamentariamente, deberá ser objeto de autorización por la Autoridad Única del Agua, sin perjuicio de otras autorizaciones que procedan. En los acuíferos se delimitarán zonas de restricción en las que se condicionarán las actividades que puedan realizarse en ellas en la forma y con los efectos establecidos en el Reglamento a esta Ley.*

Del Uso y aprovechamiento del Agua subterránea y acuíferos

Art. 117.- Uso y aprovechamiento. Para la exploración y afloración de aguas subterráneas, se deberá contar con la respectiva licencia otorgada por la Autoridad Única del Agua. En caso de encontrarlas, se requerirá la autorización para su uso o aprovechamiento productivo sujeto a los siguientes requisitos:

a) Que su alumbramiento no perjudique las condiciones del acuífero ni la calidad del agua ni al área superficial comprendida en el radio de influencia del pozo o galería; y,

b) Que no produzca interferencia con otros pozos, galerías o fuentes de agua y en general, con otras afloraciones preexistentes.

Art. 118.- Corresponsabilidad en la conservación del agua subterránea. Los sistemas comunitarios, juntas de agua potable, juntas de riego y los usuarios del agua son corresponsables con el Estado en la protección, conservación y manejo del agua subterránea.

Art. 122.- Otras formas de aprovechamiento. La autorización de aprovechamiento productivo para otros destinos será otorgada por la Autoridad Única del Agua, sobre la base de los estudios técnicos establecidos en la Ley y demás normativas aplicables.

Adicional a la normativa, es importante que estrategias que se planteen para el manejo sostenible de los acuíferos sean elaboradas en alianza con

la comunidad - universidad, como en el caso de Manglaralto donde se han implementado soluciones ingenieriles desde la academia para evitar la contaminación por intrusión salina del acuífero (Carrión-Mero et al., 2021d). Esta alianza con la comunidad - academia permite entender e identificar las brechas de investigación frente a temas de importancia mundial como la escasez de agua (Morante-Carballo et al., 2022).

2.9. Manejo sustentable del acuífero

En zonas áridas costeras, el proceso de SWI provoca la degradación de la calidad de las aguas subterráneas, por lo que el abastecimiento de agua se ha limitado (Hussain et al., 2017). La recuperación de la calidad del agua suele ser un proceso costoso y largo, dependiendo de la fuente de contaminación y del nivel de salinidad (Hussain et al., 2019).

Como parte de la mitigación y control del SWI, se sugieren medidas como mantener un gradiente hidráulico hacia el mar, proporcionando una barrera hidráulica contra la SWI (Tsanis & Song, 2001; Van Dam, 1999); reducción de las tasas de bombeo; reubicación de pozos; uso de barreras físicas superficiales (**Figura 2.11a**), recarga natural o artificial (**Figura 2.11b**), bombeo de agua salina (barreras de extracción) (**Figura 2.11c**), recarga de agua dulce y bombeo de agua salina (**Figura 2.11d**), extracción - desalinización y recarga (**Figura 2.11e**) (Hussain et al., 2019).

El método de las barreras físicas (**Figura 15a**) representa una solución eficaz y práctica para mitigar la SWI (Allow, 2011). En busca de mejoras del método, se han realizado simulaciones respecto a la construcción de barreras físicas del subsuelo, demostrando que una inclinación de los muros de concretos en 1/4 hacia la orilla tiene una eficiencia mayor del 4,94% que una estructura vertical (Abd-Elaty et al., 2022).

La recarga artificial (**Figura 2.11b**) que reduce los caudales de inundación, permite almacenar agua y evitar el avance de la intrusión (Lahr, 1982; Todd, 1974). La recarga artificial mediante pozos de inyección ha sido exitosa en acuíferos no confinados (Mahesha, 1996a, 1996b), considerando que este método debe ser aplicado cerca a la cuña salina (Hussain et al., 2019). para que sea eficaz. La principal ventaja del uso de pozos de inyección es la flexibilidad para ubicarlos en lugares donde la geología del subsuelo no es adecuada para estanques de infiltración superficial (Yang et al., 2021).

El método de bombeo de agua salina (**Figura 2.11c**), ha demostrado un impacto benéfico en la recuperación de los acuíferos, (Mogheir, 2016) propone que el bombeo a una tasa baja de $\sim 5 \text{ m}^3/\text{año}$ puede refrescar el

acuífero en las proximidades del pozo de bombeo. Este método ha sido estudiado numéricamente por Stein et al. (2019), el cual menciona la importancia de realizar el bombeo a una distancia considerable de la costa, de lo contrario la salinidad del pozo permanecería más estable, otros estudios de modelización numérica de la intrusión de agua de mar en Qatar (Baalousha, 2016; Kacimov et al., 2009) han demostrado que el bombeo puede disminuir e incluso invertir la intrusión de agua de mar.

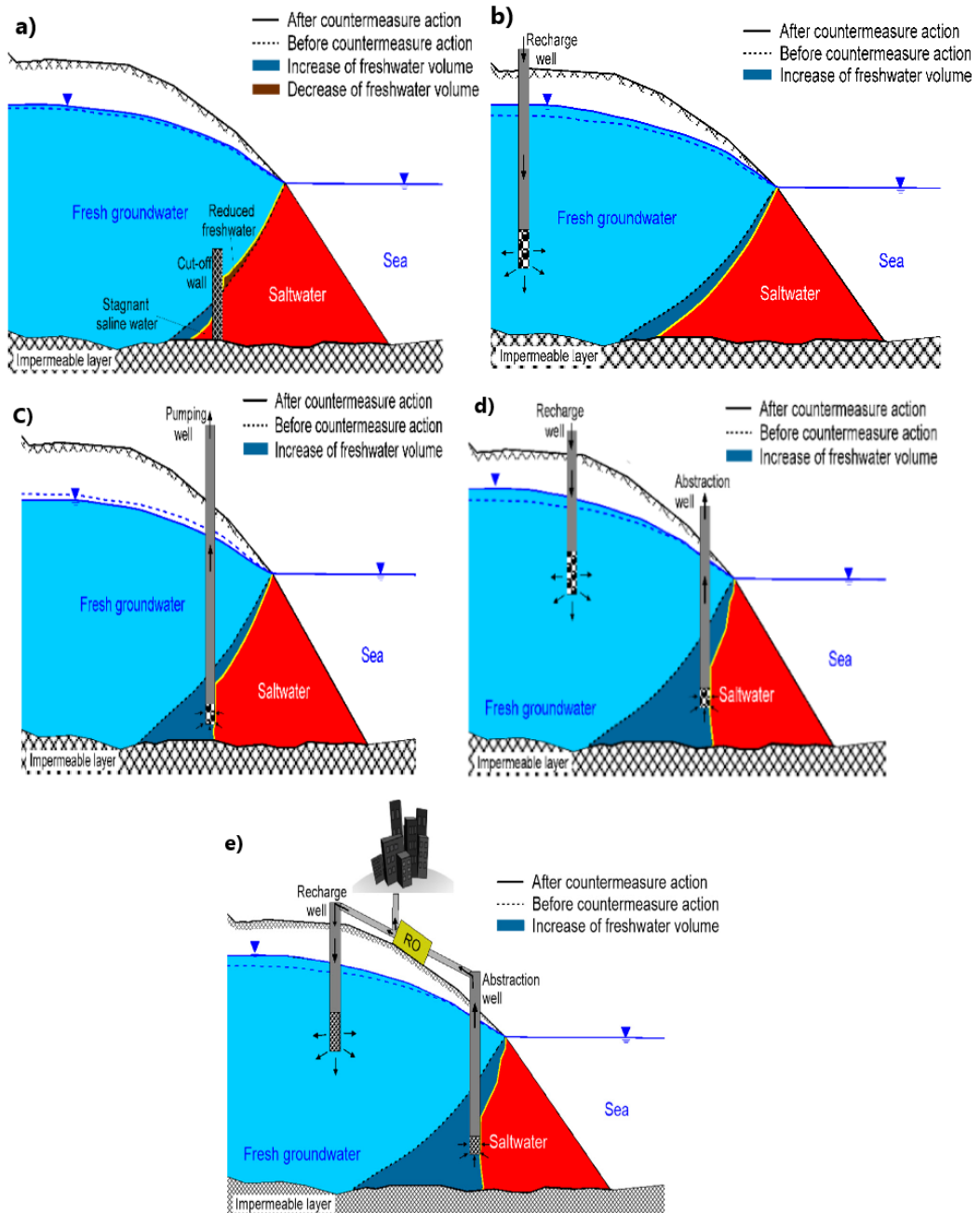


Figura 2.11 Esquema de los métodos utilizados en el manejo de la intrusión salina. a) Barreras físicas, b) Recarga artificial, c) Bombeo de agua salada, d) Barreras combinadas, e) Extracción, desalinización y recarga. Obtenido de (Hussain et al., 2019).

El método combinado de extracción, desalinización y recarga (ADR) (**Figura 2.11e**) propuesto por Javadi et al. (2012) y Papadopoulou et al. (2018), se basa en la extracción continua de agua salobre cerca de la costa, la desalinización del agua extraída y el uso del exceso de agua desalinizada como fuente de recarga artificial mediante pozos de inyección (Sadjad Mehdizadeh et al., 2019). Entre las ventajas que representa este método, se tiene: menor consumo de energía, aumento del total de agua dulce disponible, el menor coste e impacto ambiental (Hussain et al., 2019)..

En la provincia de Santa Elena debido a las precipitaciones temporales, las comunidades enfrentan grandes retos de escasez de agua, y en respuesta al aprovechamiento del agua en ciertos sectores se han implementado estructuras hidráulicas como presas colinares para el represamiento del agua y acumulación de las reservas que se utilizan en el desarrollo de actividades como la agricultura (Mullo-Sinaluisa et al., 2022).

Además, como parte del manejo de los acuíferos y recursos hídricos en el último siglo se implementó el rescate de procesos de siembra y cosecha de agua, que solucionan los problemas de abastecimiento mediante técnicas ancestrales sostenibles y gracias a su practicidad son utilizadas en comunidades rurales (Durán et al., 2020).

CAPÍTULO 3

3. MATERIALES Y MÉTODOS

Este trabajo se focaliza en la representación de la zona subterránea donde se encuentra emplazado el acuífero, con el fin de visualizar la imagen del proceso de intrusión salina en el acuífero costero de Manglaralto. Para efectos de mostrar esta situación se seleccionó el área más cercana a la costa, donde se determinó que existe intrusión salina, detectada con las mediciones de los parámetros fisicoquímicos. En el sector también existen 15 pozos y un dique conocido ancestralmente como tape.

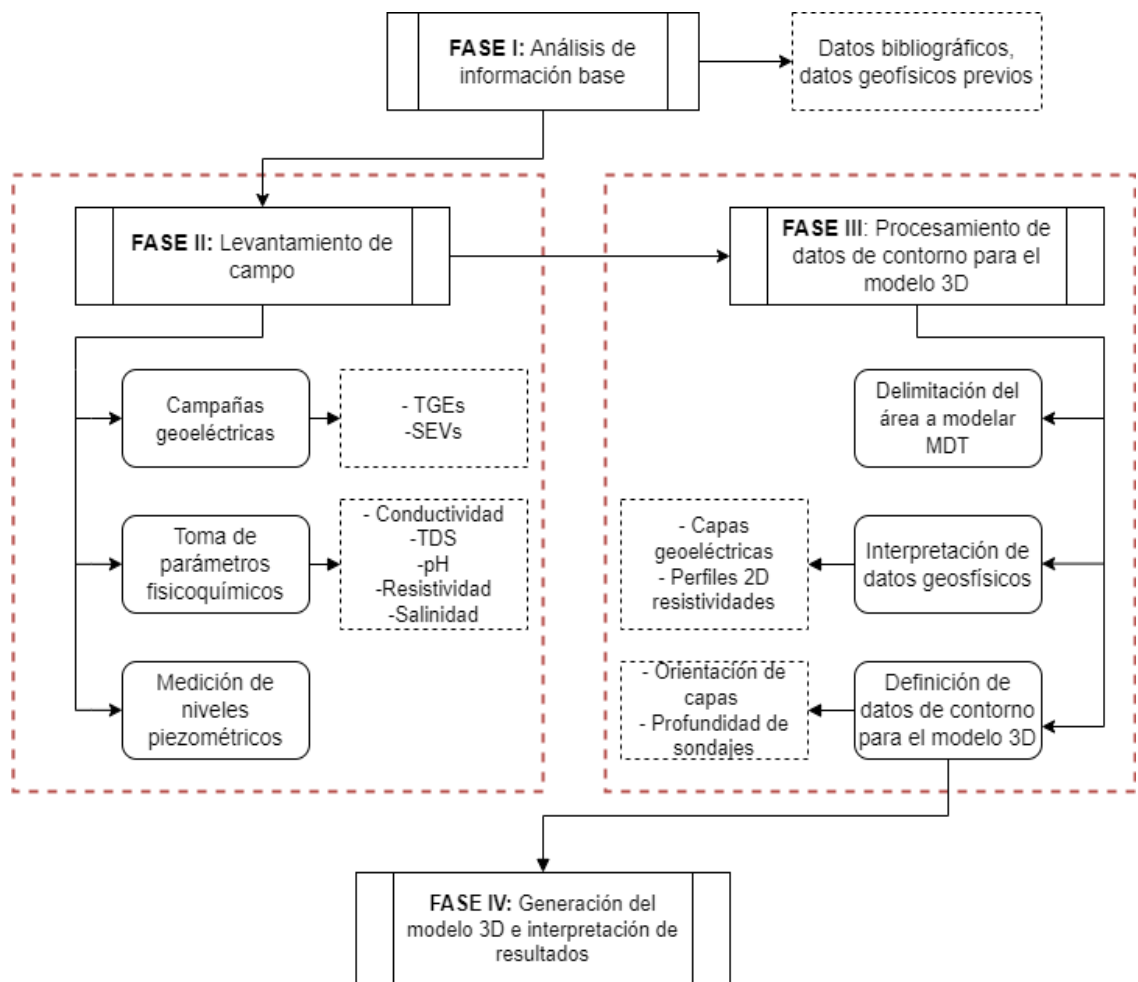


Figura 3.1 Metodología propuesta para la generación del modelo 3D de la cuña de intrusión salina.

Los métodos utilizados en campo para representar el esquema 3D previo a la modelación tridimensional de la cuña de intrusión salina, son los sondeos eléctricos verticales y las tomografías geoelectricas, además, se complementa esta información con la medición de los parámetros de calidad del agua en los pozos. El desarrollo de la investigación se realizó en tres fases siguiendo el esquema propuesto en la (**Figura 3.1**).

3.1. FASE I: Análisis de información base

En esta fase se analizó información correspondiente a investigaciones previas y data obtenida de estudios anteriores (topografía, geología, geofísica). Dentro de la información relevante para esta investigación se analizaron tres tesis de grado realizadas en la zona de estudio (Bravo Montero, 2020; Quiñonez, 2019; Valencia, 2017).

Además, se revisó información científica de la hidrogeología e hidroquímica del acuífero costero Manglaralto (Carrión-Mero et al., 2021a; Carrión-Mero et al., 2021d; Carrión-Mero et al., 2021e; Montalván et al., 2020; Morante et al., 2019); e investigaciones sobre técnicas ancestrales aplicadas en la zona de estudio, para aprovechar el recurso de manera eficiente (Carrión-Mero et al., 2018; Carrión-Mero et al., 2021c; Herrera-Franco et al., 2020).

Así como información social, económica y educativa en el contexto del manejo del agua (Carrión-Mero et al., 2021d; Herrera-Franco et al., 2018a; Merchán et al., 2021), lo que permitió considerar la problemática de manera integral.

3.2. FASE II: Levantamiento de campo

El levantamiento de campo se realizó en tres etapas:

1. Las **campañas geoelectricas** se realizaron en el área de estudio sobre el acuífero de Manglaralto, se levantaron en la dirección de avance del agua de mar NW-SE, con el objetivo de observar el comportamiento de intrusión salina, en total se ejecutaron 12 líneas de Tomografías Geoelectricas (TGE), 6 correspondientes a la temporada lluviosa (marzo 2022) (**Figura 3.2A**) y 6 durante la época seca (agosto 2022) (**Figura 3.2B**). También se efectuaron 5 sondeos eléctricos verticales (SEV) 3 para la época lluviosa y 2 para la época seca. Adicional a la toma de datos, se realizó una reinterpretación de data previa.



Figura 3.2 Cauce del río Manglaralto en A) Temporada seca y B) Temporada lluviosa. Fotos tomadas en el dique técnico-artesanal.

El método geoelectrico **SEV** consiste en la medición de la resistividad del subsuelo, por medio de un flujo de electricidad inyectado al suelo (Rahmani et al., 2020). Los materiales tienen una resistividad distintiva, lo que permite que mediante esta propiedad puedan ser identificados (Sadjab et al., 2020).

La medición de la resistividad se efectuó utilizando electrodos que se colocaron siguiendo las configuraciones geométricas establecidas (**Figura 3.3**). En la configuración Schlumberger, los electrodos de corriente (A y B) se desplazan hacia el exterior, permitiendo que alcancen capas más profundas; los electrodos de tensión (M y N) fijados al centro de la matriz, permiten medir el potencial eléctrico (Ait Bahammou et al., 2021). Con esta configuración se cubrió una longitud de 100 m ($AB/2$) con una abertura máxima de 10 m ($MN/2$).

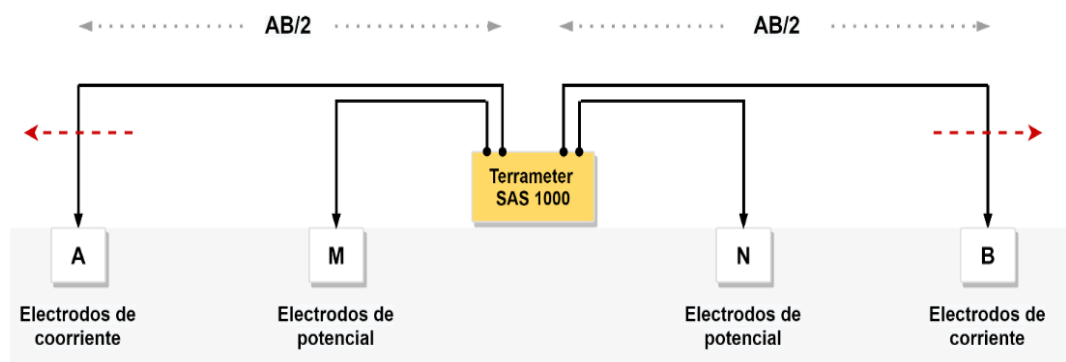


Figura 3.3 Configuración de electrodos de corriente (A y B) y electrodos de potencial (M y N).

La **TGE** es un método geofísico donde se utilizan pares de electrodos en contacto con el suelo para crear un campo eléctrico y así medir el gradiente de tensión (Cheng et al., 2019). El principio del método de resistividad es hacer uso del contraste del material objetivo con su entorno (Ridho et al., 2018). Los electrodos se colocan en el campo a lo largo de una línea y se obtiene una representación 2D de la resistividad por debajo de esa línea (Cheng et al., 2019).

Al igual que en el método de los SEV, para las TGE también existen varias configuraciones de los electrodos, polo-polo, polo-dipolo, polo-bipolo, Wenner, Schlumberger, dipolo-dipolo, Wenner- β y Wenner- γ (Okpoli, 2013). La configuración Wenner y Wenner-Schlumberger alcanzan una mayor profundidad de investigación y resolución lateral (Mirzaei et al., 2021). En la configuración Wenner los electrodos (A, M, N y B) se colocan equidistantes entre sí, en línea (**Figura 3.4**), permitiendo identificar cambios horizontales de resistividad si se mantiene la separación constante (AGI, 2017).

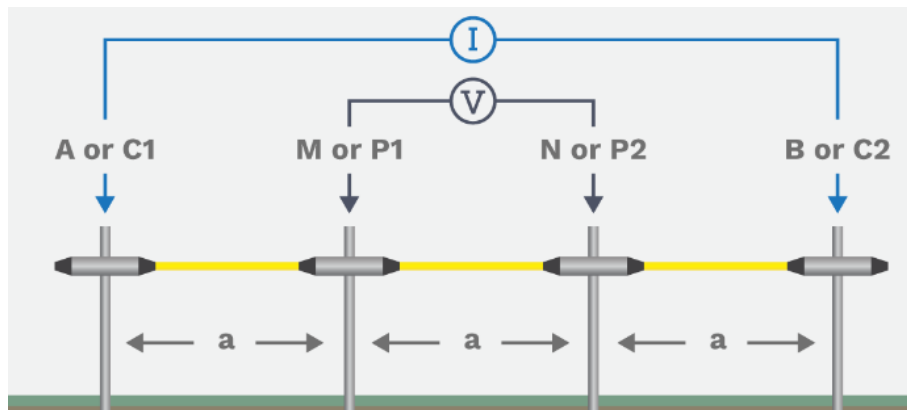


Figura 3.4 Configuración Wenner, los electrodos se mantienen espaciados equidistantes. Obtenido de (AGI, 2017)

Tabla 3.1 Plantilla para el registro de datos geofísicos TEGs. Tomados en campo considerando la configuración Wenner.

# ensayo	Coordenadas		# ensayo	Coordenadas	
Campaña en época lluviosa (marzo2022)					
TEG 01	X:	X:	TEG 02	X:	X:
	Y:	Y:		Y:	Y:
	Z:	Z:		Z:	Z:
TEG 03	X:	X:	TEG 04	X:	X:
	Y:	Y:		Y:	Y:
	Z:	Z:		Z:	Z:
TEG 05	X:	X:	TEG 06	X:	X:
	Y:	Y:		Y:	Y:
	Z:	Z:		Z:	Z:

En campo durante la toma de datos (**Figura 3.5**) se utilizaron 21 electrodos equidistantes a 5 m cubriendo una longitud de 105 m y se envió una corriente de 100 mA que se autorreguló de acuerdo con las condiciones del terreno, estos ensayos geoelectricos se realizaron en las riberas del río Manglaralto cercanos a los pozos 1, 2, 3 y 4. Los datos se registraron con una desviación estándar menor al 1%. Se registraron las coordenadas del punto inicial y final de la línea de la tomografía siguiendo el formato que se muestra en la (**Tabla 3.1**)

El equipo utilizado en la toma de datos fue el Terrameter SAS 1000 (**Figura 3.6**). En la **Tabla 3.3** se muestra un resumen de las especificaciones técnicas utilizados en la toma de datos.

Tabla 3.2 Especificaciones técnicas del equipo geofísico Terrameter SAS 100 ABEM.

TERRAMETER SAS 1000	
Receptor	
Rango de voltaje de entrada	+ / - 400 V
Precisión	Mejor que 0.1% (en el rango de 4 a 200 ohmios en la integración de 1s)
Exactitud	1% típica.
Resolución	Teórica 30 nV
Rango dinámico	Hasta 140 dB más 64 dB de ganancia automática (a 1 s de integración)
Rango automático	+ / - 2.5 V + / - 10 V + / - 400 V
Medición	
Resistividad	Si
SP	Si
IP	Si
Transmisor	
Potencia de salida	100 W
Transmisión de corriente	Transmisión de corriente verdadera
Precisión de corriente de salida	Mejor que 0.5% a 100 mA
Corriente de salida	1, 2, 5, 10, 20, 50, 100, 200, 500, 1000 mA (ajuste del operador o rango automático)
Voltaje de salida máximo	+/- 400 V (800 V pico a pico)
ACCESORIOS	
Sistemas de levantamiento de electrodos múltiples para 2D y 3D	
LUND Resistividad e imágenes IP	
Un sistema de conmutación central para resistividad automática, perfiles de IP e imágenes verticales.	



Figura 3.5 Toma de datos geofísicos en campo.



Figura 3.6 Equipo Terrameter SAS 1000 utilizado para la obtención de datos de TGEs y SEVs.

Para el registro de datos de resistividad tomados en campo se utilizó la siguiente plantilla (**Tabla 3.2**), en donde se colocan datos generales del levantamiento y los valores de resistividad correspondientes a cada

separación, acorde a la configuración Schlumberger.

Tabla 3.3 Plantilla para el registro de datos geofísicos SEVs.
Tomados en campo considerando la configuración Schlumberger.

CÓDIGO:				CROQUIS	
FECHA:					
OPERADOR:					
COORDENADAS X:					
COORDENADAS Y:					
COORDENADAS Z:					
Estación	Abertura	Abertura	Constante	Resistencia (m ohm)	Resistividad (ohm m)
Punto	AB/2	MN/2	K		
1	1	0.2	7.54		
2	1.47	0.2	16.66		
3	2.15	0.2	35.99		
4	3.16	0.2	78.11		
5	4.64	0.2	168.78		
6	4.64	0.5	66.85		
7	6.81	0.2	363.92		
8	6.81	0.5	144.91		
9	10	0.5	313.37		
10	14.7	0.5	678.08		
11	14.7	2	166.58		
12	21.5	0.5	1451.42		
13	21.5	2	359.91		
14	31.6	2	781.13		
15	46.4	2	1687.79		
16	46.4	5	668.52		
17	68.1	2	3639.24		
18	68.1	5	1449.1		
19	100	5	3133.75		
20	100	10	1555.09		
21	147	5	6780.83		
22	147	10	3378.63		
23	215	10	7245.3		
24	215	20	3599.09		

2. La medición de los **parámetros fisicoquímicos in situ** se realizó en los 15 pozos administrados por la Junta Administradora de Agua Potable Regional de Manglaralto, en los pozos se midieron los siguientes parámetros pH, TDS, CE, Salinidad y Resistividad, utilizando el equipo multiparamétrico marca OKTAON (**Figura 3.7**). Para efectos de análisis se consideraron todos los meses del año 2022, estos datos son tomados mensualmente en los pozos por parte de **CIPAT-ESPOL**.



Figura 3.7 Equipo multiparamétrico marca OKTAON para medición de parámetros fisicoquímicos.

3. La medición de los **niveles piezométricos** correspondientes a la tercera etapa del levantamiento en campo se efectuó en los 15 pozos que administra la JAAPMAN, con el equipo medidor de nivel de agua marca Solinst (**Figura 3.8**), la sonda tiene un alcance de aproximadamente 50 m de profundidad. Los niveles fueron tomados mientras la bomba estaba en funcionamiento (nivel dinámico) y cuando la bomba estaba apagada (nivel estático). Para la toma del nivel estático fue necesario esperar aproximadamente 30 minutos, para permitir la recuperación del nivel freático del pozo.



Figura 3.8 Medidor de nivel de agua marca Solinst, utilizado para el registro de niveles piezométricos.

En el análisis de la variación de los niveles piezométricos se consideraron todos los meses del año 2022, valores obtenidos de los monitoreos mensuales que se realizan en los pozos por parte de **CIPAT-ESPOL**.

3.3. FASE III: Procesamiento de datos de contorno para el Modelo Tridimensional

Para el modelado 3D de la cuña de intrusión salina se utilizó el software Geomodeller (**Figura 3.9**), que permite definir estructuras geológicas, así como realizar modelos dinámicos de circulación de fluidos y estabilidad de taludes mediante algoritmos de inversión, para visualizar e interactuar con las estructuras 3D.

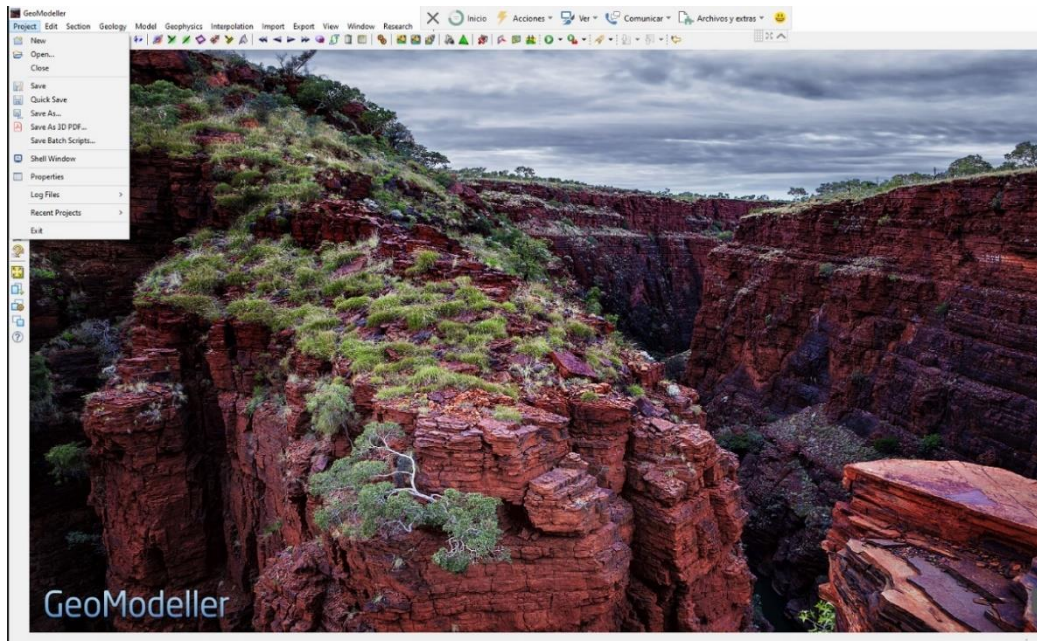


Figura 3.9 Software utilizado para la modelización 3D.

Este software se desarrolló en el año 1990 y es distribuido actualmente por la empresa Intrepid Geophysics. Geomodeller utiliza un interpolador geoestadístico con metodología CoKriging, empleando como data de entrada secciones, sondajes, geofísica y datos estructurales. Los datos de la licencia del software Geomodeller se presentan en la **Tabla 3.3**.

Tabla 3.4 Datos de licencia del software Geomodeller.

Datos de licencia del software Geomodeller	
Nombre del producto	GeoModeller/Argus software license
Empresa que emite el producto/licencia	Intrepid Geophysics
This licence key will expire on	2025-06-22

En esta fase también se consideraron como datos de entrada: el Modelo Digital de Terreno (**Figura 3.10**), archivos .csv con información de profundidad de los sondeos, con los valores de resistividad y, la relación y dirección de las capas.

1. El **Modelo Digital de Terreno (MDT)**, fue obtenido del satélite ASTER con una resolución de 3 m. Para el modelado se delimitó la zona de forma rectangular, las coordenadas están en el sistema WGS 84, UTM Zona 17 S (**Tabla 3.5**) de acuerdo con los requisitos del software Geomodeller (**Figura 3.10**), la profundidad del modelo es de 35 m, este valor coincide con la profundidad alcanzada en las campañas geoelectricas.

Tabla 3.5 Coordenadas del área delimitada para el modelo 3D.

Área delimitada del MDT para el modelo 3D		
X _{max} : 529593.68676 m	Y _{max} : 9796784.86731 m	Z _{max} : 67.41m
X _{min} : 528759.68676 m	Y _{min} : 9796250.86731 m	Z _{min} : -35m

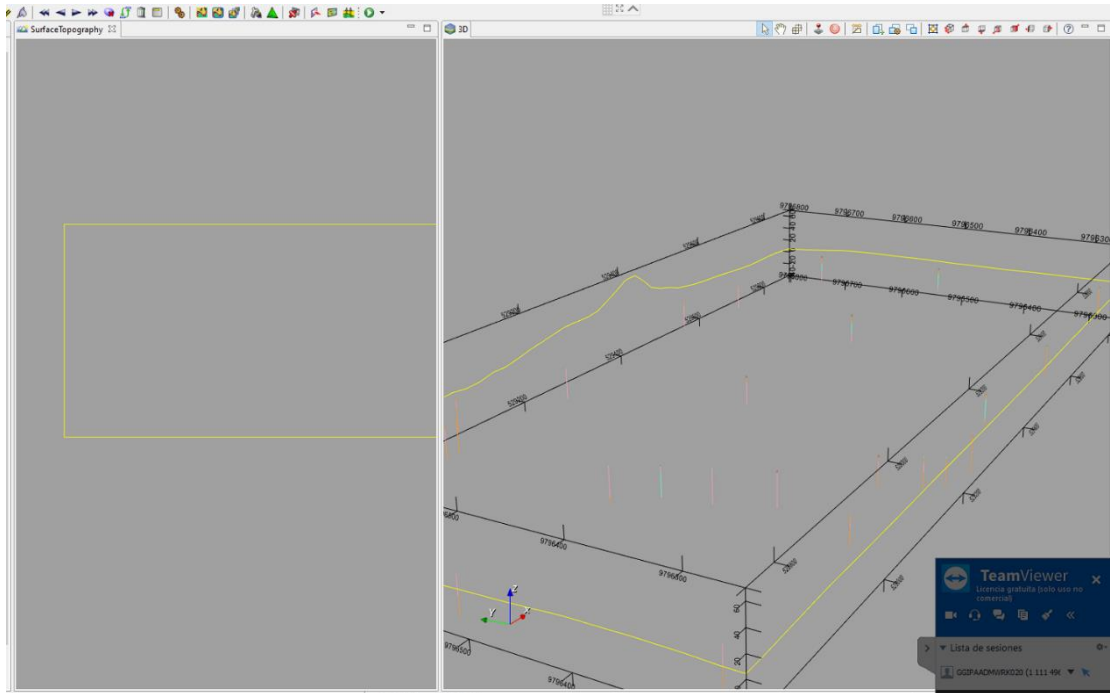


Figura 3.10 Modelo Digital del Terreno, vista en planta y tridimensional.

2. **Capas geoelectricas y perfiles 2D de resistividad.** Para el procesamiento de los datos levantados en campo de los SEVs se utilizó el software IP2WIN de acceso libre, alcanzando una profundidad aproximada de 35 m, luego de procesar los datos se obtuvieron las curvas de campo respectivas para cada SEV, las cuales se ajustaron a la curva teórica con un porcentaje de error menor al 5%, con estos datos se generó la columna estratigráfica del subsuelo, donde se identificaron tres capas de subsuelo presentes en el área de estudio de acuerdo con los cambios de pendientes

de las curvas (**Figura 3.11**).

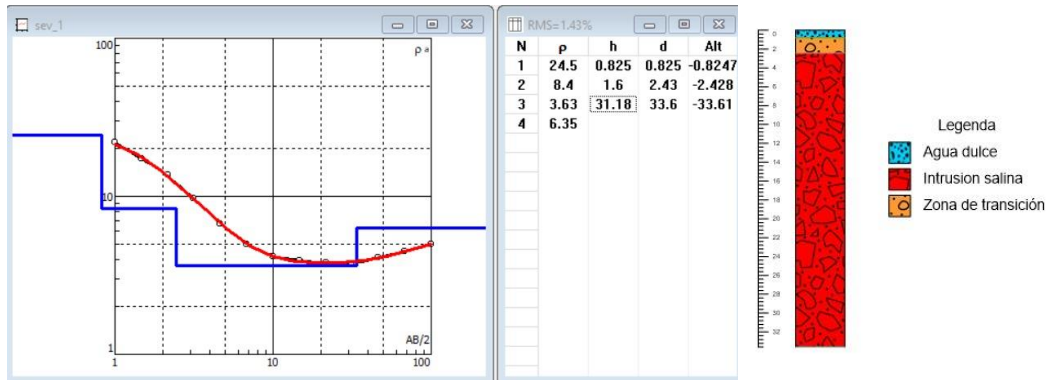


Figura 3.11 Curva de campo y columna geoelectrica correspondiente al SEV 3.

A continuación, se muestran las coordenadas de los SEVs realizados en la zona de estudio en la época seca y lluviosa (**Tabla 3.6**), los SEVs que no tienen especificada la fuente son los realizados en esta investigación.

Tabla 3.6 Coordenadas de ubicación de los SEVs reinterpretados. Obtenidos de otras fuentes y tomados en campo.

ID_SEV	X	Y	FUENTE	FECHA
SEV_1	528774	9796440	(Bravo Montero, 2020)	08/08/2019
SEV_2	528774	9796260		04/03/2022
SEV_3	528918	9796440	(Quiñonez, 2019)	21/03/2019
SEV_4	528918	9796260		23/04/2022
SEV_5	529106	9796590	(Quiñonez, 2019)	20/03/2019
SEV_6	529106	9796440		02/03/2019
SEV_7	529327	9796750		21/03/2019
SEV_8	529327	9796590		04/03/2022
SEV_9	529327	9796440	(Valencia, 2017)	05/08/2016
SEV_10	529327	9796260		05-08/2016
SEV_11	529555	9796750	(Quiñonez, 2019)	20/03/2019
SEV_12	529555	9796590		19/08/2022
SEV_13	529555	9796440		19/08/2022
SEV_14	529555	9796260	(Bravo Montero, 2020)	09/12/2019

Para los perfiles 2D de resistividad (**Figura 3.12**) se procesaron los datos con la versión demo del software RES2DINV. obteniendo un modelo de inversión de las resistividades aparentes con un error porcentual menor a 5% de error y se consideró unificar las capas con resistividades similares para efectos del modelado (**Figura 3.13**). Las coordenadas de ubicación de las tomografías se encuentran en la **Tabla 3.7**.

Tabla 3.7 Coordenadas UTM WGS 84 zona 17 S de la ubicación de las TGEs.

ID_TGE	X _o	Y _o	X _f	Y _f
TGE_1	528963	9796644	528873	9796634
TGE_2	528966	9796725	528877	9796688
TGE_3	529010	9796746	529106	9796788
TGE_4	529134	9796328	529174	9796235
TGE_4	529145	9796344	529233	9796385
TGE_5	528845	9796605	528781	9796525

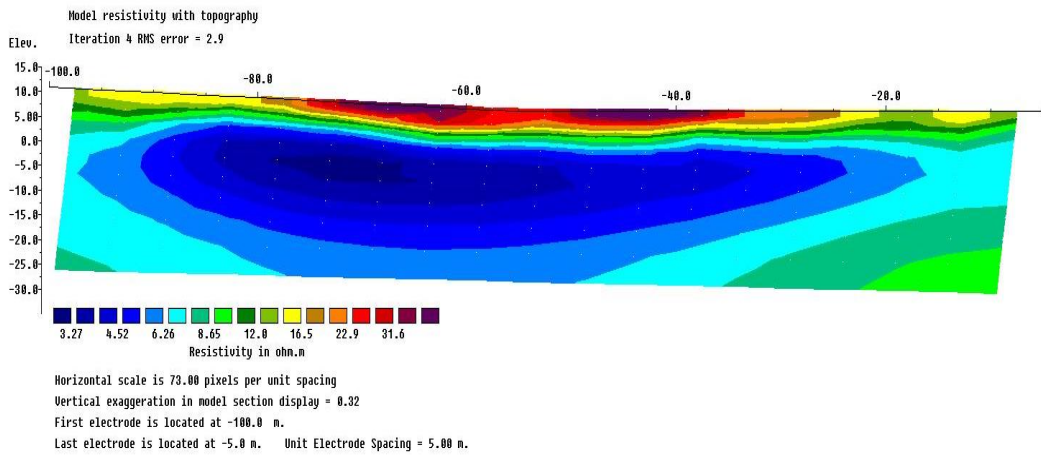


Figura 3.12 Perfil 2D obtenido de la inversión de datos.

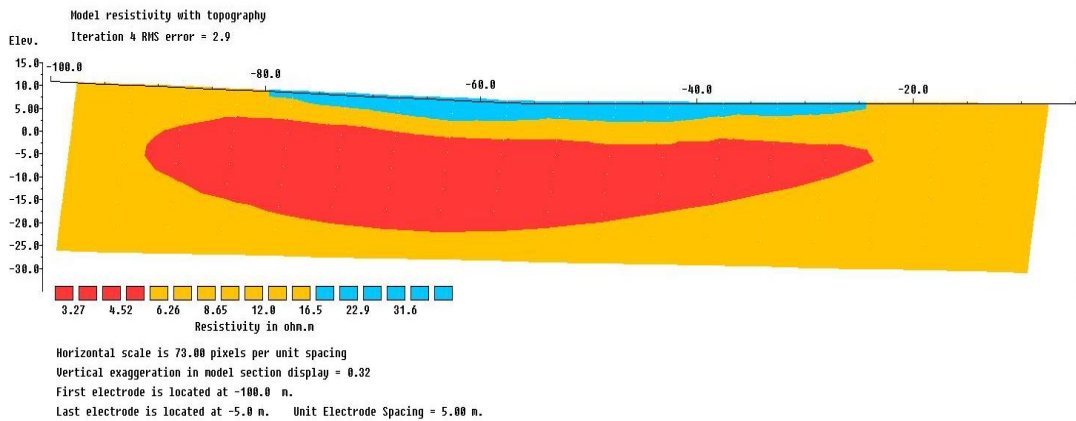


Figura 3.13 Capas geoelectricas a modelar, considerando los rangos establecidos en la Tabla 8.

Para efectos de visualización de la cuña salina en el software y con base en la información obtenida de Carrión-Mero et al., (2021e) se definieron tres capas con sus respectivos rangos de resistividad (**Tabla 3.8**).

Las capas establecidas son: la capa de intrusión salina con rango de resistividad entre 1 y 5.70 $\Omega.m$, la capa de mezcla o transición entre el agua de mar y el agua dulce con resistividades entre 5.71 y 15.70 $\Omega.m$ y

finalmente la capa de agua dulce con resistividades entre los 15.71 y 30.5 Ω .m.

Tabla 3.8 Rangos de resistividad establecidos para el modelo 3D.

Rangos de resistividad establecidos para la interpretación de las capas a modelar		
Rango de resistividad (Ω .m)	Material asociado	Capas para modelar
1 - 5.70	Suelo limo arcilloso	Intrusión salina
5.71 – 15.70	Limos semipermeables	Agua de transición
15.71 – 30.5	Gravas saturadas	Agua dulce

Como datos de entrada para la modelación tridimensional de la intrusión salina se elaboraron 3 archivos en formato .csv el primero para ingresar las coordenadas X, Y y Z de los SEVs y TEGs realizados con sus respectivas profundidades de sondeo (**Figura 3.14**), el segundo archivo contiene los valores de buzamiento (Dip) y la inclinación (Bearing) de las capas a modelar (**Figura 3.15**) y el tercer archivo contiene la profundidad por rangos de las capas con su respectiva litología y resistividad (**Figura 3.16**), lo que permite generar las superficies a modelar son intrusión salina, agua salobre y agua dulce (**Figura 3.17**).

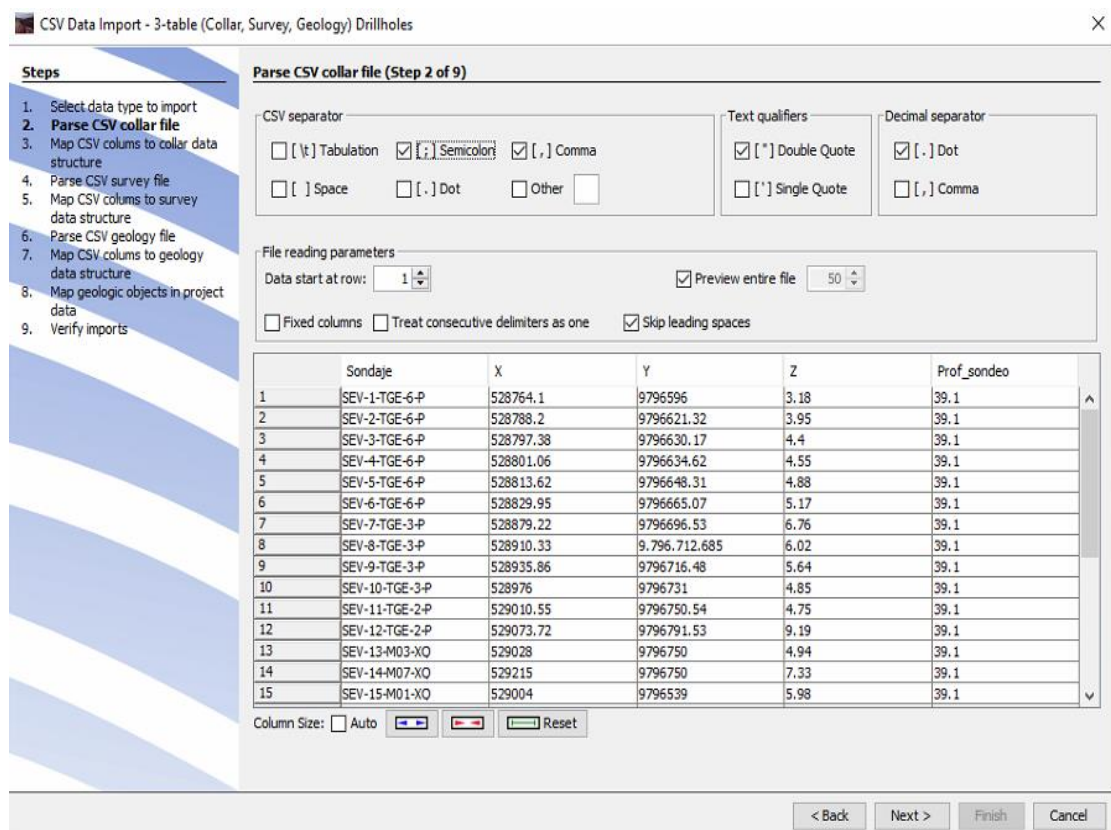


Figura 3.14 Ingreso de información de las coordenadas de ubicación y las profundidades de los sondeos.

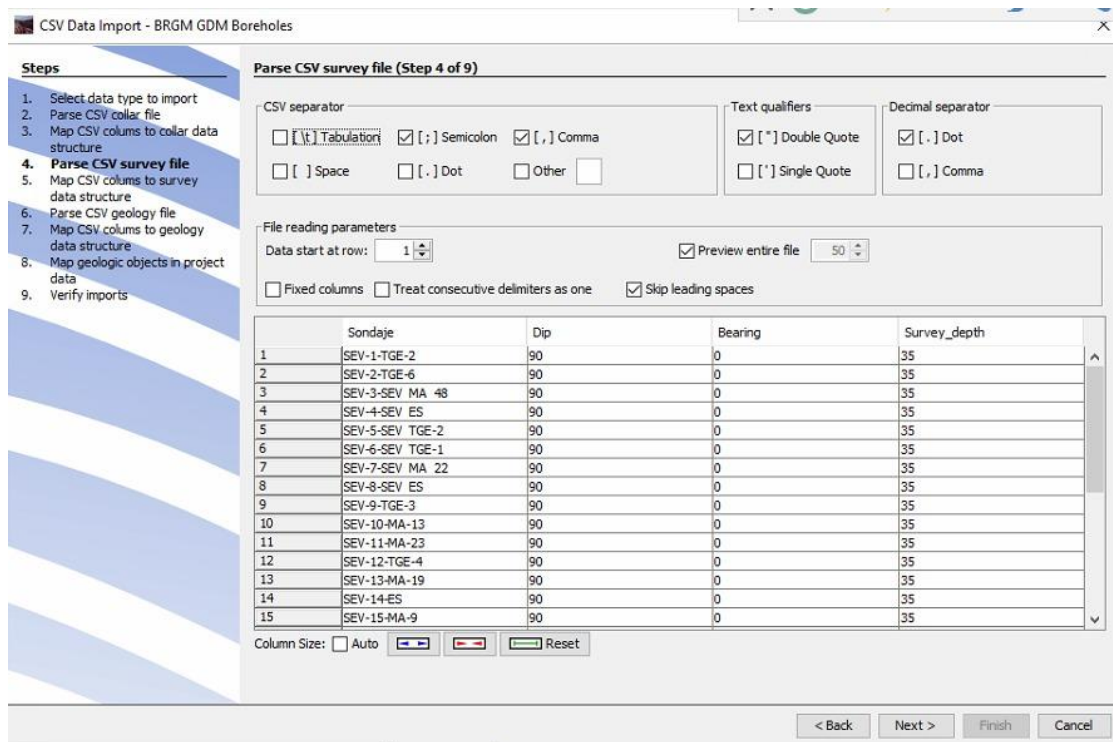


Figura 3.15 Ingreso de los valores de buzamiento e inclinación de las capas en Geomodeller.

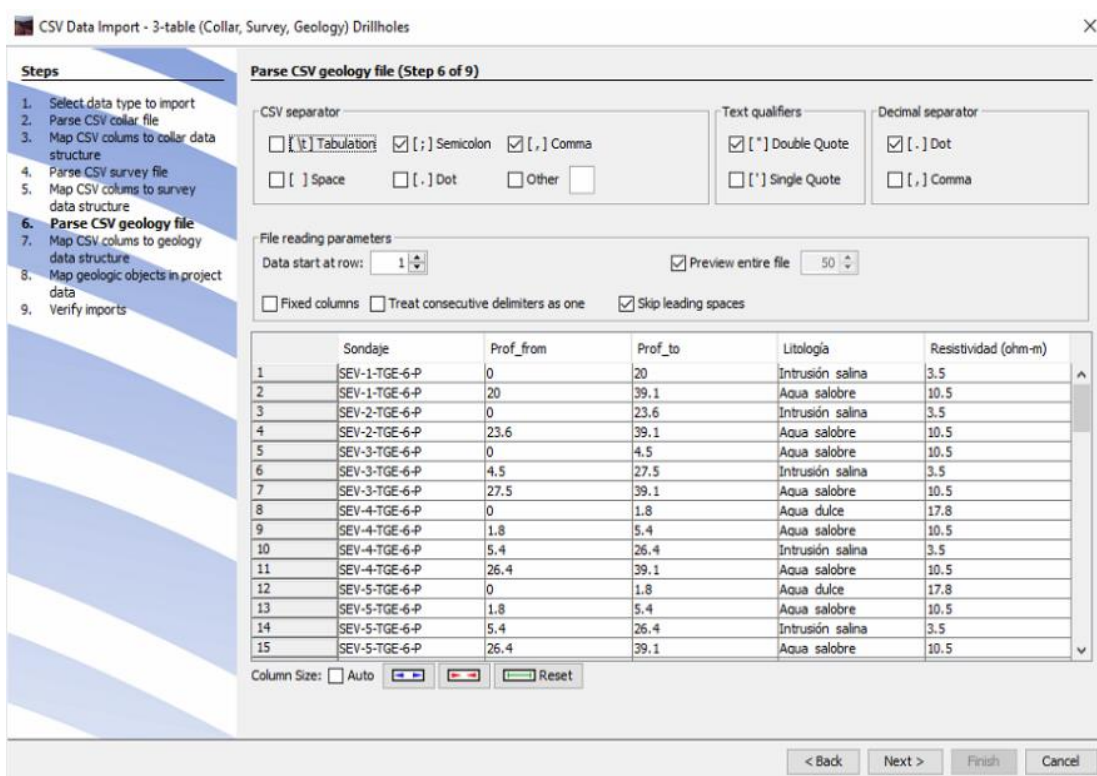


Figura 3.16 Ingreso de información de la litología de las capas con sus respectivas resistividades por rangos de profundidad.

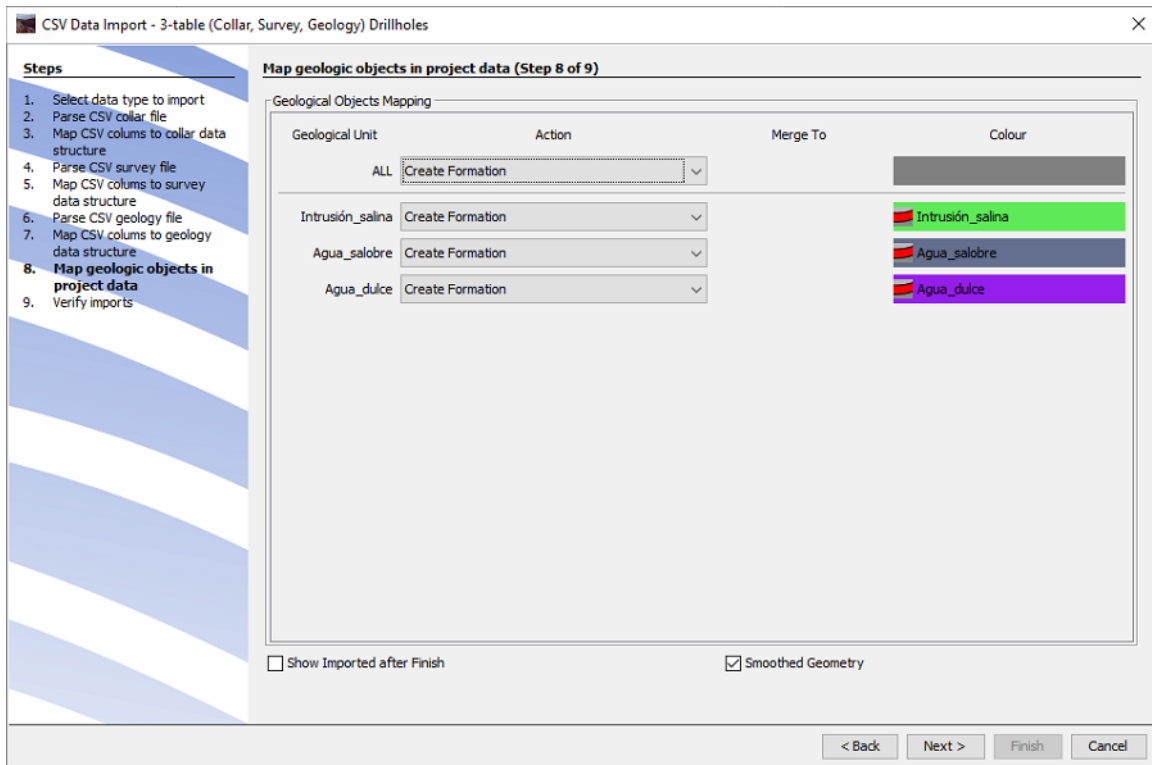


Figura 3.17 Generación de las superficies de intrusión salina, agua de transición y agua dulce en Geomodeler

3.4. FASE IV: Generación del Modelo 3D

En esta fase se modelaron las capas obtenidas de las campañas de geofísica que se ingresan como sondeos (**Figura 3.18A**). De acuerdo con la distribución de los sondeos se generaron 4 secciones (**Figura 3.18B**) que permitieron definir los contactos de las capas.

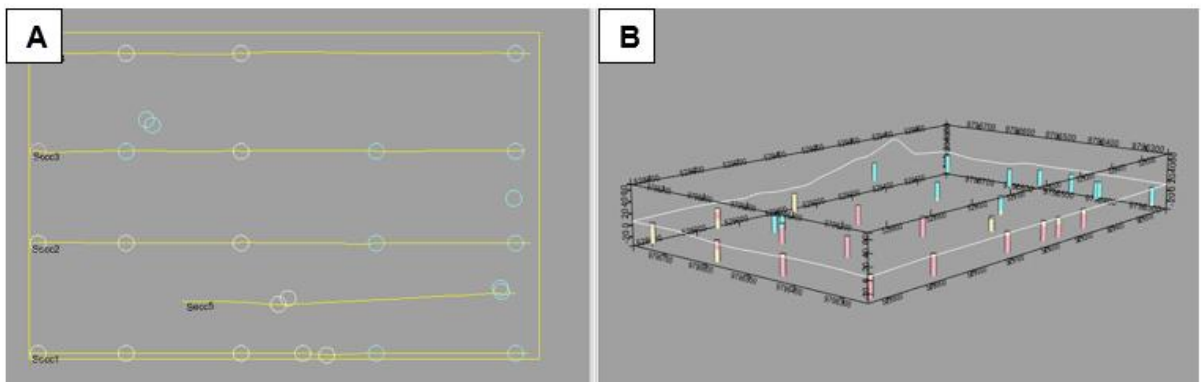


Figura 3.18 Modelo 3D de las capas obtenidas a partir de la campaña geofísica.

(A) Vista en planta de la superficie a modelar, los círculos representan la información geofísica de los SEVs y las TGEs, y las líneas amarillas las secciones a modelar. (B) Vista 3D de los datos ingresados con las tres capas a modelar.

La capa de agua dulce se consideró como una capa superpuesta (onlap), mientras que las capas de intrusión salina y de agua de transición se consideran como erosionadas (erode), además, fueron colocadas en orden de posición en el menú de Manager Geology Series (Figura 3.19).

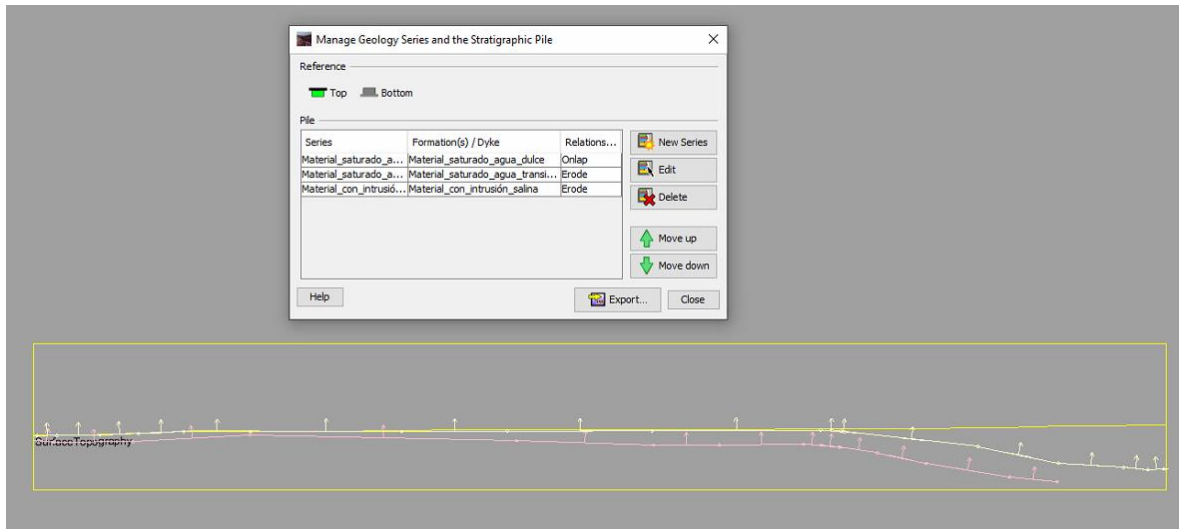


Figura 3.19 Definición de capas según el orden de relación (onlap, erode)

Se definieron los contactos de las capas a modelar para las 4 secciones (Figura 3.20), y finalmente se modeló cada una de las capas (Figura 3.21).

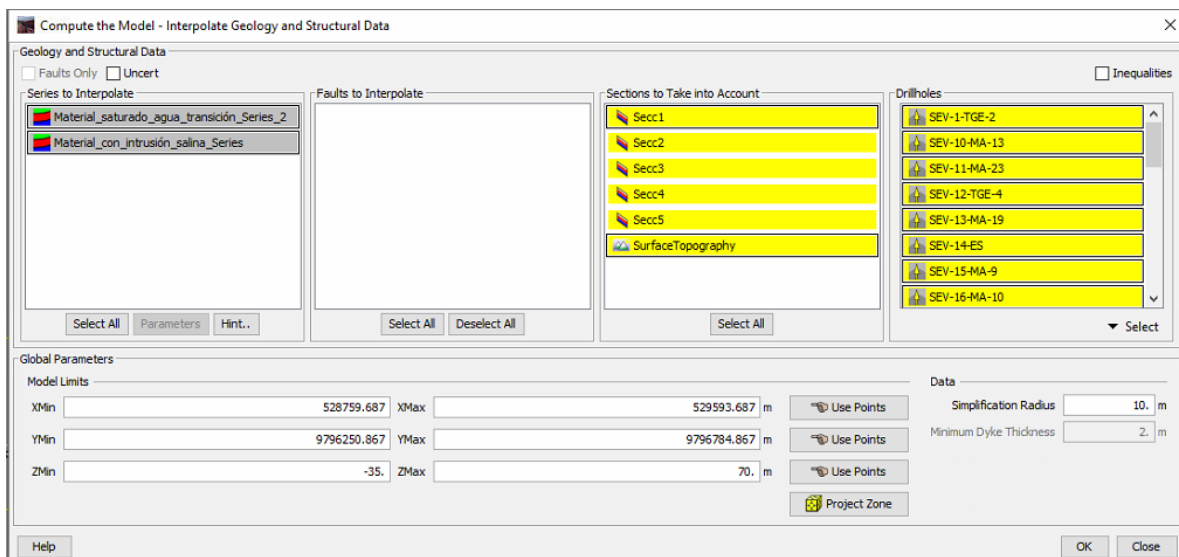


Figura 3.20 Datos seleccionados para la interpolación y obtención del modelo 3D.

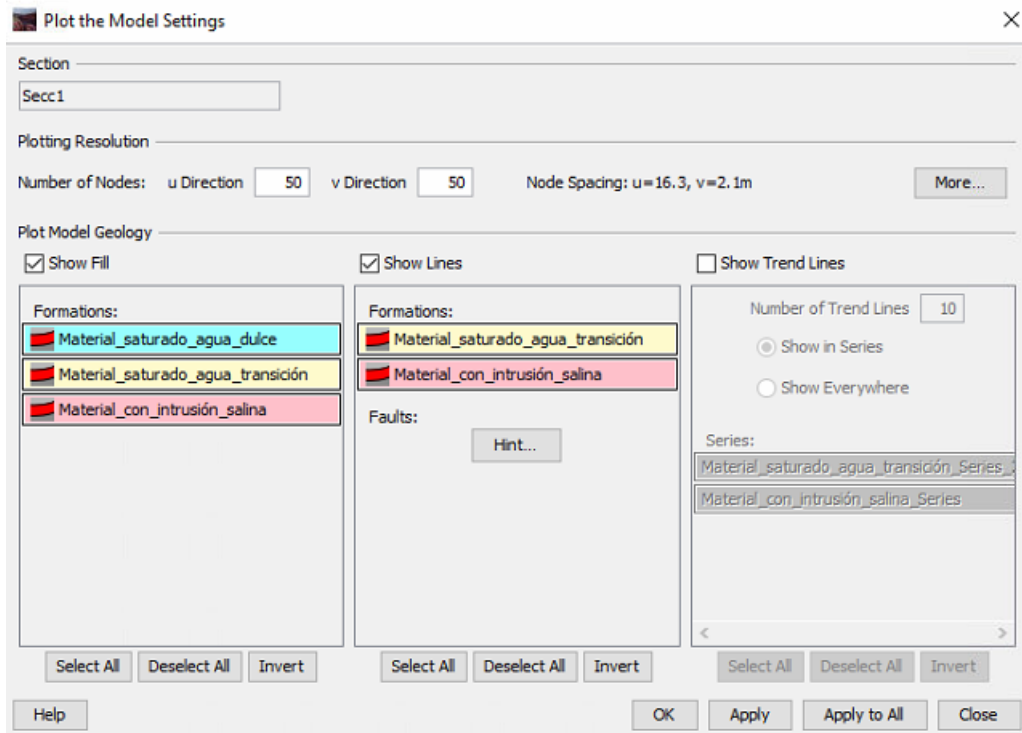


Figura 3.21 Construcción del modelo 3D con las capas definidas.

CAPÍTULO 4

4. RESULTADOS Y ANÁLISIS DE RESULTADOS

4.1. Análisis de la información base



Figura 4.1 Recopilación de las conclusiones más relevantes referentes al entorno geológico, social y económico en Manglaralto.

Considerando la información revisada, el acuífero costero Manglaralto presenta evidencia de la influencia de la cuña de intrusión salina, especialmente en los pozos más cercanos a la costa. Esto se corrobora con el modelo de flujo y transporte, y los análisis hidroquímicos que presentaron altos valores de TDS que exceden la normativa (750 mg/l). Además, se debe considerar que la presencia de fosas sépticas afecta la calidad del agua del acuífero. En temporadas secas, el aumento de los TDS en los pozos 1, 2, 3A, 3B, 4, 5A y 5B evidencian la contaminación por intrusión salina.

Como medidas de manejo de los recursos hídricos, la JAAPMAN de manera conjunta con la academia, consideraron el rescate del conocimiento ancestral de las albarradas y tapes (diques). De esta manera el dique técnico artesanal ubicado estratégicamente en las cercanías a los pozos afectados por la intrusión salina permite reducir la notable contaminación por este evento natural. Cabe indicar que también gracias a esta técnica implementada, se han desarrollado actividades económicas como el desarrollo del ecoturismo, pesca y venta de camarones de agua dulce.

Por otra parte, la delimitación de la geometría del acuífero permite caracterizar los materiales de acuerdo con la resistividad medida. El material saturado, corresponde a gravas y arenas con resistividad de 30.5 Ω .m, el material poco permeable está asociado a una litología de limos y arcillas con resistividad de 5 Ω .m, y un material semipermeable de limos con una resistividad de 14 Ω .m., siendo la reserva estimada de 13'596.000 m³.

4.2. Resultados de la campaña geofísica y medidas fisicoquímicas

En la **Figura 4.2** se muestra el mapa de ubicación de los sondeos eléctricos verticales y las tomografías geoelectricas levantadas en campo. En las **Tablas 4.1, 4.2 y 4.3** se observa el resumen de las mediciones en campo de los 14 SEV considerados en la zona de estudio.

MAPA DE UBICACIÓN DE LA CAMPAÑA GEOFÍSICA

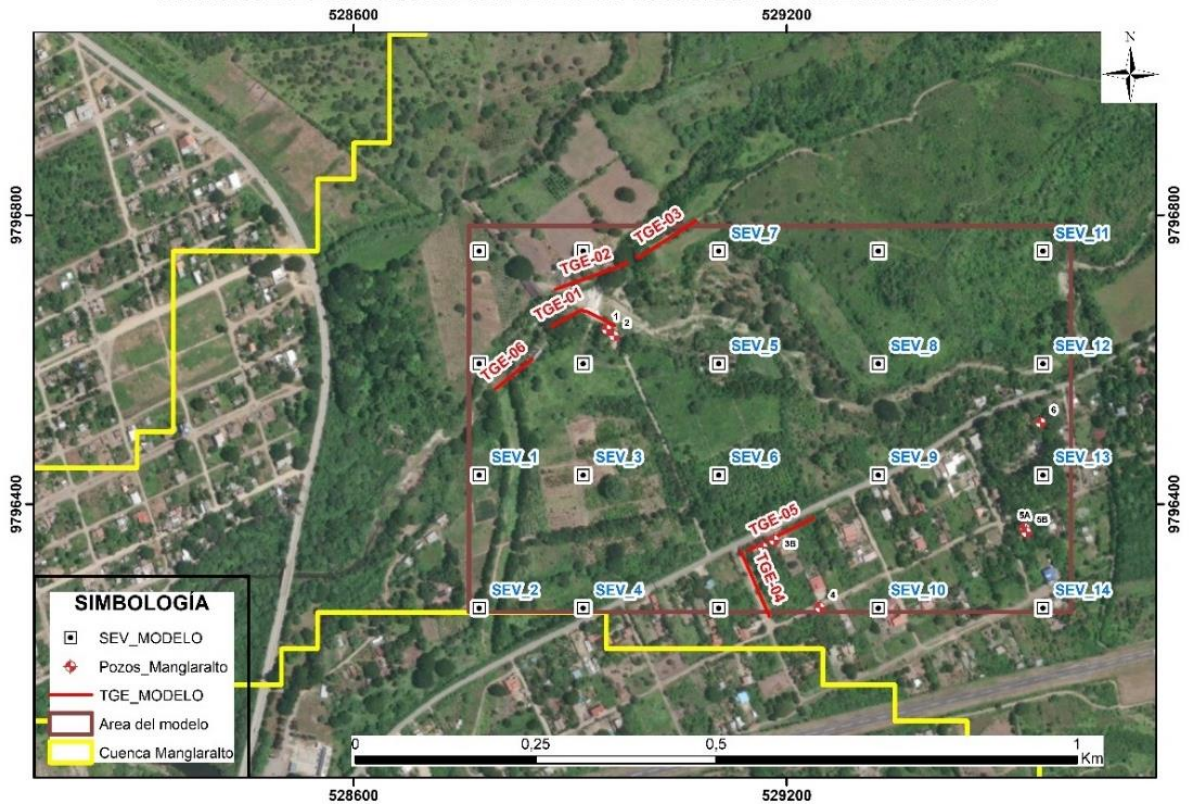


Figura 4.2 Mapa de ubicación de los SEVs y TGEs medidos en campo.

NOMBRE DEL SEV:				SEV_1	SEV_2	SEV_3	SEV_4	SEV_5
Estación	Abertura		Constante	Resistividad (ohm.m)				
Punto	AB/2	MN/2	K					
1	1	0.2	7.54	21.26	20.06	32.58	20.16	28.01
2	1.47	0.2	16.66	24.21	25.81	25.35	19.21	21.58
3	2.15	0.2	35.99	23.36	24.78	24.37	19.36	23.58
4	3.16	0.2	78.11	21.65	20.85	21.46	18.65	19.55
5	4.64	0.2	168.78	18.09	19.52	20.45	18.09	12.92
6	4.64	0.2	66.85	18.57	19.15	21.46	16.57	9.40
7	6.81	0.2	363.92	11.94	18.17	18.87	16.94	9.71
8	6.81	0.5	144.91	12.05	14.89	15.42	14.05	8.94
9	10	0.5	313.37	8.41	9.87	12.34	11.41	7.54
10	14.7	0.5	678.08	6.18	7.98	11.56	10.18	5.73
11	14.7	2	166.58	5.78	5.56	9.87	9.78	5.11
12	21.5	0.5	1451.42	6.3	5.49	8.45	7.83	5.75
13	21.5	2	359.91	5.63	5.98	7.23	6.38	3.31
14	31.6	2	781.13	5.46	5.67	6.54	5.46	5.07
15	46.4	2	1687.79	4.2	4.91	6.12	4.27	2.62
16	46.4	2	668.52	4.4	3.98	4.28	3.78	3.33
17	68.1	2	3639.24	5.44	3.78	3.54	2.31	5.88
18	68.1	5	1449.1	4.1	3.15	2.12	2.10	5.20

Tabla 4.1 Valores de resistividad obtenidos en los SEVs 1 - 5 en la zona de estudio.

Tabla 4.2 Valores de resistividad obtenidos en los SEVs 6 - 10 en la zona de estudio.

NOMBRE DEL SEV:				SEV_6	SEV_7	SEV_8	SEV_9	SEV_10
Estación	Abertura		Constante	Resistividad (ohm.m)				
Punto	AB/2	MN/2	K					
1	1	0.2	7.54	15.34	45.36	20.16	30.46	29.29
2	1.47	0.2	16.66	18.66	35.15	15.48	29.67	22.84
3	2.15	0.2	35.99	19.86	32.14	12.40	28.76	19.26
4	3.16	0.2	78.11	19.95	27.25	12.14	25.6	19.10
5	4.64	0.2	168.78	19.4	28.41	8.40	25.3	14.33
6	4.64	0.2	66.85	16.48	21.31	12.61	20.78	16.67
7	6.81	0.2	363.92	17.84	19.85	7.89	18.23	17.00
8	6.81	0.5	144.91	14.95	17.52	5.34	15.34	17.34
9	10	0.5	313.37	12.32	18.97	5.98	14.55	27.35
10	14.7	0.5	678.08	11.3	19.21	14.87	14.87	66.28
11	14.7	2	166.58	10.88	19.02	17.12	13.54	38.79
12	21.5	0.5	1451.42	12.2	18.54	19.87	11.43	115.83
13	21.5	2	359.91	11.44	10.52	10.62	10.62	56.56
14	31.6	2	781.13	11.18	9.52	24.69	8.79	84.90
15	46.4	2	1687.79	9.77	8.45	7.36	7.85	135.50
16	46.4	2	668.52	10.18	7.45	6.65	7.39	76.31
17	68.1	2	3639.24	15.34	7.89	5.42	6.54	213.88
18	68.1	5	1449.1	18.66	6.54	3.63	6.34	165.95

Tabla 4.3 Valores de resistividad obtenidos en los SEVs 11 - 14 en la zona de estudio.

NOMBRE DEL SEV:				SEV_11	SEV_12	SEV_13	SEV_14
Estación	Abertura		Constante	Resistividad (ohm.m)			
Punto	AB/2	MN/2	K				
1	1	0.2	7.54	19.65	26.41	28.02	34.36
2	1.47	0.2	16.66	17.17	25.76	24.5	30.42
3	2.15	0.2	35.99	15.86	24.98	23.24	31.25
4	3.16	0.2	78.11	17.23	20.52	17.37	29.89
5	4.64	0.2	168.78	17.23	16.41	13.3	27.10
6	4.64	0.2	66.85	16.15	12.71	12.34	24.32
7	6.81	0.2	363.92	16.56	10.9	8.3	17.85
8	6.81	0.5	144.91	9.40	8.36	7.95	16.23
9	10	0.5	313.37	9.43	7.08	5.78	15.69
10	14.7	0.5	678.08	10.40	7.36	6.56	15.24
11	14.7	2	166.58	11.05	6.09	6.05	14.35
12	21.5	0.5	1451.42	12.47	7.29	5.86	13.25
13	21.5	2	359.91	15.47	5.87	5.73	9.25
14	31.6	2	781.13	17.17	7.08	5.41	8.76
15	46.4	2	1687.79	19.28	9.43	3.12	7.53
16	46.4	2	668.52	20.26	5.56	4.43	6.52
17	68.1	2	3639.24	21.32	15.07	1.96	5.72
18	68.1	5	1449.1	27.41	7.98	3.67	5.14

Como resultado de la toma de datos de las TGEs se obtuvo un archivo .dat (**Figura 4.3**) donde se registran los datos de las resistividades de cada posición de los electrodos, de acuerdo con la configuración geométrica de campo.

```

C:\SAS4000\Projects\1r00121.s4k
5.0
1
35
0
0
-100.00 15.00 5.412935
-55.00 15.00 6.329382
-95.00 15.00 6.232541
-50.00 15.00 6.281756
-90.00 15.00 6.768503
-85.00 15.00 5.672651
-80.00 15.00 5.295612
-75.00 15.00 5.524364
-70.00 15.00 6.010463
-65.00 15.00 6.911746
-60.00 15.00 7.413529
-95.00 10.00 6.487450
-65.00 10.00 8.222877
-35.00 10.00 7.653141
-85.00 10.00 7.967024
-55.00 10.00 8.808483
-75.00 10.00 8.114756
-45.00 10.00 8.080288
-100.00 5.00 11.333974
-85.00 5.00 11.268286
-70.00 5.00 18.346086
-55.00 5.00 17.152989
-40.00 5.00 13.357350
-25.00 5.00 10.214164
-95.00 5.00 11.309217
-80.00 5.00 13.490535
-65.00 5.00 19.334568
-50.00 5.00 16.168965
-35.00 5.00 13.723289
-20.00 5.00 11.721750
-90.00 5.00 11.215209
-75.00 5.00 16.431487
-60.00 5.00 17.754801
-45.00 5.00 16.122749
-30.00 5.00 12.110877

```

Figura 4.3 Datos en formato .dat obtenidos de la toma de datos en campo y descargados del equipo Terrameter SAS 1000.

En la **Tabla 4.4** se muestran los resultados de la toma de los parámetros fisicoquímicos en el mes de marzo (temporada lluviosa) y en la **Tabla 4.5** los resultados registrados en el mes de agosto (temporada seca). Se generó una gráfica del parámetro TDS, para analizar la salinidad. Los valores considerados en la gráfica corresponden a los pozos 1, 2, 3A, 3B, 4, 5A, 5B, 6 y 7 que se sitúan en el área seleccionada para la modelación tridimensional y están más próximos a la costa (**Figura 4.4**).

De acuerdo con la gráfica de los TDS para el año 2022, se observa que los pozos 2 y 4 exceden los valores permisibles (750 mg/l) para el uso doméstico según (World Health Organization, 2017). Para el pozo 6 se observa una tendencia lineal con valores de hasta 500 mg/l, esta tendencia

no varía en los meses de lluvia o sequía. El pozo 2 presenta su pico más alto en el mes de mayo, mientras que el pozo 4 lo hace en el mes de octubre. El pozo 5B registra un ligero aumento en sus valores durante los meses de agosto y noviembre que corresponden a la temporada seca.

Además, se muestra en la **Tabla 4.6** el resumen de los valores de TDS y CE medidos en los pozos considerados para el análisis y modelación de la cuña de intrusión salina en el acuífero costero de Manglaralto, estos datos se registraron en el año 2022. Fuente (CIPAT, 2022).

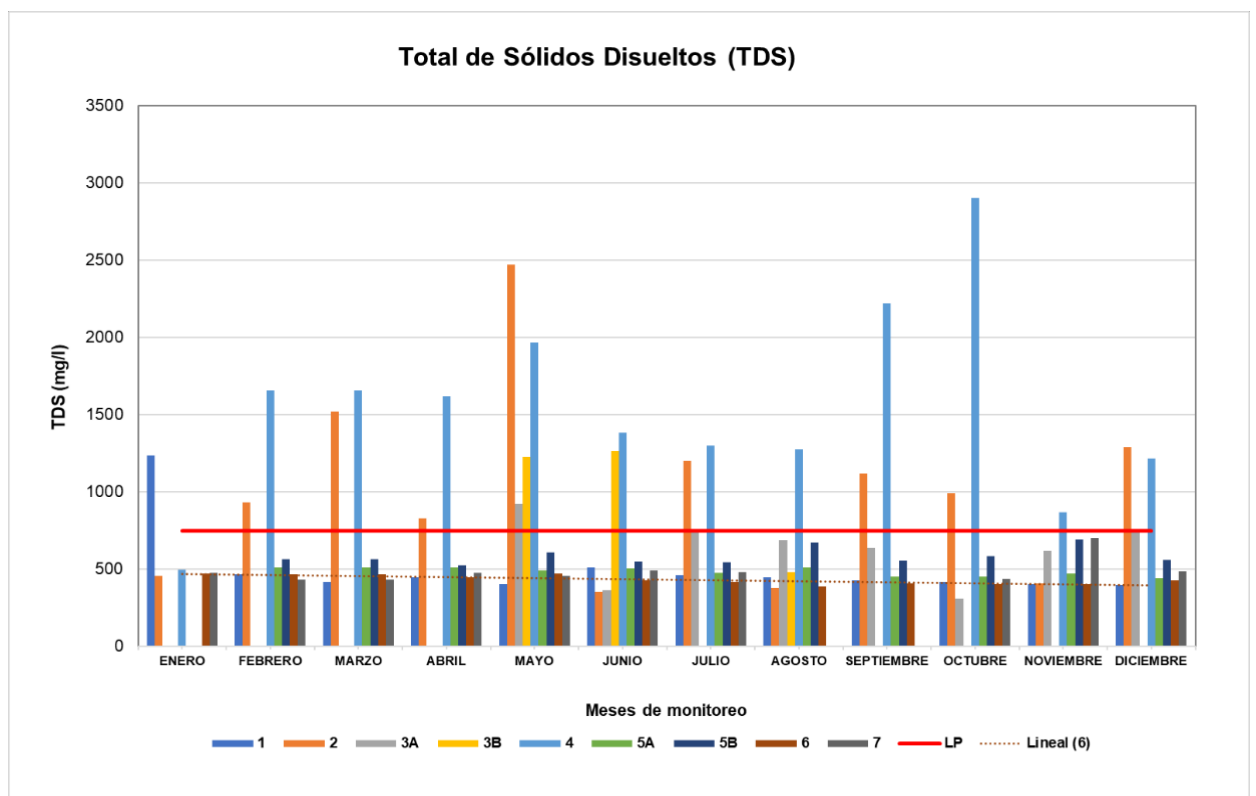


Figura 4.4 Esquema de barras del monitoreo de los pozos 1, 2, 3A, 3B, 4, 5A, 5B, 6, y 7. Se incluye la tendencia lineal de los valores correspondientes al pozo 6 (línea punteada) y el valor permisible (LP-línea roja) de TDS para el uso doméstico del agua según World Health Organization (2017).

Tabla 4.4 Niveles piezométricos y parámetros fisicoquímicos in situ (época lluviosa).
Tomados en el mes de marzo del año 2022.

POZOS	COORD X	COORD Y	PROFUNDIDAD [m]	NV DINÁMICO [m]	NV ESTÁTICO [m]	pH	CONDUCTIVIDAD [μS]	TEMPERATURA [°C]	RESISTIVIDAD [Ω.cm]	TDS [mg/L]	SALINIDAD [mg/L]
1	528951	9796642	25		7,26	7,21	835	28,1	1197	436	456
2	528961	9796633	27	13,12	7,56	7,49	3300	27,3	330	1040	1543
3A	529167	9796340	22	-	8,14	-	-	-	-	-	-
3B	529183	9796350	27	-	8,88	-	-	-	-	-	-
4	529246	9796257	31	12	10,83	-	3300	27,4	302	1768	1890
5A	529530	9796367	32,5	12,08	10,78	7,34	1018	27,4	980	567	498
5B	529532	9796361	30	11,83	10,77	7,38	1180	29,2	886	532	589
6	529552	9796513	30	9,27	7,63	7,29	932	30,9	1073	476	435
7	530152	9796577	29,3	10,34	8,94	7,4	864	26,6	1171	498	495
8	530581	9796345	28,7	11,86	10,19	7,26	1033	27,4	966	535	543
9	530924	9796416	29	21,05	18,12	7,6	1205	27,2	830	675	654
14	530638	9796408	50	10,68	10,37	7,40	930	25,9	1075	576	488
11	531585	9796775	10,2	14,64	10,03	7,84	921	26,3	1083	435	497
12	531990	9797018	28	11,82	7,991	7,87	860	27,2	1660	456	432

Tabla 4.5 Niveles piezométricos y parámetros fisicoquímicos in situ (época seca).
Tomados en el mes de agosto del año 2022.

POZOS	COORD X	COORD Y	PROFUNDIDAD [m]	NV DINÁMICO [m]	NV ESTÁTICO [m]	pH	CONDUCTIVIDAD [μS]	TEMPERATURA [°C]	RESISTIVIDAD [Ω.cm]	TDS [mg/L]	SALINIDAD [mg/L]
1	528947	9796638	25	-	6,15	6,75	1704	25,1	1120	446,30	439,4
2	528958	9796630	27	13,37	5,95	7,14	1457	23,2	1314	380,5	373,6
3A	529167	9796336	22	-	7,17	6,75	2634	24,6	722	687,8	699,6
3B	529182	9796345	27	-	7,9	7,16	1854	24,3	1035	483,3	481,1
4	529247	9796253	31	11,04	9,5	6,84	4879	25,7	391,8	1276	1335
5A	529528	9796368	32,5	12,5	11,05	6,97	1955	24,9	975,1	512,40	514,1
5B	529532	9796359	30	12,49	11,15	6,96	2558	25,5	737,7	671,80	679,5
6	529549	9796521	30	9,61	7,9	6,76	1492	24,4	1284	389,40	384
7	530155	9796575	29,3	-	7,46	-	-	-	-	-	-
8	530583	9796344	28,7	10,78	9,89	6,7	1818	24,8	1051	475,40	475,3
9	530927	9796428	50	26,82	18,89	6,87	2371	25,1	802,8	621,00	620,6
11	531585	9796775	29	-	9,5	6,74	1880	24,8	1013	491,3	494,3
12	531994	9797017	28	14,8	8,14	6,82	1771	24,2	1086	462,20	454
13	530637	9796402	10,2	12,87	10,67	6,99	1639	24,2	1153	432,80	428,2
14	534268	9796575	21	-	1,25	6,62	1699	24,1	1122	444,60	438,4

Tabla 4.6 Tabla resumen de los valores de TDS y CE medidos en el año 2022.
Fuente (CIPAT, 2022).

Mes de Monitoreo	Parámetros	Pozos								
		1	2	3A	3B	4	5A	5B	6	7
Enero	CE ($\mu\text{s/cm}$)	2480	910	-	-	988	-	-	946.45	950
	TDS (mg/l)	1235	457	-	-	494	-	-	473	475,5
Febrero	CE ($\mu\text{s/cm}$)	930	2670	-	-	3300	1018	1180	932	864
	TDS (mg/l)	466	932	-	-	1655	510,5	566	466	432
Marzo	CE ($\mu\text{s/cm}$)	835	3030	-	-	3300	1018	1180	932	864
	TDS (mg/l)	418	1520	-	-	1655	510,5	566	466	432
Abril	CE ($\mu\text{s/cm}$)	891,3	1.659	-	-	3230	1019	1047	890.6	955.5
	TDS (mg/l)	446	830,89	-	-	1617,0	510,59	524,09	445,69	477,79
Mayo	CE ($\mu\text{s/cm}$)	1520	9395	3483	4627	7389	1893	2298	1786	1718
	TDS (mg/l)	402,3	2469	923,2	1226	1964	492,8	610,1	469,3	455,7
Junio	CE ($\mu\text{s/cm}$)	1.932	1.341	1.372	4.819	5.204	1.901	2.081	1.634	1.834
	TDS (mg/l)	509,7	355,2	363	1.266	1.385	503,7	547,5	428	488,7
Julio	CE ($\mu\text{s/cm}$)	1.740	4.538	2.803	-	4.867	1.815	2.054	1.572	1.814
	TDS (mg/l)	459,7	1202	740,9	-	1300	477,1	545,7	416,7	480,7
Agosto	CE ($\mu\text{s/cm}$)	1704	1457	2634	1854	4879	1955	2558	1492	-
	TDS (mg/l)	446.3	380.5	687.8	483.3	1276	512.40	671.80	389.40	-
Septiembre	CE ($\mu\text{s/cm}$)	1642	4297	2442	-	8772	1748	2168	1565	-
	TDS (mg/l)	426.7	1116	638	-	2219	450.60	554.40	409.70	-
Octubre	CE ($\mu\text{s/cm}$)	316.9	736.5	233.7	-	2178	173.4	443.6	306.8	331.5
	TDS (mg/l)	418.2	992.8	309.6	-	2903	449.50	585.40	404.50	436.6
Noviembre	CE ($\mu\text{s/cm}$)	303.5	310.6	468	-	650.6	357	523.5	303.8	530.1
	TDS (mg/l)	400.9	408.7	620.6	-	866	470	694	401.9	700.6
Diciembre	CE ($\mu\text{s/cm}$)	295.1	976.5	562.1	-	913.8	334.5	423.9	324.2	367.4
	TDS (mg/l)	398.3	1288	740.4	-	1217	442.5	559.7	428.10	484

4.3. Definición de capas geoelectricas

4.3.1. Capas geoelectricas resultado de los SEVs.

De la interpretación de los Sondeos Eléctricos Verticales se obtuvo una curva 1D, en la cual cada cambio de pendiente representa una capa de material. Respecto a las resistividades registradas, se identificaron tres capas. La primera capa superficial con resistividades de 20 a 34 $\Omega\cdot\text{m}$, la capa intermedia con resistividades de 8.70 a 16 $\Omega\cdot\text{m}$ aproximadamente y la capa base con resistividades de 1.4 a 4.70 $\Omega\cdot\text{m}$. En ciertos casos las resistividades varían hasta 67 $\Omega\cdot\text{m}$, y se interpretan como capas de agua dulce. (**Anexos A**).

4.3.2. Secciones 2D en temporada de precipitación.

Con respecto a las TGEs, se obtuvieron perfiles de resistividades que van en un rango de 1.70 $\Omega\cdot\text{m}$ a 31 $\Omega\cdot\text{m}$. Considerando de esa manera tres capas geoelectricas, las menos resistivas corresponden a la

intrusión salina, la más resistivas corresponden a la capa de agua dulce y el agua de transición presenta resistividades intermedias.

En la temporada lluviosa las TGE 1, TGE 2, TGE 3 y TGE 6 (**Figura 4.5A, B, C y F**) tomadas en las riberas del río Manglaralto próximas al dique-tape, muestran una pequeña capa superficial de agua dulce de espesor aproximado de 1 m, seguido de una capa de agua de transición de mayor espesor, y una capa intrusiva con espesor variable de 7 a 18 m. La TGE-1 (**Figura 4.5A**) representa el embalse de agua de forma superficial como respuesta al represamiento del agua, efecto de la presencia del dique-tape.

Las TGE 4 (**Figura 4.5D**) y TGE 5 (**Figura 4.5E**) tomadas en las cercanías de los pozos 3A, 3B y 4, evidencian intrusión salina, con espesor de 11 m que se mantiene casi uniforme en toda la longitud. La TGE 5, muestra el acuñamiento de la intrusión en dirección NE aguas arriba.

La TGE 6 (**Figura 4.5F**) ubicada aguas abajo del río, evidencia la contaminación por intrusión salina desde la superficie, valores que también pueden asociarse a actividades antrópicas (ganadería vacuna y porcina) que se realizan próximas al río y que aportan contaminantes.

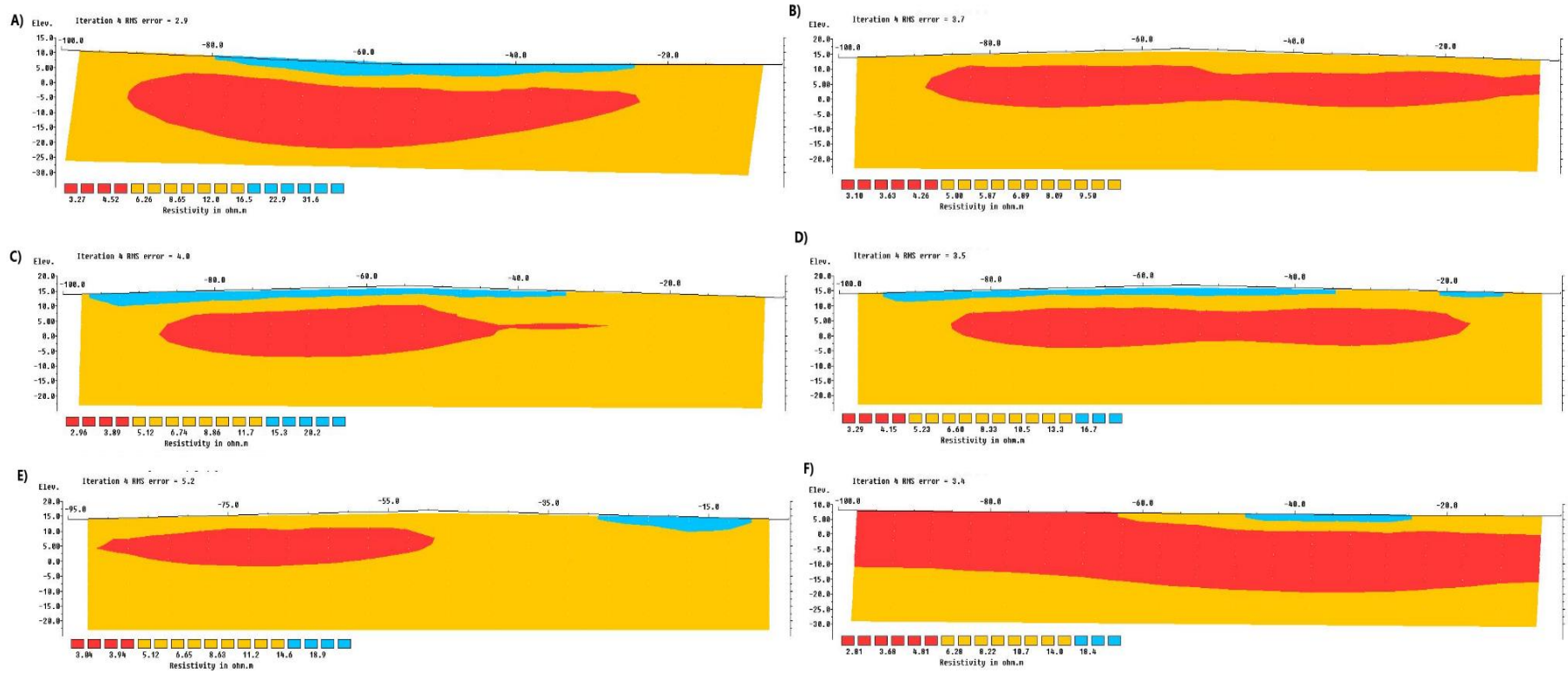


Figura 4.5 TGEs en la época lluviosa.

A) TGE-1 ubicada en las riberas del río cercano al dique-tape, B) TGE-2 ubicada en las riberas del río cercano al dique-tape, C) TGE-3 ubicada en las riberas del río cercano al dique-tape en dirección NE, D) TGE-4 ubicada en las cercanías del pozo 3A, 3B y 4, E) TGE-5 ubicada en las cercanías del pozo 3A, 3B y 4 y F) TGE-6 ubicada en la ribera del río aguas abajo.

4.3.3. Secciones 2D en temporada de estiaje

En la temporada seca se realizó la campaña geoelectrica en la misma ubicación que en la temporada lluviosa, en donde se obtuvieron los siguientes resultados (**Figura 4.6**).

Analizando las TGE-1, TGE-2, TGE-3 y TGE-6 tomadas en las riberas del río Manglaralto, a diferencia de la época lluviosa se observa que, solo existe una capa superficial en el caso de la TGE-1 (**Figura 4.6A**), como resultado del embalse aún presente en el momento de la toma de datos. Una característica relevante es el espesor de la intrusión, que comparado con la época lluviosa es mucho mayor (TGE-1 y TGE-5) (**Figura 4.6A y 4.6B**). Se registran pequeñas capas de agua dulce menores a 1 m como resultado de las garúas que ocurren durante esta época.

Respecto a la TGE-4 (**Figura 4.6D**) a diferencia de la temporada lluviosa, la intrusión se evidencia desde la superficie, ocasionando afectación en la calidad de agua.

La TGE-3 muestra un cambio respecto a la temporada lluviosa, no se observa una capa superficial de agua dulce, además la longitud de la intrusión en época seca es mayor.

La ausencia de agua superficial en materiales semipermeables indica que las precipitaciones en el tiempo de sequía son bajas, dando como resultado el avance continuo y aumento en el espesor de la intrusión salina.

La TGE-5 (**Figura 4.6E**) a diferencia de la temporada lluviosa se observa el avance en dirección NE aguas arriba ocasionando un aumento en la contaminación por salinidad en los pozos 3A, 3B y 4.

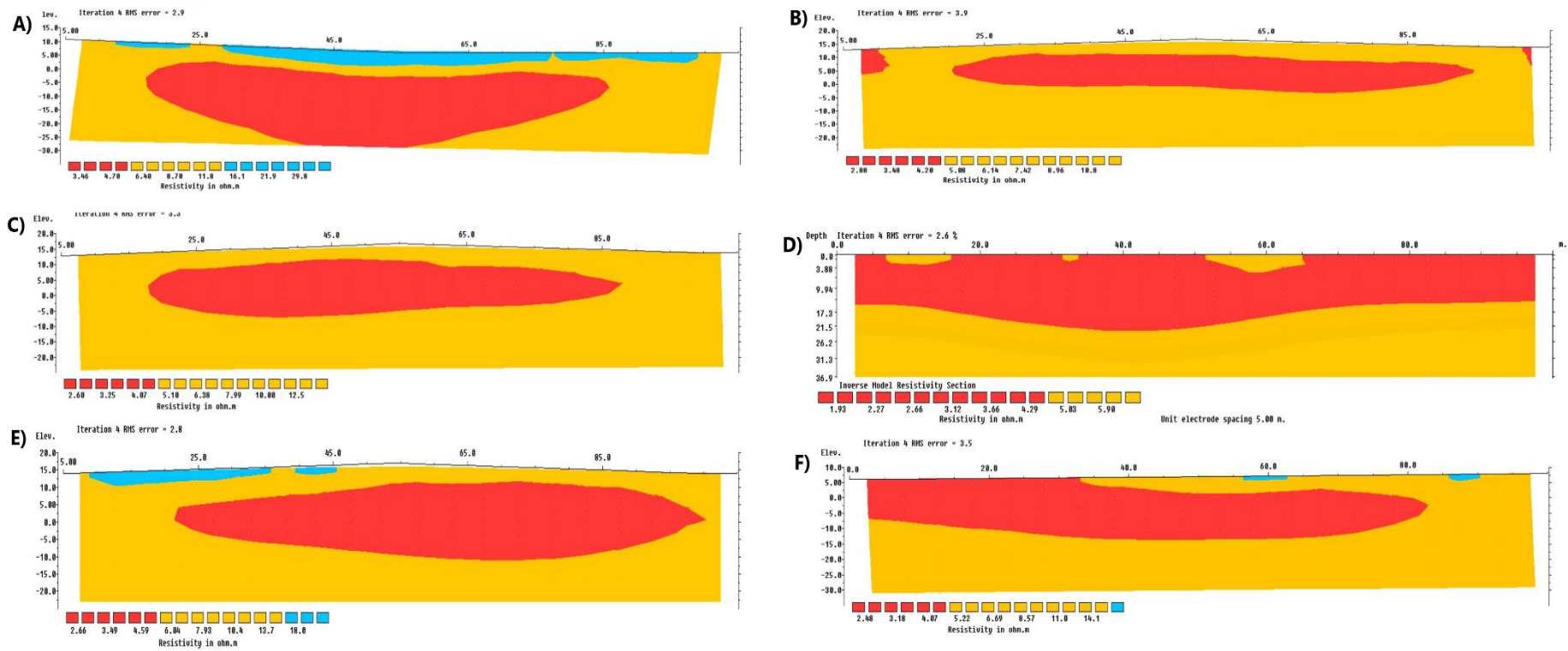


Figura 4.6 TGEs en la época seca.

A) TGE-1 ubicada en las riberas del río cercano al dique-tape, B) TGE-2 ubicada en las riberas del río cercano al dique-tape, C) TGE-3 ubicada en las riberas del río cercano al dique-tape en dirección NE, D) TGE-4 ubicada en las cercanías del pozo 3A, 3B y 4, E) TGE-5 ubicada en las cercanías del pozo 3A, 3B y 4 y F) TGE-6 ubicada en la ribera del río aguas abajo.

4.4. Modelo 3D de la intrusión salina

Para el análisis del avance de la intrusión salina se realizaron 4 secciones en el modelo 3D para los dos escenarios (temporada de precipitación y estiaje). La ubicación las secciones se muestran en la **Figura 4.7**.



Figura 4.7 Ubicación de las secciones analizadas en el modelo 3D en temporada de precipitación y de estiaje.

4.4.1. Modelo 3D de la intrusión salina en temporada de precipitación

Para el modelo 3D se presentan dos vistas, frontal (**Figura 4.8A**) y posterior (**Figura 4.8B**) donde se observa el acuñamiento de la intrusión salina a los 600 m, debido a este evento se aprecia la contaminación del agua dulce, que se vuelve de transición en su gran mayoría. Aguas arriba se identifica que la capa de agua dulce tiene un mayor espesor, y que el agua de transición se acuña hacia la parte basal. Sin embargo, el cuerpo de agua dulce no se ve afectado gracias a que la profundidad del pozo no alcanza la zona basal contaminada con agua de transición.

Además, se observa la influencia del dique en los primeros 300 m, por la presencia de la capa de agua dulce en los primeros metros.

Respecto a los pozos interceptados por las secciones, el pozo 4 (**Figura 4.8C**) para la temporada lluviosa presenta los tres tipos de agua, además, debido a su profundidad de 31 m abarca un importante espesor de la zona de intrusión salina, lo que como resultado puede correlacionarse con los valores de TDS (**Tabla 4.6**), que varían entre el rango de los 900 y 2000 mg/l en temporada lluviosa.

El pozo 6 no presenta influencia de la intrusión salina, ni de la zona de transición, esto se correlaciona con sus valores de TDS que para ambas temporadas presentan una tendencia lineal con valores de 420-470 mg/l que no exceden el límite permisible (**Figura 4.4**).

El pozo 2 ubicado en la sección 3 (**Figura 4.8E**) presenta contaminación por agua de transición y de acuerdo con los valores de TDS (**Tabla 4.6**) que varían de 300–1500 mg/l aproximadamente, también podría verse afectado por agua de intrusión salina.

La sesión 3 (**Figura 4.8E**) se encuentra cercana al dique y se puede observar que el comportamiento de la intrusión salina en esta sección se presenta de forma discontinua. Este evento puede asociarse al embalse de agua como efecto del dique-tape.

Finalmente, en la sección 4 (**Figura 4.8F**) en dirección NE, se observa una capa de agua dulce de gran espesor que también se ve influenciada por la presencia de la intrusión salina, lo que provoca el incremento del volumen de agua de transición.

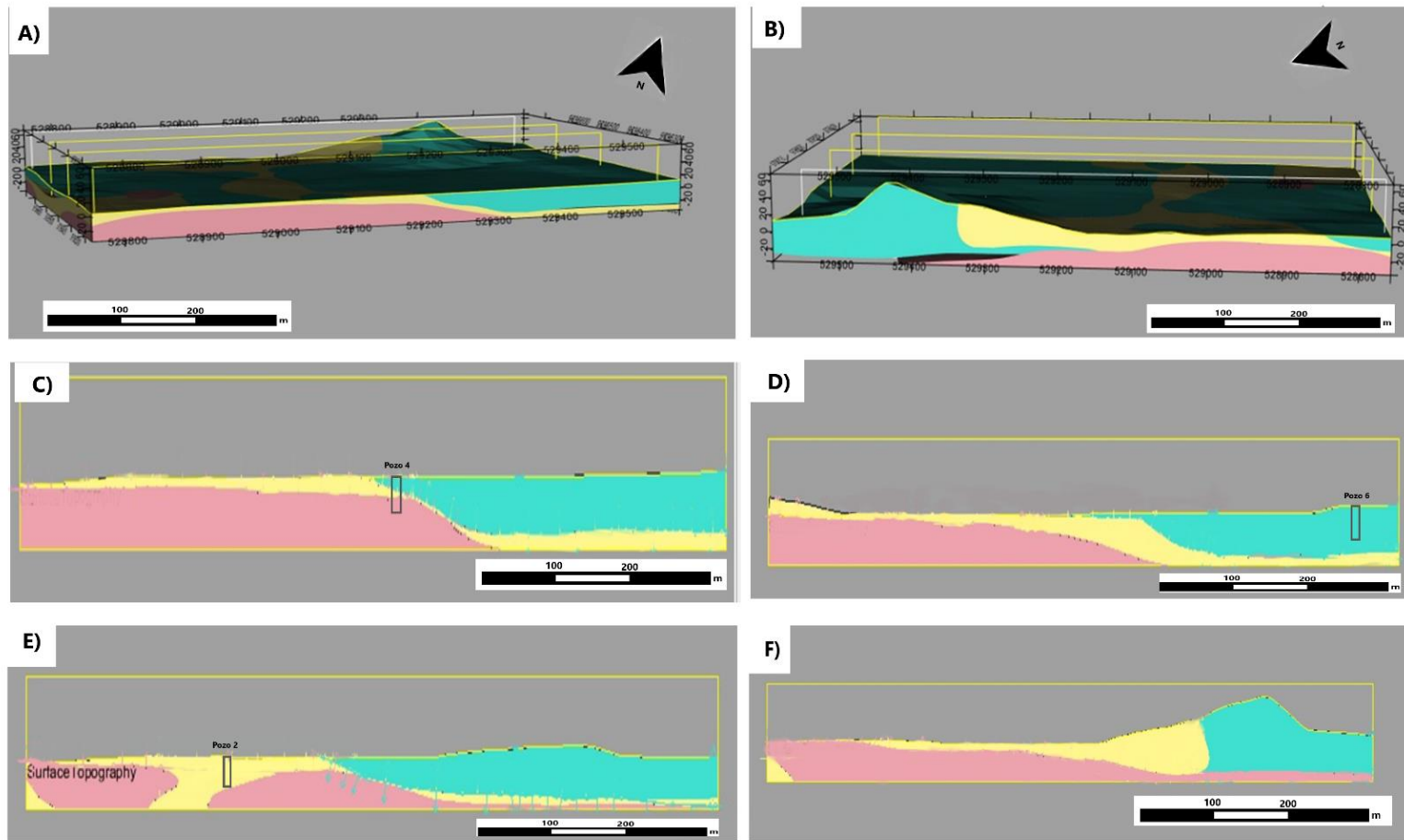


Figura 4.8 Modelo 3D de la cuña de intrusión salina en temporada de precipitación.

A) Vista de perfil del modelo 3D, B) Vista posterior del modelo 3D, C) Sección 1, vista frontal, D) Sección 2 en dirección al pozo 6. E) Sección 3 en dirección al pozo 2 y F) Sección 4 en las riberas a la izquierda del dique. Color rojo (intrusión salina), color celeste (agua dulce), color amarillo (agua de transición).

4.4.2. Modelo 3D en temporada de estiaje

Para efectos de análisis se obtuvieron secciones del modelo 3D en las misma ubicación y dirección para los dos escenarios planteados.

La **Figura 4.9A** muestra una vista frontal del modelo 3D y una vista posterior se observa en la **Figura 4.9B**. Al igual que la época lluviosa se observa una capa superficial de agua dulce en los primeros metros que puede asociarse a garúas que ocurren durante esta temporada. El acuífero de la intrusión salina para este caso alcanza aproximadamente los 800 m de longitud, con 200 m más de avance respecto a la temporada lluviosa.

La sección 1 (**Figura 4.9C**) muestra la capa de intrusión con mayor espesor que el de la temporada lluviosa, y para este caso el pozo 4 solo se ve influenciado por la intrusión salina y el agua de transición. Esto ocasiona que en los meses de septiembre y octubre los valores de TDS (**Tabla 4.6**) excedan casi cuatro veces el límite permisible, alcanzando sus valores máximos de hasta 2900 mg/l.

La sección 2 (**Figura 4.9D**) presenta una capa de agua dulce de la cual se extrae agua por medio del pozo 6, y no se ve influenciada por agua de intrusión salina. Sin embargo, en la parte basal se observa un ligero aumento en la salinidad debido al acuífero de la intrusión. También se identifica la presencia de una capa superficial de agua dulce, y debido a que no se presenta una zona de transición, se puede atribuir al agua retenida por una precipitación reciente que aún no se mezcla con el agua de mar.

La sección 3 (**Figura 4.9E**) presenta un comportamiento similar a la sección 2, además el pozo 2 está siendo influenciado por la presencia de los tres tipos de agua. A diferencia de la sección 2 en donde no se muestra agua de transición, el agua dulce que se encuentra en la capa más superficial puede atribuirse al embalse, debido al represamiento logrado en la época lluviosa.

La sección 4 (**Figura 4.9F**) muestra la capa de agua dulce de menor espesor respecto a la época lluviosa, lo que se interpreta como la contaminación del material saturado por la presencia de la intrusión salina, debido a la ausencia de precipitaciones que permitan la mezcla del agua.

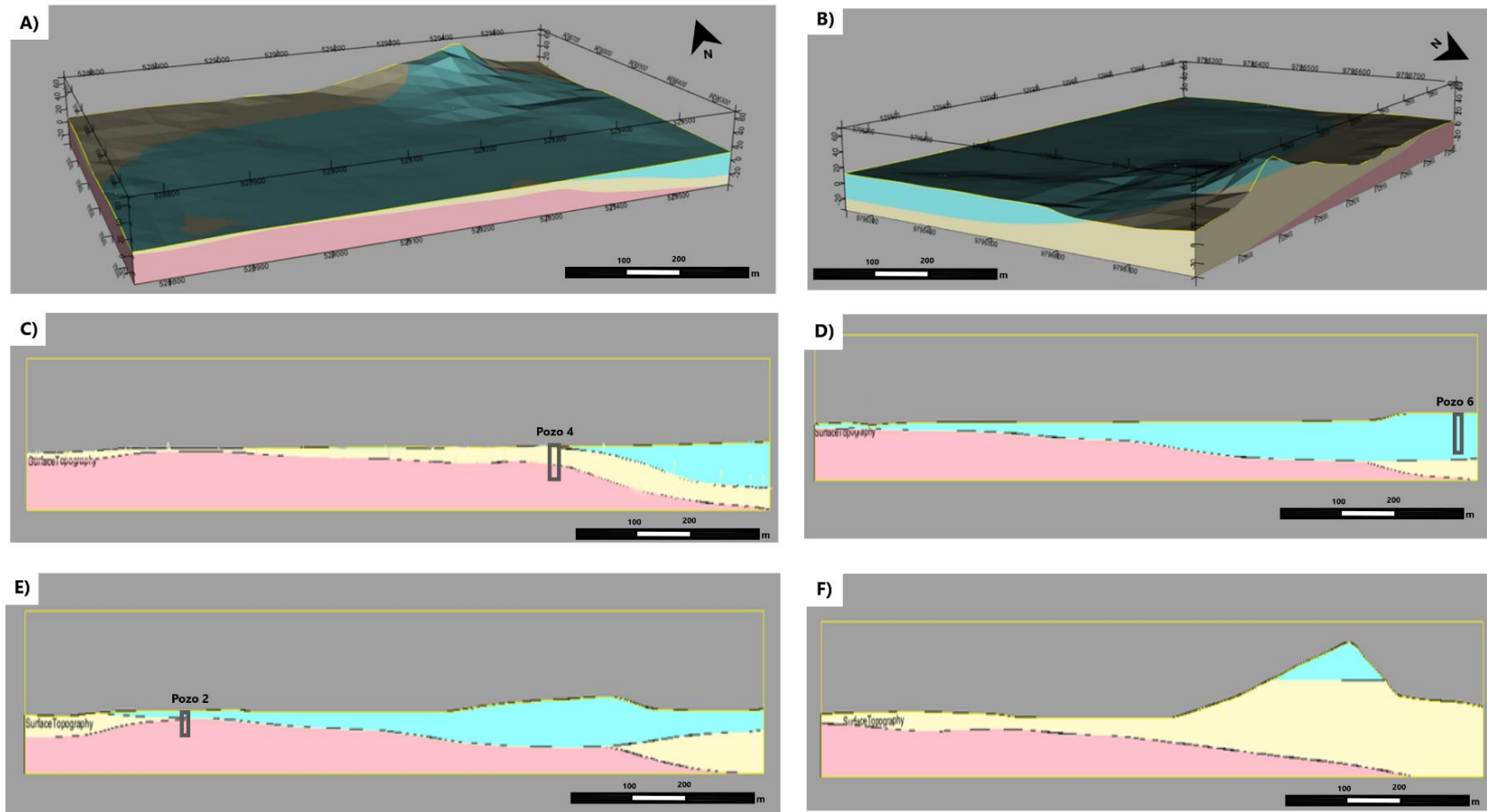


Figura 4.9 Modelo 3D de la cuña de intrusión salina en temporada de estiaje.

A) Vista de perfil del modelo 3D, B) Vista posterior del modelo 3D, C) Sección 1, vista frontal, D) Sección 2 en dirección al pozo 6. E) Sección 3 en dirección al pozo 2 y F) Sección 4 en las riberas de la izquierda. Color rojo (intrusión salina), color celeste (agua dulce), color amarillo (agua de transición).

4.5. Estrategias para la mitigación de la vulnerabilidad a la intrusión salina

Considerando el análisis de los perfiles geoelectricos, las medidas de los parámetros fisicoquímicos en los pozos, y la problemática analizada con datos de niveles freáticos del acuífero, se proponen las siguientes estrategias para mitigar la vulnerabilidad del acuífero ante el proceso de la intrusión salina.

- a) Configurar una estrategia de control a través del tape y de los pozos circundantes. En la **Figura 4.10** se muestra una fotografía panorámica del tape (dique) en funcionamiento. Se aprecia en la parte de aguas arriba el almacenamiento de agua superficial que ayuda a que se produzca una mayor infiltración debido a la retención del agua, que funciona como una recarga artificial del acuífero. Este tape debe ser monitoreado al menos una vez al mes para determinar las condiciones de la interacción río Manglaralto-acuífero.



Figura 4.10 Fotografía panorámica del tape (dique) en el río Manglaralto.

- b) Monitoreo y control de la intrusión salina a través de medidas geoelectricas continuas en época de precipitación y época de estiaje. Las mediciones geoelectricas son un factor clave para realizar el seguimiento al avance de la intrusión salina, por lo cual se recomienda realizar un total de cuatro mediciones anualmente, dos en época de precipitaciones y dos en época de estiaje, estas mediciones permitirán

conocer la evolución del proceso de la intrusión salina y ayudarán a tomar decisiones cruciales tales como si se continúa extrayendo agua de los pozos o se detiene su explotación.

- c) Implementación de mediciones automáticas en los pozos y en el agua del reservorio para control y toma de medidas preventivas. El sistema de medidas en tiempo real se convierte en un proceso importante, ya que significa conocer los valores de los parámetros fisicoquímicos de manera continua, para realizar un seguimiento de los cambios de los parámetros casi al mismo tiempo que el proceso ocurre en la naturaleza. Clave para cualquier tipo de toma de decisiones.
- d) Aplicación de un perímetro de protección para el sistema río-acuífero en el sector de estudio, sensible a la intrusión. Los perímetros de protección constituyen una estrategia importante en el resguardo de los acuíferos contra la contaminación antrópica y para detener los procesos de intrusión salina, debido a que estos perímetros marcan una zona donde hay que realizar observaciones periódicas para controlar cualquier agente de contaminación del acuífero. El perímetro de protección es una medida de control y también de prevención que ayuda a la mitigación de agentes contaminantes.
- e) Implementación de dos nuevas estructuras hidráulicas (tapes-diques). Las barreras hidráulicas o tapes son estructuras multifuncionales dentro del sistema río-acuífero; ya que como se evidencia en este estudio mejoran la recarga del acuífero y mitigan los problemas de intrusión por lo que es necesario implementar nuevos diseños de dos diques considerando la ubicación del primero cercano a la línea de costa como medida de resguardo y control a la intrusión; y el segundo aguas arriba para contribuir a la infiltración y recarga del acuífero.
- f) Establecer mapas de vulnerabilidad en estación lluviosa y seca para tener un diagnóstico complementario de la evaluación de la zona. Los mapas de vulnerabilidad son un insumo cartográfico de uso frecuente para identificar zonas que requieren de una gestión para sus recursos. Además de ser un instrumento práctico y fácil de comprender para toda la comunidad debido a sus escalas de colores, lo que facilita la toma de decisiones por parte de personal empírico en el tema.

CAPÍTULO 5

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El modelo tridimensional de un sector cercano aproximadamente 1.1 km a la línea de costa de la cuenca baja del río de Manglaralto evidencia la vulnerabilidad a la contaminación por intrusión salina principalmente en los pozos 2 y 4 (**Figura 4.8** y **4.9**). Cuando las precipitaciones disminuyen en época de estiaje el avance de la intrusión salina aumenta la vulnerabilidad de los pozos, deteriorando la calidad del agua, detectada por el aumento de los TDS. Siendo el pozo 4 el más vulnerable debido a su ubicación, profundidad y bombeo excesivo.

El monitoreo mensual de los niveles y parámetros fisicoquímicos en los pozos refleja valores de TDS por encima de los permisibles (**Figura 4.4**) en los pozos más cercanos a la línea de costa, estos valores se incrementan durante la temporada seca. Además, los niveles piezométricos se ven afectados por la falta de precipitaciones y disminuyen en 2 m aproximadamente, con respecto a la temporada lluviosa.

Cabe señalar que las concentraciones de TDS en el agua son variables en función de las formaciones geológicas, por las diferencias en las solubilidades de los minerales. Actualmente no existen datos confiables de efectos adversos en la salud, debido a la ingesta de TDS y no se propone ningún valor de referencia basado en esto, pero el sabor del agua con niveles de TDS superiores a 1000 mg/l es desagradable para los consumidores que pueden abstenerse de su consumo.

El empleo de técnicas geoeléctricas para el control y monitoreo de la intrusión salina permiten identificar las capas geoeléctricas considerando las resistividades. La intrusión salina puede ser identificada en los perfiles 2D por sus bajas resistividades de 2.3 a 5.7 Ω .m, mientras que la capa de agua dulce presenta zonas con resistividades superiores a los 15 Ω .m.

La información levantada refleja que la presencia del tape (dique) ayuda a detener la intrusión salina, debido a que cuando se almacena agua superficial existe una infiltración que favorece la disolución del agua de mar, y en épocas de precipitaciones se convierte en un muro, no solo superficial si no que la bomba de agua dulce subterránea recientemente infiltrada se convierte en un factor preponderante para controlar el avance

de la cuña de intrusión salina.

También estas mediciones reflejan que el tape es un factor positivo para los impactos ambientales no solamente por detener la intrusión salina, sino que beneficia a la biodiversidad en el agua y en las riberas del río Manglaralto, lo que convierte a este sector en un sitio geoturístico en época invernal, con gran potencial de desarrollo.

Respecto a las medidas de mitigación necesarias para el manejo sostenible del acuífero, la JAAPMAN implementó una infraestructura hidráulica técnico-artesanal conocida por los pobladores como tape, que evidencia su funcionalidad durante los meses de precipitación (almacenando y recargando el acuífero, evitando el avance de la intrusión salina) y en los meses de estiaje (aportando con reservas almacenadas).

Debido al impacto positivo generado en el contexto hidrológico, así como también en el económico-social (actividades de ecoturismo y pesca), se plantea considerar el diseño de dos nuevas estructuras como medidas de resguardo para las reservas subterráneas frente a la presencia de la intrusión salina.

Se concluye que la intrusión salina incide en la cantidad y calidad de agua disponible en el acuífero costero Manglaralto, ya que debido a la presencia de este fenómeno las reservas son contaminadas y ciertos pozos deben dejar de funcionar para evitar el avance de la cuña intrusión hacia el cuerpo de agua dulce.

Se recomienda adicionalmente como medida de mitigación realizar campañas de concientización del valor de este recurso, para así evitar su consumo descontrolado que se intensifica en temporadas altas de turismo (feriados o vacaciones), esto contribuye a la contaminación del acuífero por el ingreso de la cuña de intrusión salina, debido al bombeo excesivo de los pozos, considerando que Manglaralto es una zona altamente vulnerable por ser un sector con clima semiárido, de escasas precipitaciones y altos niveles de evapotranspiración.

6. REFERENCIAS

- Abd-Elaty, I., Pugliese, L., & Straface, S. (2022). Inclined Physical Subsurface Barriers for Saltwater Intrusion Management in Coastal Aquifers. *Water Resources Management*, 36(9), 2973–2987. <https://doi.org/10.1007/s11269-022-03156-7>
- Adepelumi, A. A., Ako, B. D., Ajayi, T. R., Afolabi, O., & Omotoso, E. J. (2009). Delineation of saltwater intrusion into the freshwater aquifer of Lekki Peninsula, Lagos, Nigeria. *Environmental Geology*, 56(5), 927–933. <https://doi.org/10.1007/s00254-008-1194-3>
- AGI. (2017). *Wenner Array: Electrical Resistivity Methods, Part 1*.
- Ait Bahammou, Y., Benamara, A., Ammar, A., Hritta, D., Dakir, I., & Bouikbane, H. (2021). Application of vertical electrical sounding resistivity technique to explore groundwater in the Errachidia basin, Morocco. *Groundwater for Sustainable Development*, 15, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2021.100648>
- Ajami, H. (2020). Geohydrology: Groundwater. In *Encyclopedia of Geology* (Second, pp. 408–415). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.12388-7>
- Alfarrah, N., & Walraevens, K. (2018). Groundwater overexploitation and seawater intrusion in coastal areas of arid and semi-arid regions. *Water (Switzerland)*, 10(2). <https://doi.org/10.3390/w10020143>
- Alley, W. M., Healy, R. W., LaBaugh, J. W., & Reilly, T. E. (2002). Flow and storage in groundwater systems. *Science*, 296(5575), 1985–1990. <https://doi.org/10.1126/science.1067123>
- Allow, K. A. (2011). Seawater intrusion in Syrian coastal aquifers, past, present and future, case study. *Arabian Journal of Geosciences*, 4(3–4), 645–653. <https://doi.org/10.1007/s12517-010-0261-8>
- Anderson, M. P., Woessner, W. W., & Hunt, R. J. (2015). Model Dimensionality and Setting Boundaries. In *Applied Groundwater Modeling* (pp. 117–180). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-08-091638-5.00004-3>
- Arévalo, M. (2017). *Propuesta de Diseño de construcción, acondicionamiento de un pozo de agua y su incidencia en la vulnerabilidad del acuífero costero en Manglaralto*. 129.
- Atangana. (2018). Chapter 1 - Aquifers and Their Properties. In A. B. T.-F. O. with C. and V. O. with A. to G.-H. Atangana (Ed.), *Fractional Operators with Constant and Variable Order with Application to Geo-Hydrology* (pp. 1–13). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809670-3.00001-1>

- Baalousha, H. M. (2016). The potential of using beach wells for reverse osmosis desalination in Qatar. *Modeling Earth Systems and Environment*, 2(2), 97. <https://doi.org/10.1007/s40808-016-0151-5>
- Bachmat, Y. (2005). Groundwater and aquifer. In *Encyclopedia of Soils in the Environment* (pp. 153–168). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B0-12-348530-4/00369-6>
- Balasubramanian, A., & Nagaraju, D. (1994). The Hydrologic Cycle. *International Geophysics*, 56(C), 115–135. [https://doi.org/10.1016/S0074-6142\(08\)60562-8](https://doi.org/10.1016/S0074-6142(08)60562-8)
- Bear, J. (1979). *Hydraulics of groundwater*. McGraw-Hill.
- Bear, J. J., & Cheng, H.-D. A. (2010). *Groundwater and Aquifers BT - Modeling Groundwater Flow and Contaminant Transport* (J. Bear & A. H.-D. Cheng, Eds.; pp. 65–80). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6682-5_2
- Bedoya, J. (2009). Propuesta metodologica para el manejo de acuíferos costeros: el problema de la intrusión salina. *Hidraulica de Aguas Subterráneas*, 295–311. https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/70135#.XmFA57uTr_Q.mendeley
- Birk, S. (2022). Groundwater Systems—A Hydrogeological Typology. In *Encyclopedia of Inland Waters* (pp. 315–323). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819166-8.00098-0>
- Bobba, A. G. (2007). Groundwater Development and Management of Coastal Aquifers (including Island Aquifers) through Monitoring and Modeling Approaches. In *Groundwater* (pp. 283–333). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5729-8_10
- Braga, A. C. R., Serrao-Neumann, S., & de Oliveira Galvão, C. (2020). Groundwater management in coastal areas through landscape scale planning: A systematic literature review. *Environmental Management*, 65(3), 321–333. <https://doi.org/10.1007/s00267-019-01244-w>
- Bravo Montero, Lady. (2020). Gestión integral de cuencas hidrográficas con uso conjunto de aguas, aplicando el sistema de siembra y cosecha de agua. Manglaralto-Santa Elena-Ecuador.
- Callander, P., Lough, H., & Steffens, C. (2011). *New Zealand Guidelines for the Monitoring and Management of Sea Water Intrusion Risks on Groundwater*. <https://doi.org/C02085500>
- Carrión-Mero, P., Herrera, G., Briones, J., Sánchez, C., & Limón, J. (2018). Practical adaptations of ancestral knowledge for groundwater artificial recharge management of Manglaralto coastal aquifer, Ecuador. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 217(September), 375–386. <https://doi.org/10.2495/SDP180341>

- Carrión-Mero, P., Montalván, F. J., Morante-Carballo, F., Heredia, J., Elorza, F. J., Solórzano, J., & Aguilera, H. (2021). Hydrochemical and isotopic characterization of the waters of the manglaralto river basin (Ecuador) to contribute to the management of the coastal aquifer. *Water (Switzerland)*, *13*(4). <https://doi.org/10.3390/w13040537>
- Carrión-Mero, P., Montalván, F. J., Morante-Carballo, F., Loo-Flores De Valgas, C., Apolo-Masache, B., & Heredia, J. (2021). Flow and transport numerical model of a coastal aquifer based on the hydraulic importance of a dyke and its impact on water quality: Manglaralto—ecuador. *Water (Switzerland)*, *13*(4). <https://doi.org/10.3390/w13040443>
- Carrión-Mero, P., Morante-Carballo, F., Briones-Bitar, J., Herrera-Borja, P., Chávez-Moncayo, M., & Arévalo-Ochoa, J. (2021). Design of a technical-artisanal dike for surface water storage and artificial recharge of the Manglaralto coastal aquifer Santa Elena Parish, Ecuador. *International Journal of Sustainable Development and Planning*, *16*(3), 515–523. <https://doi.org/10.18280/ijstdp.160312>
- Carrión-Mero, P., Morante-Carballo, F., Herrera-Franco, G., Jaya-Montalvo, M., Rodríguez, D., Loo-Flores de Valgas, C., & Berrezueta, E. (2021). Community-university partnership in water education and linkage process. Study case: Manglaralto, Santa Elena, Ecuador. *Water (Switzerland)*, *13*(15). <https://doi.org/10.3390/w13151998>
- Carrión-Mero, P., Quiñonez-Barzola, X., Morante-Carballo, F., Javier Montalván, F., Herrera-Franco, G., & Plaza-Úbeda, J. (2021). Geometric model of a coastal aquifer to promote the sustainable use of water. Manglaralto, Ecuador. *Water (Switzerland)*, *13*(7), 1–17. <https://doi.org/10.3390/w13070923>
- Carroll, R. W. H., Deems, J. S., Niswonger, R., Schumer, R., & Williams, K. H. (2019). The Importance of Interflow to Groundwater Recharge in a Snowmelt-Dominated Headwater Basin. *Geophysical Research Letters*, *46*(11), 5899–5908. <https://doi.org/10.1029/2019GL082447>
- Catuto, M. (2020). Modelación hidrológica del Río Manglaralto para la generación de mapas de inundación de la parroquia Manglaralto provincia de Santa Elena [Proyecto de Investigación, Universidad Estatal Península de Santa Elena]. In *Repositorio DSPACE*. <https://repositorio.upse.edu.ec/xmlui/handle/46000/2100>
- Cepal, N. U. (2018). La Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible Una oportunidad para América Latina y el Caribe. In *Publicación de las Naciones Unidas*.
- Chakravarty, P., & Kumar, M. (2019). Floral Species in Pollution Remediation and Augmentation of Micrometeorological Conditions and Microclimate: An Integrated

- Approach. *Phytomanagement of Polluted Sites: Market Opportunities in Sustainable Phytoremediation*, 203–219. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813912-7.00006-5>
- Cheng, Q., Tao, M., Chen, X., & Binley, A. (2019). Evaluation of electrical resistivity tomography (ERT) for mapping the soil–rock interface in karstic environments. *Environmental Earth Sciences*, 78(15), 439. <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8440-8>
- Custodio, E. (2013). *La complejidad de la intrusión marina en los acuíferos costeros en la práctica hidrogeológica*. 367–378.
- Cuthbert, M. O., Gleeson, T., Moosdorf, N., Befus, K. M., Schneider, A., Hartmann, J., & Lehner, B. (2019). Global patterns and dynamics of climate–groundwater interactions. *Nature Climate Change*, 9(2), 137–141. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0386-4>
- Dangar, S., Asoka, A., & Mishra, V. (2021). Causes and implications of groundwater depletion in India: A review. In *Journal of Hydrology* (Vol. 596). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126103>
- Dey, S., & Prakash, O. (2020). Management of Saltwater Intrusion in Coastal Aquifers: An Overview of Recent Advances. In V. P. Singh, R. Berndtsson, L. N. Rodrigues, A. K. Sarma, M. M. Sherif, B. Sivakumar, & Q. Zhang (Eds.), *Environmental Processes and Management* (Water Scie, pp. 321–344). https://doi.org/10.1007/978-3-030-38152-3_17
- Döll, P., Hoffmann-Dobrev, H., Portmann, F. T., Siebert, S., Eicker, A., Rodell, M., Strassberg, G., & Scanlon, B. R. (2012). Impact of water withdrawals from groundwater and surface water on continental water storage variations. *Journal of Geodynamics*, 59–60, 143–156. <https://doi.org/10.1016/j.jog.2011.05.001>
- Ducut, J. D., Alipio, M., Go, P. J., Concepcion II, R., Vicerra, R. R., Bandala, A., & Dadios, E. (2022). A Review of Electrical Resistivity Tomography Applications in Underground Imaging and Object Detection. *Displays*, 73, 102–208. <https://doi.org/10.1016/j.displa.2022.102208>
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2007). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(02), 163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Durán, A., Castro, M., Vélez, J., Briones, J., Carrión, P., Herrera, G., Morante, F., Gutiérrez, C., Bardales, J., Peña, F., Martos, S., & Mateos, L. (2020). Siembra y Cosecha de Agua (SyCA), técnicas ancestrales que solucionan problemas del siglo

- XXI. *Proceedings of the 18th LACCEI International Multi-Conference for Engineering, Education, and Technology: Engineering, Integration, And Alliances for A Sustainable Development* "Hemispheric Cooperation for Competitiveness and Prosperity on A Knowledge-Bas. <https://doi.org/10.18687/LACCEI2020.1.1.299>
- El-Kaliouby, H., & Abdalla, O. (2015). Application of time-domain electromagnetic method in mapping saltwater intrusion of a coastal alluvial aquifer, North Oman. *Journal of Applied Geophysics*, 115, 59–64. <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2015.02.003>
- FAO. (2015). *Groundwater Governance a call for action: A shared Global Vision for 2030*.
- Fetter, C. W. (2001). *Applied Hydrogeology* (p. 598).
- Freeze, A. R., & Cherry, J. A. (1979). *Groundwater* (C. Brenn & K. McNelly, Eds.; Prentice-H).
- GADM. (2019). Plan de desarrollo y ordenamiento territorial de la parroquia rural Manglaralto 2014 - 2019. *Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial - PDyOT 2014 - 2019*, 1–127.
- GADM. (2020). Actualización del Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial 2019 - 2023. *Gobierno Autónomo Descentralizado Parroquia Rural de Manglaralto*, 1–284.
- Gautam, P. K., & Biswas, A. (2016). 2D Geo-electrical imaging for shallow depth investigation in Doon Valley Sub-Himalaya, Uttarakhand, India. *Modeling Earth Systems and Environment*, 2(4), 1–9. <https://doi.org/10.1007/s40808-016-0225-4>
- Ge, S., & Gorelick, S. M. (2015). Hydrology, floods and Droughts| Groundwater and Surface Water. In *Encyclopedia of Atmospheric Sciences* (pp. 209–216). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-382225-3.00171-7>
- Giordano, M. (2009). Global Groundwater? Issues and Solutions. *Annual Review of Environment and Resources*, 34(1), 153–178. <https://doi.org/10.1146/annurev.environ.030308.100251>
- Goebel, M., Pidlisecky, A., & Knight, R. (2017). Resistivity imaging reveals complex pattern of saltwater intrusion along Monterey coast. *Journal of Hydrology*, 551, 746–755. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.02.037>
- Gogu, R. C., & Dassargues, A. (2000). Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods. *Environmental Geology*, 39(6), 549–559. <https://doi.org/10.1007/s002540050466>
- Gómez-Gómez, M., Danglot-Banck, C., & Vega-Franco, L. (2010). Disponibilidad de agua para la salud y la vida. Lo que todos debemos saber. *Revista Mexicana de Pediatría*, 77(6), 260–270.

- Hasan, M., Shang, Y., Akhter, G., & Jin, W. (2019). Application of VES and ERT for delineation of fresh-saline interface in alluvial aquifers of Lower Bari Doab, Pakistan. *Journal of Applied Geophysics*, 164, 200–213.
- Herrera-Franco, G., Alvarado-Macancela, N., Gavín-Quinchuela, T., & Carrión-Mero, P. (2018). Participatory socio-ecological system: Manglaralto-Santa Elena, Ecuador. *Geology, Ecology, and Landscapes*, 2(4), 303–310.
<https://doi.org/10.1080/24749508.2018.1481632>
- Herrera-Franco, G., Carrión-Mero, P., & Briones-Bitar, J. (2020). Ancestral knowledge application via “albarradas” and “tapes” in water management in Santa Elena Province, Ecuador. *Boletín Geológico y Minero*, 131(1), 75–88.
<https://doi.org/10.21701/bolgeomin.131.1.005>
- Herrera-Franco, G., Carrión-Mero, P., Montalván-Burbano, N., Mora-Frank, C., & Berrezueta, E. (2022). Bibliometric analysis of groundwater’s life cycle assessment research. *Water*, 14(7), 1082. <https://doi.org/10.3390/w14071082>
- Herrera-Franco, G., Carrión M., P., & Alvarado M., N. (2018). Participatory Process for Local Development: Sustainability of Water Resources in Rural Communities: Case Manglaralto-Santa Elena, Ecuador. *World Sustainability Series*, 663–676.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-63007-6_41
- Herrera-Franco, G., Carrión, P., & Briones, J. (2019). Management practices for a sustainable community and its impact on development , manglaralto-santa elena, ecuador. *July*, 24–26.
- Herrera, G. (2015). *Estudio para un Modelo de Gestión de un Acuífero Costero , mediante Metodologías Participativas y Análisis Geoestadístico en el marco del Desarrollo Local . Manglaralto , Ecuador*. Polytechnic University of Madrid.
- Herrera, G., Gavín-Quinchuela, ; T, Alvarado-Macancela, ; N, & Carrión, ; P. (2017). Configuración del sistema socio-ecológico de manglaralto en el contexto del proyecto geoparque ancón-santa elena, ecuador: planificación participativa de escenarios de futuros configuration of the socio-ecological system of manglaralto in the context of the ancon-santa elena geopark project, ecuador: participatory planning of future scenarios.
- Hörling, B., & Coldewey, W. G. (2019). *Hydrogeology*.
<http://www.springer.com/series/15201>
- Hussain, M., Abd-Elhamid, H., Javadi, A., & Sherif, M. (2019). Management of Seawater Intrusion in Coastal Aquifers: A Review. *Water*, 11(12), 2467.
<https://doi.org/10.3390/w11122467>

- Hussain, M., Javadi, A., & Sherif, M. (2017). Cost-Efficient Management of Coastal Aquifers by Recharging with Treated Wastewater. *International Journal of Hydrology*, 1(6). <https://doi.org/10.15406/ijh.2017.01.00033>
- Idowu, T. E., & Lasisi, K. H. (2020). Seawater intrusion in the coastal aquifers of East and Horn of Africa: A review from a regional perspective. *Scientific African*, 8, e00402. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2020.e00402>
- Inglezakis, V. J., Pouloupoulos, S. G., Arkhangelsky, E., Zorpas, A. A., & Menegaki, A. N. (2016). Aquatic Environment. *Environment and Development*, 137–212. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-62733-9.00003-4>
- Jamshidzadeh, Z. (2020). An Integrated Approach of Hydrogeochemistry, Statistical Analysis, and Drinking Water Quality Index for Groundwater Assessment. *Environmental Processes*, 7(3), 781–804. <https://doi.org/10.1007/s40710-020-00450-7>
- Javadi, A. A., Abd-Elhamid, H. F., & Farmani, R. (2012). A simulation-optimization model to control seawater intrusion in coastal aquifers using abstraction/recharge wells. *International Journal for Numerical and Analytical Methods in Geomechanics*, 36(16), 1757–1779. <https://doi.org/10.1002/nag.1068>
- Kacimov, A. R., Sherif, M. M., Perret, J. S., & Al-Mushikhi, A. (2009). Control of sea-water intrusion by salt-water pumping: Coast of Oman. *Hydrogeology Journal*, 17(3), 541–558. <https://doi.org/10.1007/s10040-008-0425-8>
- Khalil, M. A., & Santos, F. A. M. (2013). 2D and 3D resistivity inversion of Schlumberger vertical electrical soundings in Wadi El Natrun, Egypt: A case study. *Journal of Applied Geophysics*, 89, 116–124. <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2012.11.014>
- Konikow, L. F., & Reilly, T. E. (1999). *Chapter 13 Seawater Intrusion in the United States*.
- Kumar, P., Tiwari, P., Biswas, A., & Acharya, T. (2022). Geophysical investigation for seawater intrusion in the high-quality coastal aquifers of India: a review. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24233-9>
- Kwami, I. A., Ishaku, J. M., Mukkafa, S., Haruna, A. I., & Ankidawa, B. A. (2019). Delineation of aquifer potential zones using hydraulic parameters in Gombe and environs, North-Eastern, Nigeria. *Heliyon*, 5(7), e01927. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e01927>
- Lahr, J. H. (1982). ARTIFICIAL GROUND-WATER RECHARGE: A SOLUTION TO MANY U.S. WATER-SUPPLY PROBLEMS. *Ground Water*, 20(3), 262–266. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1982.tb01345.x>

- Lalangui, K., & Cruz, G. (2020). *Análisis de los procesos de desarrollo local: caso, el Rol de la Junta Administradora de Agua Potable Regional de Manglaralto (JAAPMAN). Santa Elena-Ecuador. Período 2008-2017*. Universidad de Guayaquil.
- Li, P., Karunanidhi, D., Subramani, T., & Srinivasamoorthy, K. (2021). Sources and Consequences of Groundwater Contamination. In *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* (Vol. 80, Issue 1). Springer.
<https://doi.org/10.1007/s00244-020-00805-z>
- Liu, J., Gao, Z., Wang, M., Li, Y., Shi, M., Zhang, H., & Ma, Y. (2019). Hydrochemical characteristics and possible controls in the groundwater of the Yarlung Zangbo River Valley, China. *Environmental Earth Sciences*, 78(3), 76.
<https://doi.org/10.1007/s12665-019-8101-y>
- Loáiciga, H. A., Pingel, T. J., & Garcia, E. S. (2012). Sea Water Intrusion by Sea-Level Rise: Scenarios for the 21st Century. *Ground Water*, 50(1), 37–47.
<https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2011.00800.x>
- Machiwal, D., Jha, M. K., Singh, V. P., & Mohan, C. (2018). Assessment and mapping of groundwater vulnerability to pollution: Current status and challenges. *Earth-Science Reviews*, 185, 901–927. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.08.009>
- Mahesha, A. (1996a). Steady-State Effect of Freshwater Injection on Seawater Intrusion. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 122(3), 149–154.
[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(1996\)122:3\(149\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(1996)122:3(149))
- Mahesha, A. (1996b). Transient Effect of Battery of Injection Wells on Seawater Intrusion. *Journal of Hydraulic Engineering*, 122(5), 266–271.
[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1996\)122:5\(266\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1996)122:5(266))
- Mamani, G., & Yeferson, M. (2021). *Gestión del recurso hídrico frente a una posible crisis hídrica*. 39–58.
- Manna, F., Murray, S., Abbey, D., Martin, P., Cherry, J., & Parker, B. (2019). Spatial and temporal variability of groundwater recharge in a sandstone aquifer in a semiarid region. *Hydrology and Earth System Sciences*, 23(4), 2187–2205.
<https://doi.org/10.5194/hess-23-2187-2019>
- Martínez-Moreno, F. J., Monteiro-Santos, F. A., Bernardo, I., Farzamian, M., Nascimento, C., Fernandes, J., Casal, B., & Ribeiro, J. A. (2017). Identifying seawater intrusion in coastal areas by means of 1D and quasi-2D joint inversion of TDEM and VES data. *Journal of Hydrology*, 552, 609–619. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.07.026>
- Mercado, A. (1985). The Use of Hydrogeochemical Patterns in Carbonate Sand and Sandstone Aquifers to Identify Intrusion and Flushing of Saline Water. *Ground Water*, 23(5), 635–645. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1985.tb01512.x>

- Merchán, B., Torres, R., Benacazar, J., Carrión-Mero, P., Herrera-Franco, G., Berrezueta, E., & Jaya-Montalvo, M. (2021). Valuation of a community company and its impact on development strategies. In S. Mambretti (Ed.), *Sustainable Water Resources Management XI* (pp. 95–107). <https://doi.org/10.2495/WRM210091>
- Merino, E. (2014). EVALUACIÓN DE LA INTRUSIÓN SALINA EN UN ACUÍFERO COSTERO Y EL IMPACTO AL SUMINISTRO DE AGUA POTABLE EN MANGLARALTO PROVINCIA DE SANTA ELENA. *Pontificia Universidad Católica Del Peru*, 8(33), 44.
- Mirzaei, L., Hafizi, M. K., & Riahi, M. A. (2021). Application of Dipole–Dipole, Schlumberger, and Wenner–Schlumberger Arrays in Groundwater Exploration in Karst Areas Using Electrical Resistivity and IP Methods in a Semi-arid Area, Southwest Iran. In A. Al-Maktoumi, O. Abdalla, A. Kacimov, S. Zekri, M. Chen, T. Al-Hosni, & K. Madani (Eds.), *Water Resources in Arid Lands: Management and Sustainability* (pp. 81–89). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-67028-3_7
- Mogheir, Y. (2016). Assessing the Seawater Intrusion Due to Beach Wells in the Desalination Plant. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 04(12), 37–47. <https://doi.org/10.4236/gep.2016.412003>
- Mohammed, M. A. A., Szabó, N. P., & Szűcs, P. (2023). Exploring hydrogeological parameters by integration of geophysical and hydrogeological methods in northern Khartoum state, Sudan. *Groundwater for Sustainable Development*, 20, 100891. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2022.100891>
- Montalván Toala, Javier F., Michelle Catuto Quinde, M., & Gómez, G. R. (2020). Hydrological modeling of the manglaralto river for the generation of flood maps (Santa Elena-Ecuador). Proceedings of the LACCEI International Multi-Conference for Engineering, Education and Technology, July 2020, 27–31. <https://doi.org/10.18687/LACCEI2020.1.1.213>
- Morante-Carballo, F., Montalván-Burbano, N., Quiñonez-Barzola, X., Jaya-Montalvo, M., & Carrión-Mero, P. (2022). What do we know about water scarcity in semi-arid zones? A global analysis and research trends. *Water*, 14(17), 2685. <https://doi.org/10.3390/w14172685>
- Morante, F., Montalván, F. J., Carrión, P., Herrera, G., Heredia, J., Elorza, F. J., Pilco, D., & Solórzano, J. (2019). Hydrochemical and geological correlation to establish the groundwater salinity of the coastal aquifer of the Manglaralto River basin, Ecuador. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 229, 139–149. <https://doi.org/10.2495/WRM190141>

- Mullo-Sinaluisa, A., Oquendo-Borbor, C., Velastegui-Montoya, A., Merchan-Sanmartín, B., Chávez-Moncayo, M., Herrera-Matamoros, V., & Carrión-Mero, P. (2022). Hill dam design to improve water use in rural areas—Case study: Sacachún, Santa Elena. *Sustainability*, *14*(19), 12268. <https://doi.org/10.3390/su141912268>
- Naciones Unidas. (2012). *El futuro que queremos* (p. 60). <https://doi.org/10.18268/bsgm1908v4n1x1>
- Niculescu, B. M., & Andrei, G. (2019). Using Vertical Electrical Soundings to characterize seawater intrusions in the southern area of Romanian Black Sea coastline. *Acta Geophysica*, *67*(6), 1845–1863. <https://doi.org/10.1007/s11600-019-00341-y>
- Núñez del Arco, E. (2003). Geología del Ecuador. *Facultad De Ingeniería En Ciencias De La Tierra De La Escuela Superior Politécnica Del Litoral*, 249.
- Okpoli, C. C. (2013). Sensitivity and resolution capacity of electrode configurations. *International Journal of Geophysics*, 1–12. <https://doi.org/10.1155/2013/608037>
- Ordoñez, J. J. (2011). Aguas Subterráneas - Acuíferos. *Sociedad Geográfica de Lima*, 2–44, 10. https://www.gwp.org/globalassets/global/gwp-sam_files/publicaciones/varios/aguas_subterranas.pdf
- Oyeyemi, K. D., Aizebeokhai, A. P., Metwaly, M., Oladunjoye, M. A., Bayo-Solarin, B. A., Sanuade, O. A., Thompson, C. E., Ajayi, F. S., & Ekhaguere, O. A. (2021). Evaluating the groundwater potential of coastal aquifer using geoelectrical resistivity survey and porosity estimation: A case in Ota, SW Nigeria. *Groundwater for Sustainable Development*, *12*, 100488. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100488>
- Papadopoulou, M. P., Karatzas, G. P., Koukadaki, M. A., & Trichakis, Y. (2018). Modeling The Saltwater Intrusion Phenomenon In Coastal Aquifers - A Case Study In The Industrial Zone Of Herakleio In Crete by. *Global NEST Journal*, *7*(2), 197–203. <https://doi.org/10.30955/gnj.000335>
- Parimal, P. (2017). *Industrial Water Treatment Process Technology* (P. Jardim & K. McCombs, Eds.). Joe Hayton.
- Pazand, K., Khosravi, D., Ghaderi, M. R., & Rezvanzadeh, M. R. (2018). Identification of the hydrogeochemical processes and assessment of groundwater in a semi-arid region using major ion chemistry: A case study of Ardestan basin in Central Iran. *Groundwater for Sustainable Development*, *6*, 245–254. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2018.01.008>
- Pielke, R. A., & Niyogi, D. (2009). *The Role of Landscape Processes within the Climate System*. 67–85. https://doi.org/10.1007/978-3-540-75761-0_5

- Post, V. E. A. (2005). Fresh and saline groundwater interaction in coastal aquifers: Is our technology ready for the problems ahead? *Hydrogeology Journal*, 13(1), 120–123. <https://doi.org/10.1007/s10040-004-0417-2>
- Purvance, D. T., & Andricevic, R. (2000). On the electrical-hydraulic conductivity correlation in aquifers. *Water Resources Research*, 36(10), 2905–2913. <https://doi.org/10.1029/2000WR900165>
- Quiñonez, X. (2019). *Modelo geométrico del acuífero costero de Manglaralto y su incidencia en el aprovechamiento sostenible del agua, Santa Elena-Ecuador*. 94.
- Quinteros, V. (2013). *Propuesta de gestión del recurso agua mediante la utilización de conocimientos ancestrales en la parroquia Manglaralto*. 137. <https://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/5335/1/UPS-GT000450.pdf>
- Rahmani, T. R., Sari, D. P., Akmam, A., Amir, H., & Putra, A. (2020). Using the schlumberger configuration resistivity geoelectric method to analyze the characteristics of slip surface at Solok. *Journal of Physics: Conference Series*, 1481(1), 012030. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1481/1/012030>
- Ramesh, K., & Jamuna, E. (2022). Groundwater quality Monitoring in Shallow and Deep coastal aquifers of Minjur block, TN. *JETIR*, 9(11), 278289. <https://doi.org/2349-5162>
- Rhoades, J. D., Kandiah, A. (Arumugam), & Mashali, A. M. (1992). *The use of saline waters for crop production*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Ridho, Y., Adree, O., & Yoszi Mingsi, A. (2018). Leachate water modeling using geolistrik method of resistance type of configuration of werner-Schlumberger at TPAS Ampang Kualo district Solok west Sumatera. *Bina Tambang*, 3, 403–414. <https://doi.org/https://doi.org/10.24036/bt.v3i1.9069>
- Saalidong, B. M., Aram, S. A., Otu, S., & Lartey, P. O. (2022). Examining the dynamics of the relationship between water pH and other water quality parameters in ground and surface water systems. *PLOS ONE*, 17(1), 1–17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0262117>
- Sadjab, B. A., Indrayana, I. P. T., Iwamony, S., & Umam, R. (2020). Investigation of the distribution and Fe content of iron sand at wari Ino beach Tobelo using resistivity method with werner-schlumberger configuration. *Jurnal Ilmiah Pendidikan Fisika Al-Biruni*, 9(1), 141–160. <https://doi.org/10.24042/jipfalbiruni.v9i1.5394>
- Sadjad Mehdizadeh, S., Badaruddin, S., & Khatibi, S. (2019). Abstraction, desalination and recharge method to control seawater intrusion into unconfined coastal aquifers. *Global Journal of Environmental Science and Management*, 5(1), 107–118. <https://doi.org/10.22034/gjesm.2019.01.09>

- Shamir, U., Bear, J., & Gamliel, A. (1984). Optimal Annual Operation of a Coastal Aquifer. *Water Resources Research*, 20(4), 435–444.
<https://doi.org/10.1029/WR020i004p00435>
- Sherif, M., Kacimov, A., Javadi, A., & Ebraheem, A. A. (2012). Modeling Groundwater Flow and Seawater Intrusion in the Coastal Aquifer of Wadi Ham, UAE. *Water Resources Management*, 26(3), 751–774. <https://doi.org/10.1007/s11269-011-9943-6>
- Shukla, R., Tiwari, I., Khare, D., & Rudra, R. P. (2022). Integrated water resources management in Sikta irrigation system, Nepal. *Advances in Remediation Techniques for Polluted Soils and Groundwater*, 337–359. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823830-1.00002-X>
- Singh, A. (2015). Managing the environmental problem of seawater intrusion in coastal aquifers through simulation–optimization modeling. *Ecological Indicators*, 48, 498–504. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.011>
- Singh, A. A., & Singh, A. K. (2021). Climatic controls on water resources and its management: challenges and prospects of sustainable development in Indian perspective. *Water Conservation in the Era of Global Climate Change*, 121–145. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820200-5.00015-4>
- Singh, A., Patel, A. K., Ramanathan, A., & Kumar, M. (2020). Climatic Influences on Arsenic Health Risk in the Metamorphic Precambrian Deposits of Sri Lanka: A Re-analysis-based Critical Review. *Journal of Climate Change*, 6(1), 15–24. <https://doi.org/10.3233/JCC200003>
- Smith, L. (2015). Hydrogeology. In *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.09469-0>
- Sprenger, M., Leistert, H., Gimbel, K., & Weiler, M. (2016). Illuminating hydrological processes at the soil-vegetation-atmosphere interface with water stable isotopes. *Reviews of Geophysics*, 54(3), 674–704. <https://doi.org/10.1002/2015RG000515>
- Stein, S., Yechieli, Y., Shalev, E., Kasher, R., & Sivan, O. (2019). The effect of pumping saline groundwater for desalination on the fresh–saline water interface dynamics. *Water Research*, 156, 46–57. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.03.003>
- Subba Rao, N., Marghade, D., Dinakar, A., Chandana, I., Sunitha, B., Ravindra, B., & Balaji, T. (2017). Geochemical characteristics and controlling factors of chemical composition of groundwater in a part of Guntur district, Andhra Pradesh, India. *Environmental Earth Sciences*, 76(21), 747. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-7093-8>

- Subba Rao, N., & Surya Rao, P. (2010). Major ion chemistry of groundwater in a river basin: a study from India. *Environmental Earth Sciences*, 61(4), 757–775.
<https://doi.org/10.1007/s12665-009-0389-6>
- Szymkiewicz, A. (2022). Coastal hydrogeology. *Geologos*, 28(1), 81–82.
<https://doi.org/10.2478/logos-2022-0007>
- Telford, W. M., Geldart, L., & Sheriff, R. E. (1990). *Applied Geophysics* (Second Edi). Cambridge University Press.
- Todd, D. K. (1974). Salt-Water Intrusion and Its Control. *Journal - American Water Works Association*, 66(3), 180–187. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1974.tb01999.x>
- Todd, D. K., & Mays, L. W. (2004). *Groundwater hydrology* (Third). John Wiley & Sons.
- Tomaszkiewicz, M., Abou Najm, M., & El-Fadel, M. (2014). Development of a groundwater quality index for seawater intrusion in coastal aquifers. *Environmental Modelling & Software*, 57, 13–26. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.03.010>
- Tsanis, I. K., & Song, L.-F. (2001). Remediation of Sea Water Intrusion: A Case Study. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 21(3), 152–161.
<https://doi.org/10.1111/j.1745-6592.2001.tb00752.x>
- UNESCO. (2019). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2019. In *Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura*.
- UNESCO. (2021). El valor del agua. In *Ecología Política* (Issue 19).
- UNESCO. (2022). Making the Invisible Visible. In *Sur* (Vol. 17, Issue 30).
<https://doi.org/10.1515/9780822394105-005>
- Vahidipour, M., Raeisi, E., & van der Zee, S. E. A. T. M. (2021). Active saltwater intrusion of shrinking Bakhtegan -Thask Lakes in South Iran threatens the freshwater resources of coastal aquifers. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 34(February), 100790. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2021.100790>
- Valencia, J. (2017). *Análisis hidrogeológico de la cuenca del río Manglaralto para la caracterización de sus sistemas acuíferos* [Tesis de Grado]. Escuela Superior Politécnica del Litoral.
- Van Dam, J. C. (1999). Exploitation, Restoration and Management. In J. Bear, A. H.-D. Cheng, S. Sorek, D. Ouazar, & I. Herrera (Eds.), *Seawater Intrusion in Coastal Aquifer-Concepts, Methods and Practices* (pp. 73–125). Springer, Dordrecht.
https://doi.org/10.1007/978-94-017-2969-7_4
- Wang, S., Fu, J., Zhang, C., & Yang, J. (2021). Shield machine selection. In S. Wang, J. Fu, C. Zhang, & J. Yang (Eds.), *Shield Tunnel Engineering* (pp. 115–171). Elsevier.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823992-6.00004-7>

- Wendor, A. :, & Moran, C. (1989). *Hidrología para estudiantes de ingeniería civil*.
- World Health Organization. (2017a). Acceptability aspects: Taste, odour and appearance. In World Health Organization (Ed.), *Guidelines for drinking-water quality, 4th edition, incorporating the 1st addendum* (Fourth, p. 631).
- World Health Organization. (2017b). Acceptability aspects: Taste, odour and appearance. In World Health Organization (Ed.), *Guidelines for drinking-water quality, 4th edition, incorporating the 1st addendum* (Fourth, p. 631).
- Yang, D., Jayawardena, A., & Zhentao, C. (2017). Watersheds, River Basins, and Land Use. In Vi. P. Singh (Ed.), *Handbook of Applied Hydrology* (Second, pp. 83-1-83–84). McGraw-Hill Education.
- Yang, Y., Song, J., Simmons, C. T., Ataie-Ashtiani, B., Wu, J., Wang, J., & Wu, J. (2021). A conjunctive management framework for the optimal design of pumping and injection strategies to mitigate seawater intrusion. *Journal of Environmental Management*, 282. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111964>
- Zepeda, D., Loeza Rentería, C. M., Munguía Vega, N. E., Peralta, J. E., & Velazquez Contreras, L. E. (2018). Sustainability strategies for coastal aquifers: A case study of the Hermosillo Coast aquifer. *Journal of Cleaner Production*, 195, 1170–1182. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.191>

7. ANEXOS

A continuación, se incluyen las imágenes y resultados del procesamiento de los 14 SEVs que se analizaron para el estudio de la cuña de intrusión salina:

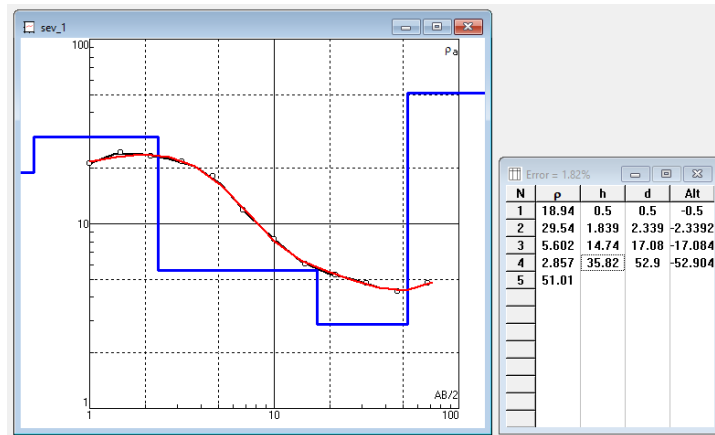


Figura A.1 Curva ajustada del SEV 1.

Tabla A.1 Capas de resistividad del SEV-1.

N	Descripción	Esesor h(m)	Profundidad d(m)	Resistividad ρ (Ω .m)
1	Agua dulce en material semipermeable	2.8	2.8	29.54
2	Intrusión salina	32.82	35.62	2.85

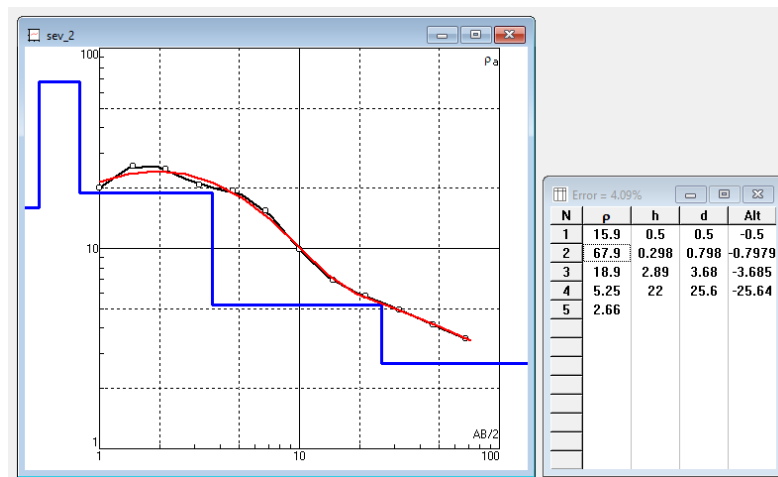


Figura A.2 Curva ajustada del SEV 2.

Tabla A.2 Capas de resistividad SEV 2.

N	Descripción	Esesor h(m)	Profundidad d(m)	Resistividad ρ (Ω .m)
1	Agua de transición	0.5	0.5	15.9
2	Agua dulce	0.3	0.8	67.9
3	Agua de transición	2.9	3.7	18.9
4	Intrusión salina	22	25.7	5.25



Figura A.3 Curva ajustada del SEV 3.

Tabla A.3 Capas de resistividad SEV 3.

N	Descripción	Espesor h(m)	Profundidad d(m)	Resistividad ρ (Ω.m)
1	Agua de transición	0.5	0.5	15.9
2	Agua dulce	0.3	0.8	67.9
3	Agua de transición	2.9	3.7	18.9
4	Intrusión salina	22	25.7	5.25

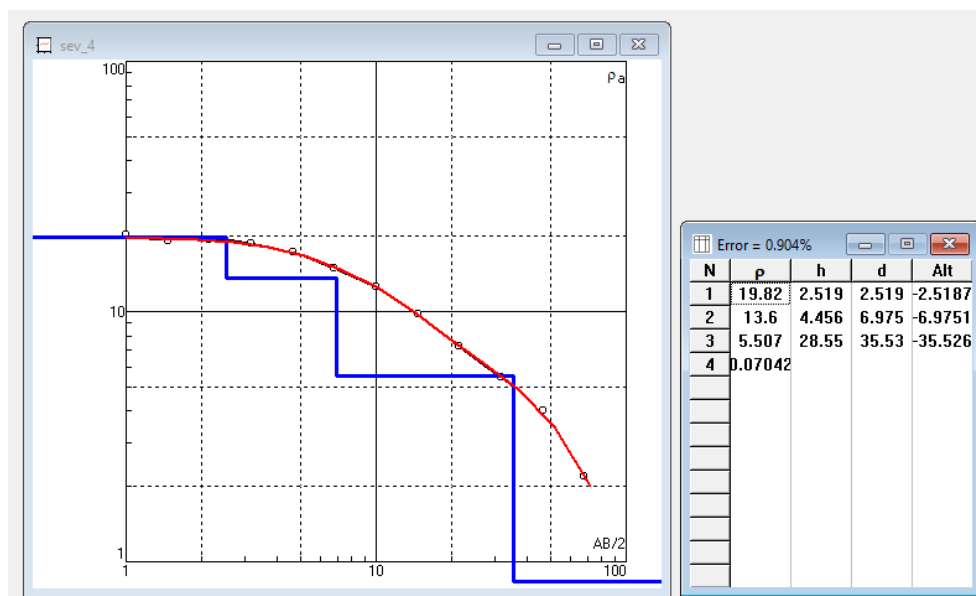


Figura A.4 Curva ajustada del SEV 4.

Tabla A.4 Capas de resistividad SEV 4.

N	Descripción	Espesor h(m)	Profundidad d(m)	Resistividad ρ (Ω.m)
1	Agua dulce	2.5	2.5	19.82
2	Agua de transición	4.5	7	13.6
3	Intrusión salina	7	35	5.51

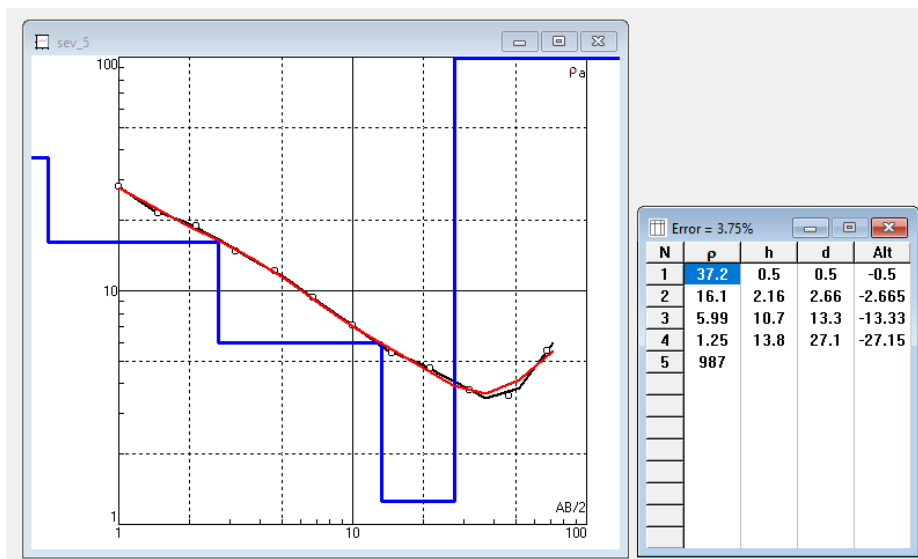


Figura A.5 Curva ajustada del SEV 5.

Tabla A.5 Capas de resistividad SEV 5.

N	Descripción	Esesor h(m)	Profundidad d(m)	Resistividad ρ (Ω .m)
1	Agua dulce	0.5	0.5	37.2
2	Agua de transición	2.16	2.66	16.1
3	Intrusión salina	24.5	27.16	4.7

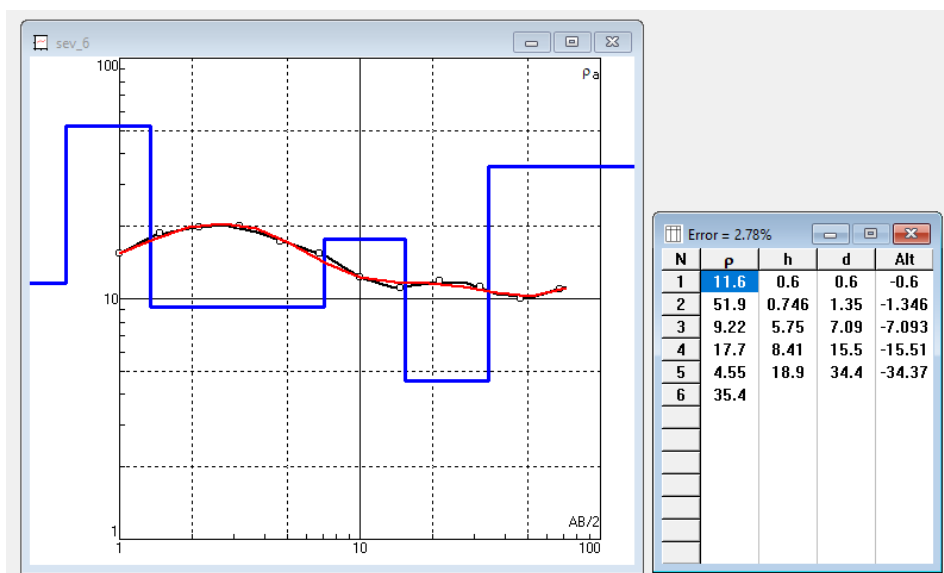


Figura A.6 Curva ajustada del SEV 6.

Tabla A.6 Capas de resistividad SEV 6.

N	Descripción	Esesor h(m)	Profundidad d(m)	Resistividad ρ (Ω .m)
1	Agua de transición	0.6	0.6	11.6
2	Agua dulce	0.74	1.34	51.9
3	Agua de transición	5.75	7.09	9.22
4	Agua dulce	8.41	15.5	17.7
5	Intrusión salina	18.9	34.4	4.55

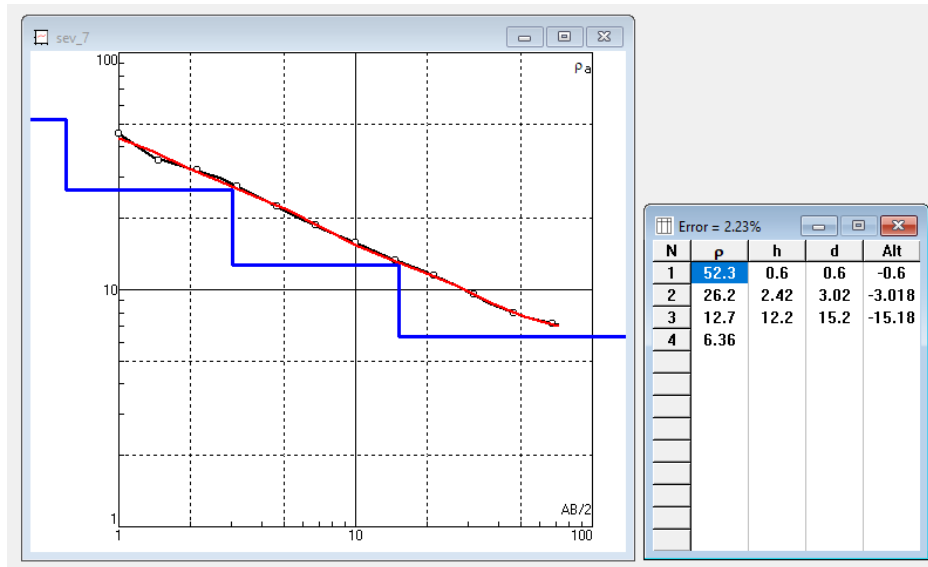


Figura A.7 Curva ajustada del SEV 7.

Tabla A.7 Capas de resistividad SEV 7.

N	Descripción	Esesor h(m)	Profundidad d(m)	Resistividad ρ (Ω .m)
1	Agua dulce	3.02	3.02	26.2
2	Agua de transición	12.2	15.22	12.7

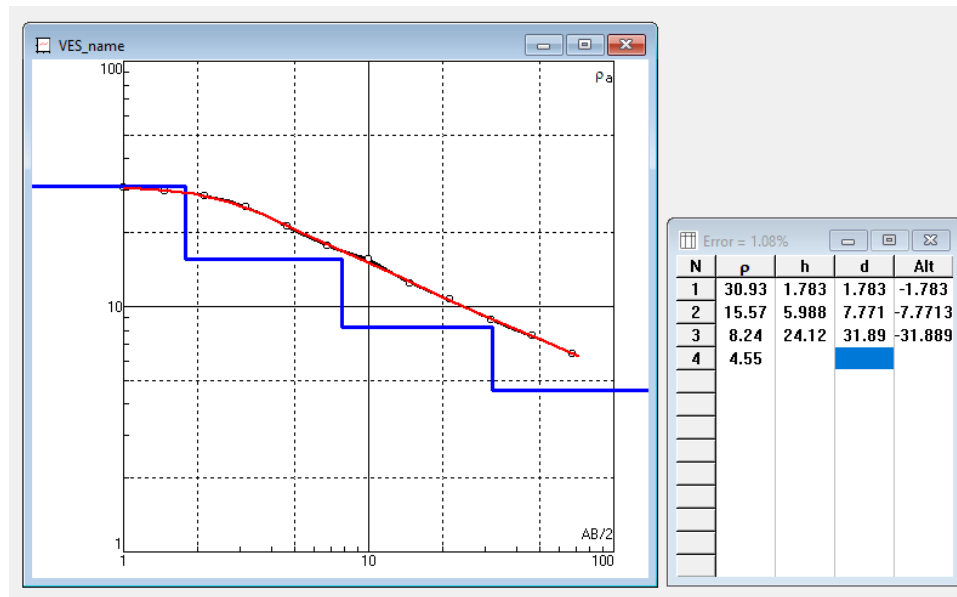


Figura A.8 Curva ajustada del SEV 9.

Tabla A.8 Capas de resistividad SEV 9.

N	Descripción	Esesor h(m)	Profundidad d(m)	Resistividad ρ (Ω .m)
1	Agua dulce	1.78	1.78	30.93
2	Agua de transición	5.98	7.76	15.57
3	Intrusión salina	24.12	31.88	8.24

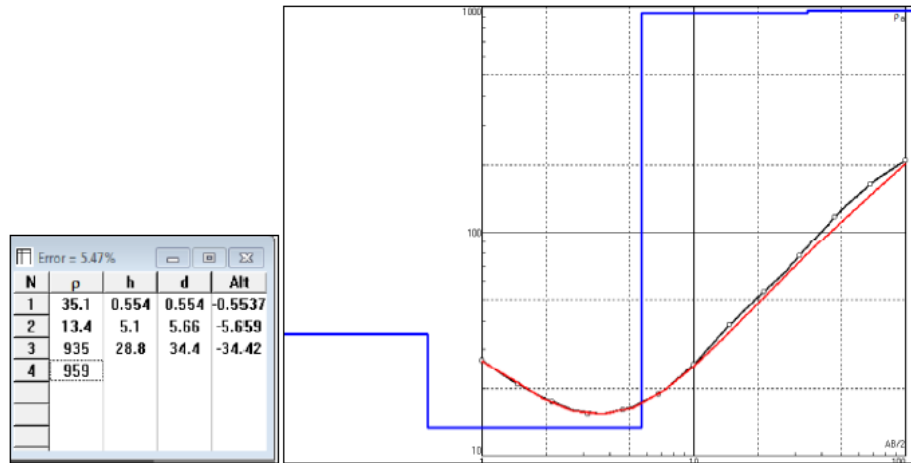


Figura A.9 Curva ajustada del SEV 10.

Tabla A.9 Capas de resistividad SEV 10.

N	Descripción	Espesor h(m)	Profundidad d(m)	Resistividad ρ (Ω .m)
1	Agua dulce	0.5	0.5	35.1
2	Agua de transición	5.1	5.6	13.4
3	Intrusión dulce	28.8	34.4	935

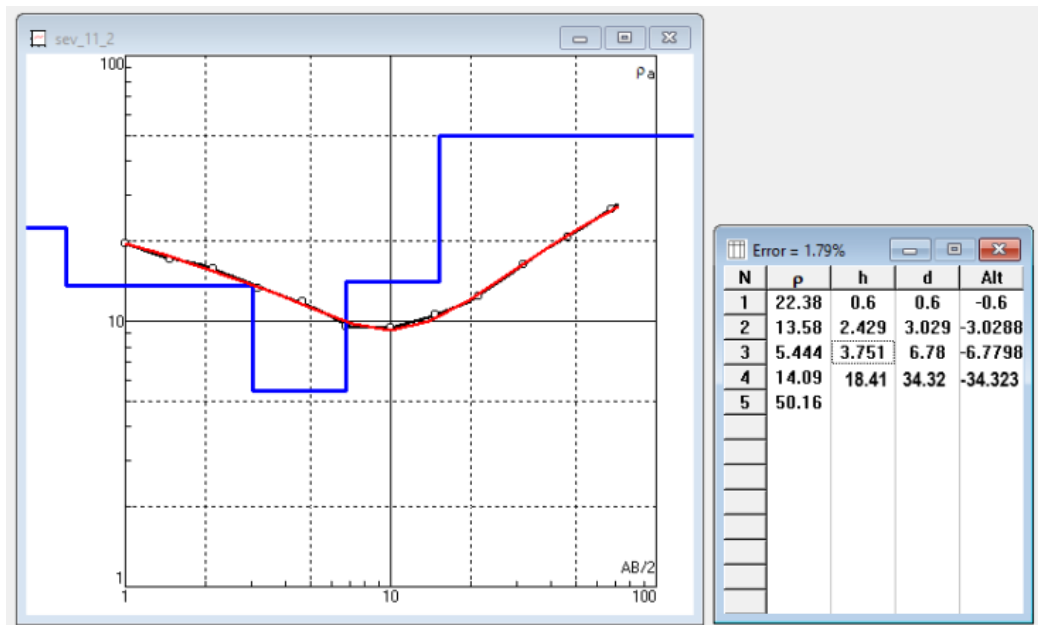


Figura A.10 Curva ajustada del SEV 11.

Tabla A.10 Capas de resistividad SEV 11.

N	Descripción	Espesor h(m)	Profundidad d(m)	Resistividad ρ (Ω .m)
1	Agua dulce	0.6	0.6	22.38
2	Agua de transición	2.43	3.03	13.58
3	Intrusión salina	3.75	6.78	5.44
4	Agua de transición	18.41	25.19	14.09

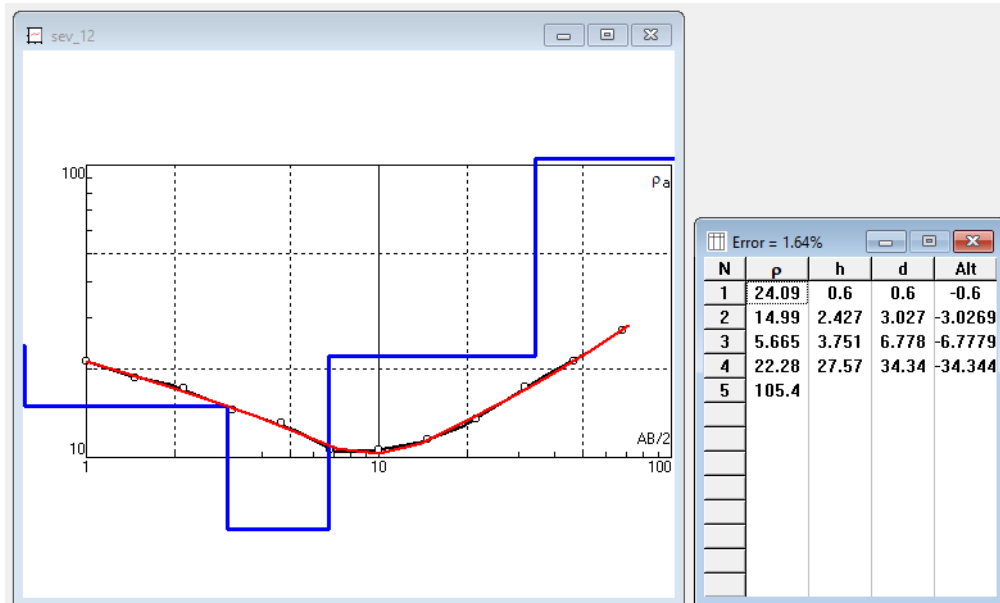


Figura A.11 Curva ajustada del SEV 12.

Tabla A.11 Capas de resistividad SEV 12.

N	Descripción	Esesor h(m)	Profundidad d(m)	Resistividad ρ (Ω.m)
1	Agua dulce	0.6	0.6	24.09
2	Agua de transición	2.43	3.03	14.99
3	Intrusión salina	3.75	6.78	5.66
4	Agua dulce	27.57	34.35	22.28

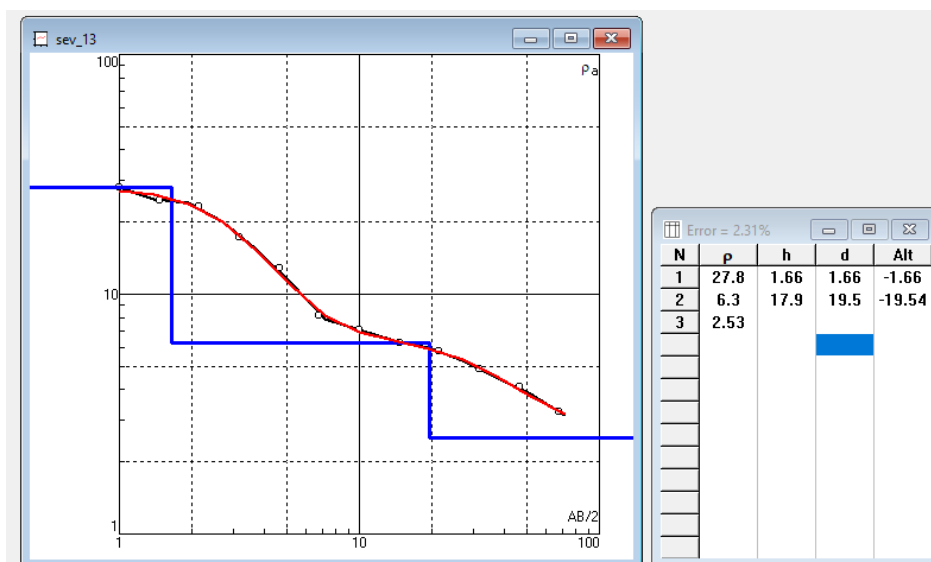


Figura A.12 Curva ajustada del SEV 13.

Tabla A.12 Capas de resistividad SEV 13.

N	Descripción	Esesor h(m)	Profundidad d(m)	Resistividad ρ (Ω.m)
1	Agua dulce	1.66	1.66	27.8
2	Agua de transición	17.9	19.5	6.3



Figura A.13 Curva ajustada del SEV 14

Tabla A.13 Capas de resistividad SEV 14

N	Descripción	Espesor h(m)	Profundidad d(m)	Resistividad ρ (Ω .m)
1	Agua dulce	2.59	2.59	34.37
2	Agua de transición	18.2	21.79	12.09