



AVANCES EN INVESTIGACIÓN AMBIENTAL EN LA UABC

EN BUSCA DE LA SUSTENTABILIDAD 2024

CONCEPCIÓN CARREÓN DIAZCONTI
MARÍA ELIZABETH RAMÍREZ BARRETO
MA. DE LOS ÁNGELES SANTOS GÓMEZ

COORDINADORAS

Universidad Autónoma de Baja California



Universidad Autónoma de Baja California

Dr. Luis Enrique Palafox Maestre
Rector

Dr. Joaquín Caso Niebla
Secretario general

Dra. Lus Mercedes López Acuña
Vicerrectora Campus Ensenada

Dr. Jesús Adolfo Soto Curiel
Vicerrector Campus Mexicali

Dra. Haydeé Gomez Llanos Juárez
Vicerrectora Campus Tijuana

Esta obra fue dictaminada por pares académicos

Avances en investigación ambiental en la UABC : en busca de la sustentabilidad 2024 [recurso electrónico] / Concepción Carreón Diazconti, María Elizabeth Ramírez Barreto y Ma. De Los Ángeles Santos Gómez, coordinadoras. – Mexicali, Baja California : Universidad Autónoma de Baja California, 2024.

1 recurso en línea

URL: <http://institutodeingenieria.uabc.mx/index.php/nosotros/transparencia-21206/category/17-productos-academicos-medio-ambiente>

ISBN: 978-607-607-899-0

1. Educación ambiental – México – Baja California. 2. Conservación de recursos naturales – México – Baja California. 3. Sustentabilidad – México. I. Carreón Diazconti, Concepción, coord. II. Ramírez Barreto, María Elizabeth, coord. III. Santos Gómez, Ma. De Los Ángeles, coord. IV. Universidad Autónoma de Baja California.
GE90.M6

©D.R. 2024 Concepción Carreón Diazconti, María Elizabeth Ramírez Barreto y Ma. De los Angeles Santos Gómez

Las características de esta publicación son propiedad de la Universidad Autónoma de Baja California

www.uabc.mx

ISBN 978-607-607-899-0

Avances en Investigación Ambiental en la UABC

En Busca de la Sustentabilidad 2024

Concepción Carreón Díazconti

María Elizabeth Ramírez Barreto

Ma. De los Ángeles Santos Gómez

Coordinadoras:



Universidad Autónoma de Baja California

Avances en Investigación Ambiental en la UABC
En Busca de la Sustentabilidad 2024

Coordinadoras: Concepción Carreón Diazconti
M. Elizabeth Ramírez Barreto
María de los Ángeles Santos Gómez

Imagen portada:
Centro de Estudios de las Energías Renovables,
Responsable Dr. Nicolás Velázquez L.
"Solarizando a Puertecitos"

Esta obra está disponible en forma electrónica en el sitio de internet del área de Medio Ambiente del Instituto de Ingeniería, UABC.

Imagen contraportada:
Walter Ávila, Ciencias de la Tierra y del Medio Ambiente.
"El verdor de un dren agrícola"

CONTENIDO

PREFACIO	vii
Lista de Autores	ix
Parte I: Energía, tecnología termosolar para la mejora de las condiciones de vida	1
1 Tecnologías solares para microrredes aisladas	2
1.1 Introducción	2
1.2 Generación de electricidad con energía solar.....	4
1.2.1 Energía fotovoltaica	4
1.2.2 Energía termosolar	5
1.3 Microrredes y los problemas de almacenamiento de energía	9
1.4 Simulación de las dinámicas operativas de un sistema híbrido solar-fotovoltaico	11
1.5 Resumen y comentarios finales.....	16
Referencias.....	16
2 Enfriamiento y desalinización por absorción termosolar para comunidades costeras aisladas	19
2.1 Introducción	19
2.2 Tecnologías híbridas de enfriamiento y desalinización.	21
2.3 Sistema de enfriamiento y desalinización por absorción termosolar para comunidades costeras.....	22
2.3.1 Metodología de desarrollo del SEDAT.....	25
2.3.2 Análisis y resultados	27
2.4 Reflexiones finales	35
Referencias.....	37
Parte II: Agua, estrategias para la sustentabilidad hídrica	40
3 El reúso de agua residual tratada en la agricultura. Evaluación bacteriológica en trigo	41
3.1 Introducción	41
3.2 Normatividad para el reúso del agua residual tratada en la agricultura y del trigo. Aspectos microbiológicos.....	42
3.3 Caso de estudio: Evaluación bacteriológica de trigo producido en el valle de Mexicali.....	44
3.3.1 Metodología	45
3.3.2 Caracterización de aguas, suelos, grano y paja.....	51
3.3.3 Aplicabilidad del agua residual tratada en el riego agrícola del valle de Mexicali	56

3.3.4	Acciones sugeridas para complementar la investigación.....	57
3.4	Agradecimientos.....	57
3.5	Comentarios finales.....	57
	Referencias.....	58
4	Los drenes agrícolas como proveedores de servicios ecosistémicos: Caso de estudio dren Plan de Ayala	65
4.1	Introducción	65
4.1.1	Servicios ecosistémicos	66
4.2	Visión global de los drenes agrícolas de acuerdo con los servicios ecosistémicos que proveen.....	68
4.2.1	América.....	70
4.2.2	Europa.....	70
4.2.3	Asia	71
4.3	Sistema de drenaje agrícola del Valle de Mexicali	71
4.4	Caso de estudio dren Plan de Ayala.....	74
4.4.1	Metodología	74
4.4.2	Resultados.....	76
4.5	Resumen y comentarios finales.....	78
	Referencias.....	79
5	Integración de un modelo hidrogeológico conceptual: caso acuífero del Valle de Maneadero 84	
5.1	Introducción	84
5.2	El valle de Maneadero y su acuífero	85
5.2.1	Obras hidráulicas y Agua Residual Tratada.....	86
5.2.2	Compilación cronológica de los estudios en el Acuífero del Valle de Maneadero	87
5.3	Modelo conceptual del Acuífero del Valle de Maneadero.....	97
5.3.1	Conceptualización de las entradas (recargas) de agua al sistema hidrogeológico..	98
5.3.2	Conceptualización de las salidas (descargas) del sistema hidrogeológico	99
5.3.3	Geometría del acuífero y condiciones de frontera	100
5.3.4	Tipos de suelo	102
5.3.5	Secuencia sedimentaria (capas)	103
5.3.6	Propiedades hidrogeológicas consideradas.....	105
5.3.7	Actualización de la información del nivel freático en el Valle de Maneadero.....	105

5.3.8	Agua residual tratada en el modelo del Acuífero del Valle de Maneadero	106
5.3.9	Conclusiones.....	106
5.4	Comentarios finales.....	107
	Referencias.....	107
Parte III: Innovación, investigación y desarrollo.....		111
6	Análisis del pronóstico meteorológico numérico bajo distintas parametrizaciones de Capa Límite Planetaria: caso de un sistema frontal	112
6.1	Introducción	112
6.2	Modelo computacional WRF	113
6.2.1	Parametrizaciones de Capa Límite Planetaria.....	114
6.2.2	Descripción de un frente frío	114
6.3	La región fronteriza de Baja California: sitio de estudio	115
6.3.1	Datos iniciales y observaciones	116
6.3.2	Descripción de los dominios.....	116
6.3.3	Configuración del periodo simulado.....	117
6.3.4	Resultados y discusión.....	119
6.3.5	Conclusiones.....	123
6.4	Comentarios finales.....	123
	Referencias.....	124
7	Herramientas para el estudio de microplásticos en zonas costeras.....	125
7.1	Introducción	125
7.1.1	Contaminación por residuos plásticos en playas	125
7.1.2	Contaminación por microplásticos en ambientes marinos.....	126
7.1.3	Efecto de los microplásticos en ambientes marinos	127
7.1.4	Presencia de microplásticos en ecosistemas marinos	128
7.2	Métodos de muestreo de microplásticos en playas	129
7.3	Caso de estudio.....	132
7.3.1	Metodología	132
7.3.2	Muestreo de residuos sólidos urbanos	132
7.3.3	Muestreo de arena y sedimentos en playa.....	132
7.3.4	Separación de microplásticos.....	134
7.3.5	Reporte de resultados	134
7.4	Resultados y discusión	135

7.4.1	Muestreo de residuos sólidos urbanos	135
7.4.2	Muestreo de arena y microplásticos en playa	135
7.4.3	Concentración de microplásticos	136
7.4.4	Conclusiones	137
7.5	Reflexiones finales	138
	Referencias.....	138

PREFACIO

“Deberíamos dejar de referirnos a lo que está bien y lo que está mal y, en su lugar, decir qué funciona y qué no funciona. Y, lo que estamos haciendo ahora no está funcionando”

Colleen James (Wolf Mother en Tlingit),
Asesora de investigación y guardiana del
conocimiento de la Primera Nación Carcross/Tagish

WATERFRONT DAILY, 24 de agosto de 2023
Cultivando los siguientes pasos, Semana Mundial del Agua

En la reciente cumbre sobre los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de las Naciones Unidas, se evidenció que “la promesa de un mundo mejor para todos” planteada en la Agenda 2030 está bajo amenaza debido a los efectos combinados de la crisis climática, los conflictos armados, los efectos persistentes de una pandemia y el pesimismo económico mundial. A la mitad del periodo propuesto, el panorama es desalentador. El secretario general de la ONU, António Guterres, fue claro en su discurso: “Actualmente solo el 15% de las metas de desarrollo sostenible que nos marcamos en 2015 van por buen camino y algunas, incluso, han retrocedido”. Sin embargo, los protagonistas de esta enorme labor manifestaron estar lejos de darse por vencidos. En dicha cumbre quedó establecido, entre otros muchos temas de la Agenda 2030, que los ODS necesitan un plan de rescate, que juntos podemos convertir los compromisos en acciones y que sigue vigente la necesidad de generar más y mejores datos para la toma de decisiones basada en evidencia.

Desde la concepción de dichos compromisos históricos, numerosos esfuerzos investigativos se han suscrito a los ODS a lo largo del planeta. A la fecha, se ha acumulado una cantidad considerable de conocimiento y experiencias, no obstante, aún queda mucho por hacer y explorar en un mundo cambiante que, afortunadamente, cuenta con la voluntad política de impulsar la inversión en educación y tecnología, ambas necesarias para cumplir la visión de la Agenda 2030. Con el propósito de sumarse a este impulso, la Universidad Autónoma de Baja California (UABC) se ha ocupado en promover la investigación en temas prioritarios para el desarrollo. Entre los diversos esfuerzos se incluye *Avances en Investigación Ambiental en la UABC. En Busca de la Sustentabilidad 2024*, obra en la que se presenta una selección de los avances en los proyectos de investigación desarrollados como tesis de grado por estudiantes de maestría y doctorado en el área de Medio Ambiente.

Este libro refleja el tipo de investigación que se desarrolla en el Instituto de Ingeniería, UABC, en las cuatro áreas que componen al programa de posgrado en Medio Ambiente: Ciencias Atmosféricas y Climatología, Residuos Sólidos, Fuentes Renovables de Energía y Ciencias de la Tierra. Este esfuerzo pretende: 1) Informar a los sectores científico e industrial, a los tomadores de decisiones en los diversos niveles del gobierno y al público en general, sobre los temas y resultados de las investigaciones que se realizan en la UABC; 2) Servir como texto de consulta y de apoyo docente en cursos relacionados con el medio ambiente en programas de educación superior; y, 3) Fomentar en los estudiantes de posgrado el hábito de reportar, en forma escrita, clara y concisa, sus avances de investigación. Los temas, en su mayoría y debido al carácter global de la problemática ambiental, son aplicables en el contexto mundial, mientras que los resultados obtenidos tienen el potencial para ser publicados en revistas científicas de alto impacto. Se trata de investigación multidisciplinaria que abarca desde la evaluación de opciones de uso de la energía termosolar para la mejora de las condiciones de vida en comunidades pequeñas y aisladas, como la desalinización del agua de mar, el enfriamiento de espacios y la provisión continua de energía eléctrica, hasta el planteamiento de estrategias diversas de gestión y aprovechamiento del agua, incluidas el reúso de agua tratada en la agricultura, la obtención de insumos para la modelización hidrogeológica del agua subterránea y la evaluación de los servicios ecosistémicos de los drenes agrícolas, además de métodos de análisis como la propuesta metodológica de cuantificación de microplásticos en playas y el planteamiento de un modelo de simulación atmosférica para el pronóstico meteorológico en condiciones específicas. Los manuscritos han sido revisados y avalados por pares académicos para asegurar la calidad de su contenido técnico y la buena presentación.

La publicación de la versión electrónica de este volumen es posible a través de la gestión del Departamento de Editorial Universitaria de la UABC y gracias a la iniciativa del Subcomité Académico de Medio Ambiente del Programa de Maestría y Doctorado en Ciencias e Ingeniería (MYDCI) del Instituto de Ingeniería de la UABC.

Avances en Investigación Ambiental en la UABC. En Busca de la Sustentabilidad 2024 provee conocimiento e información de actualidad y promueve métodos de análisis y soluciones a problemas en el campo de las ciencias ambientales. Contiene el pensamiento vigente y casos de estudio con el potencial de impactar a la sociedad, a los organismos públicos y privados y a las instituciones que buscan contribuir con el desarrollo y la sustentabilidad ambiental.

Concepción Carreón Diazconti

Responsable de la edición 2024

Lista de Autores

Alexis Acuña Ramírez, Facultad de Ingeniería, Campus Mexicali, Universidad Autónoma de Baja California

Jesús Armando Aguilar Jiménez, Centro de Estudios de Energía Renovable (CENER), Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Brisa Álvarez Valdez, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Juan C. Álvarez Zeferino, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California
División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma Metropolitana

Margarita Beltrán Villavicencio, División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma Metropolitana

Juan Carlos Casas Raygoza, Centro de Estudios de Energía Renovable (CENER), Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Frida S. Cital Morales, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

David E. Flores Jiménez, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Ernesto García Arvizu, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California;
Comisión Estatal de Servicios Públicos de Mexicali

Rafael García Cueto, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Edgar González San Pedro, Centro de Estudios de Energía Renovable (CENER), Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Saúl Islas Pereda, Centro de Estudios de Energía Renovable (CENER), Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Alejandro Lambert Arista, Facultad de Ingeniería, Campus Mexicali, Universidad Autónoma de Baja California

Fernando Lara Chávez, Facultad de Ingeniería, Campus Mexicali, Universidad Autónoma de Baja California

J. Ernesto López Velázquez, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Ricardo López Zavala, Centro de Estudios de Energía Renovable (CENER), Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Karla Frida Madrigal Estrada, Facultad Ciencias Químicas e Ingeniería Campus Tijuana, Universidad Autónoma de Baja California

Nayely Mendoza Muñoz, División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma Metropolitana

Mydory Oyuky Nakasima López, Facultad Ciencias Químicas e Ingeniería Campus Tijuana, Universidad Autónoma de Baja California

Sukey Sayonara Nakasima López, Facultad Ciencias Químicas e Ingeniería Campus Tijuana, Universidad Autónoma de Baja California

Sara Ojeda Benitez, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Alondra Pérez Viloría, Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán, Universidad Nacional Autónoma de México

Ma. Elizabeth Ramírez Barreto, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Jorge Ramírez Hernández, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Lorena del Rocío Ramírez Rodas, Centro de Estudios de Energía Renovable (CENER), Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Armando Rello García, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Jaime A. Reyes López, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

J. Eliana Rodríguez Burgueño, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Vania L. Rosado Piña, División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma Metropolitana

Juan J. Ruiz Bermejo, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Luz E. Salazar Escalante, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Néstor Santillán Soto, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Alethia Vázquez Morillas, División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma Metropolitana

Nicolás Velázquez Limón, Centro de Estudios de Energía Renovable (CENER), Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

**Parte I: Energía,
tecnología termosolar
para la mejora de las
condiciones de vida**

1 Tecnologías solares para microrredes aisladas

Jesús Armando Aguilar-Jiménez¹, Saúl Islas-Pereda¹, Ricardo López-Zavala¹, Edgar González-San Pedro¹, Lorena del Rocío Ramírez-Rodas¹, Nicolás Velázquez-Limón¹, Alexis Acuña-Ramírez²

¹*Universidad Autónoma de Baja California, Instituto de Ingeniería, Centro de Estudios de Energía Renovable*

²*Universidad Autónoma de Baja California, Facultad de Ingeniería Mexicali.*

1.1 Introducción

Es difícil imaginarse un mundo sin energía eléctrica, un mundo sin internet, televisión, computadora, iluminación, aire acondicionado, refrigerador, entre muchos otros equipos de uso diario, necesarios para la forma de vida a la que estamos acostumbrados. Sin ella tampoco existirían los servicios públicos de suministro de agua ni hospitalarios, los que nos permiten mantener una buena salud e higiene. En la actualidad resulta difícil concebir vivir de esa manera. La energía eléctrica es una necesidad de primer nivel; contar con este servicio es esencial para lograr una calidad de vida aceptable y un desarrollo sustentable que permita el crecimiento de la población en general. Sin embargo, en México existen un poco más de millón y medio de personas sin acceso a la electricidad (CFE, 2016) y más de mil millones en todo el mundo. Este servicio sigue siendo inalcanzable para algunas poblaciones debido a su lejanía de las redes de transmisión eléctrica, lo que deriva en complicaciones técnicas y económicas que limitan la extensión de dichas redes hacia los asentamientos más remotos.

Dados los problemas que surgen al tratar de llevar energía eléctrica a todos los rincones del planeta, tales como los altos costos de inversión al instalar líneas de transmisión, el ingreso a zonas geográficas de difícil acceso y las pérdidas de energía relacionadas con su transporte, se ha echado mano de otras tecnologías capaces de brindar este servicio. La electrificación descentralizada tradicionalmente consiste en la instalación de generadores eléctricos con base en combustibles fósiles, como la gasolina y el diésel, cuyo costo de inversión es bajo, se ubica en el centro mismo de consumo y funciona sin la necesidad de una interconexión a la red de transmisión eléctrica. Sin embargo, la operación continua de estos sistemas termina siendo muy costosa debido, principalmente, a los precios de los combustibles (Cota-Soto et al., 2016). Dadas las bajas condiciones económicas generalizadas entre las poblaciones que no se encuentran enlazadas a la Red Eléctrica Nacional, la operación continua de los generadores en las instalaciones eléctricas descentralizadas resulta imposible. Un ejemplo de esto se observa en la comunidad del Ejido Delicias, ubicada en el tramo carretero San Felipe-Puertecitos, en el estado de Baja California, México, la que cuenta con una población de 80 personas y se asienta a 41 km de la Red Eléctrica Nacional. Debido a esta distancia, los habitantes se ven obligados a producir su propia energía para satisfacer las necesidades básicas, tales como la conservación de alimentos, el alumbrado y el

enfriamiento de espacios, entre otros. Cada hogar aporta alrededor de \$450.00 pesos mexicanos (MXN) mensuales, equivalentes a aproximadamente el 10% del salario mínimo mensual vigente en 2019, por tan sólo dos horas diarias de electricidad, cantidad que se destina únicamente a la compra de diésel para la operación de un generador eléctrico. Con este ejemplo es fácil comprender lo costoso que es generar energía con combustibles fósiles durante 24 horas en regiones aisladas.

Otras fuentes de energía son las que aprovechan los recursos renovables presentes en el ambiente local, tales como la radiación solar, el viento, la energía potencial de masas de agua y el calor geotérmico, entre otras, para su conversión energética. Estas, a diferencia de los combustibles fósiles, no emiten gases contaminantes durante el proceso de generación de energía, por lo que se les conoce como energías verdes (Roldán Vilorio y Toledano, 2012). Existen distintas definiciones de lo que son las energías verdes o renovables, por ejemplo: “*La energía obtenida a partir de los flujos de energía que ocurren naturalmente en forma persistente y repetitiva en el ambiente local*” (Twidell y Weir, 2005), o “*Flujos de energía que se reabastecen al mismo ritmo que se utilizan*” (Sørensen, 2010). El autor J. González (2009) menciona que “*las fuentes de energías renovables están garantizadas y son inagotables*” por lo que se puede tener seguridad en su disponibilidad y aprovechamiento. Estas son una opción para la electrificación rural ya que pueden instalarse en zonas aisladas haciendo uso del potencial energético renovable existente en la localidad. De entre las opciones renovables, la energía solar ha acaparado el mercado en la generación eléctrica descentralizada dada su madurez tecnológica y sus costos relativamente bajos, lo que le ha valido ser competitiva frente a otras fuentes energéticas (IRENA, 2019). La energía eólica también compite con las fuentes tradicionales de energía, sin embargo, en baja capacidad presenta retos relacionados a los costos de inversión inicial por lo que no es una opción económicamente atractiva para comunidades aisladas y con bajos recursos (IRENA, 2019).

Buscando satisfacer las necesidades energéticas de las comunidades aisladas, mundialmente se han introducido las microrredes, las cuales son sistemas eléctricos de baja capacidad, controlables e independientes (Fusheng et al., 2014). Estas comprenden un gestor de la energía que coordina varios microgeneradores, un sistema de almacenamiento y una red de distribución y cargas (Cota-Soto et al., 2016). Una microrred se puede considerar como un pequeño sistema de energía eléctrica que incorpora generación, transmisión y distribución; está instalada en el centro de consumo y, al implementar energías renovables, puede sacar el máximo provecho de los recursos energéticos disponibles, reducir la operación de generadores eléctricos convencionales y permitir el ahorro de energía al reducir costos e incrementar la fiabilidad (Hernández-Callejo, 2019). En la Figura 1 se presenta un esquema simplificado de una microrred y sus principales componentes; en ella se observan los flujos de energía entre los generadores, el almacenamiento y las cargas (hogares y comercios).

La intermitencia en la generación de las energías renovables, debida a las variaciones en la disponibilidad del recurso natural utilizado, es un problema para la operación continua de los sistemas eléctricos. Por esta razón es recomendable que una microrred cuente con una combinación de distintos microgeneradores a fin de lograr una operación fiable y eficiente, además de incorporar una fuente de energía de respaldo que subsane los huecos energéticos de una forma

rápida y segura. Por lo tanto, las microrredes suelen contar también con generadores basados en combustibles fósiles.



Figura 1. Esquema simplificado de una microrred.

Las energías renovables han sido propuestas como una opción para la generación continua de electricidad siempre que cuenten con un sistema de almacenamiento de energía para los periodos de intermitencia (Roldán Vilorio y Toledano, 2012), por lo tanto, en las siguientes secciones se discuten las tecnologías disponibles en el mercado para la conversión de la radiación solar. Se analizan tecnologías directas e indirectas destacando sus ventajas técnicas para ser empleadas en microrredes en regiones aisladas del servicio de distribución eléctrica. Además, se presenta el caso de estudio de una comunidad sin servicio eléctrico y el análisis técnico del uso de tecnologías de energía solar híbridas para satisfacer su demanda energética.

1.2 Generación de electricidad con energía solar

Para el aprovechamiento del recurso solar es necesaria la intervención de tecnologías de conversión de energía, tanto directas (efecto fotovoltaico) como indirectas (colectores solares).

1.2.1 Energía fotovoltaica

Las tecnologías fotovoltaicas (PV, por sus siglas en inglés) son aquellas que dependen del fenómeno fotoeléctrico en el cual los fotones provenientes del sol impactan a los electrones de un material (eléctricamente conductor), siendo estos desplazados del átomo. El efecto fotovoltaico fue reconocido por primera vez en 1839 por el físico francés Becquerel. Utilizando una sección plana de un material semiconductor es posible desarrollar una superficie fotoeléctrica conocida como celda fotovoltaica o solar. Al conjunto de arreglos de celdas solares en una superficie delimitada se le conoce como panel o módulo fotovoltaico (Jordehi, 2016).

Los paneles fotovoltaicos son clasificados en función del proceso de fabricación del semiconductor, de entre los cuales destacan tres: monocristalinos, policristalinos y amorfos. El panel monocristalino cuenta con una estructura cristalina continua y transforma la energía solar a eléctrica con una eficiencia de hasta el 22.5%; por su parte, el policristalino tiene múltiples estructuras cristalinas en su superficie aunque cuenta con una eficiencia no mayor del 16% (Mathew et al., 2018); finalmente, el panel amorfo cuenta con una superficie sólida a la cual se le añade una sustancia fotovoltaica con eficiencias por debajo del 20 % (Acciarri et al., 2018).

Dada la polarización de cargas del fenómeno fotovoltaico, la energía eléctrica se genera en forma de corriente directa, por lo que, para sistemas interconectados a la red eléctrica, es necesario utilizar inversores que permitan la conversión a corriente alterna. En sistemas aislados también es recomendable el uso de inversores ya que la gran mayoría de los aparatos electrónicos comerciales funcionan con corriente alterna. No obstante, para aplicaciones dedicadas a iluminación, bombeo y ventilación, entre otros, la energía puede ser utilizada de manera directa (Mohana Rao et al., 2018).

Los paneles fotovoltaicos son la tecnología más empleada para la generación de energía eléctrica en regiones aisladas (Twidell y Weir, 2005) ya que, entre otras razones, sus costos de instalación y mantenimiento son competitivos y no requieren forzosamente de sistemas de seguimiento.

1.2.2 Energía termosolar

La conversión de la energía solar a mecánica o eléctrica ha sido investigada desde principios del siglo pasado, cuando se empleaban colectores solares para la activación de sistemas de bombeo para riego. Sin embargo, fue a partir de 1985 cuando, debido principalmente a una crisis petrolera mundial que obligó a implementar nuevas tecnologías alternativas a los combustibles fósiles, se instalaron las primeras grandes plantas comerciales (mayores de 80 MW) para la generación de electricidad empleando concentradores solares (Müller-Steinhagen y Trieb, 2014). Los procesos de conversión de energía solar en mecánica y/o eléctrica son muy parecidos a otros procesos térmicos, solo que en este caso la fuente energética consiste en un conjunto de calentadores solares. Estos equipos capturan la energía del sol y la transfieren a un fluido, este a su vez es aprovechado como fuente energética en ciclos termodinámicos (Palenzuela et al., 2015).

Las tecnologías de calentamiento solar que se encuentran disponibles se pueden clasificar en dos grandes categorías: con concentración y sin concentración. También se pueden clasificar por el tipo de seguimiento solar que necesitan (estacionarios, un eje y dos ejes) y sus rangos de temperatura, entre otros. Los colectores sin concentración son aquellos cuya área de intercepción actúa a su vez como área de absorción de la radiación solar, mientras que un concentrador (con seguimiento solar) usualmente tiene superficies cóncavas reflejantes de la radiación solar, a la que enfoca hacia un área receptora menor. Los concentradores solares son adecuados para aplicaciones de alta temperatura (Kalogirou, 2009). En la Tabla 1 se muestra un listado completo con los distintos tipos de colectores solares.

Sin duda alguna, los colectores solares más empleados para la generación de energía eléctrica son los concentradores (Islam, Huda, Abdullah, y Saidur, 2018), esto debido a las altas temperaturas de operación que pueden alcanzar, volviendo los procesos más eficientes. Por otro lado, las plantas solares térmicas de potencia (CSP, por sus siglas en inglés) de gran capacidad emplean mayormente colectores cilindros parabólicos ya que estos conforman la tecnología de concentración solar más madura, siendo de mayor confiabilidad para el mercado. La torre central (campo con helióstatos), al alcanzar temperaturas superiores a los 150°C (Tabla 1), ha llamado la atención de inversionistas durante los últimos años, principalmente por la disminución notable en sus costos de operación y otras ventajas técnicas que el resto de los concentradores no poseen (Mills, 2004).

Tabla 1. Tipos de colectores solares térmicos. Modificado de Kalogirou (2009)

Movimiento	Tipo de colector	Tipo de absorbedor	Relación de concentración	Rango de temperatura (°C)
Estacionario	Colector de placa plana	Placa	1	30-80
	Colector de tubo evacuado	Placa	1	50-200
	Colector parabólico compuesto	Tubular	1-5	60-240
Seguimiento en un eje	Colector parabólico compuesto	Tubular	5-15	60-300
	Reflector lineal Fresnel	Tubular	10-40	60-250
	Colector cilíndrico	Tubular	15-50	60-300
	Colector cilindro parabólico	Tubular	10-85	60-400
Seguimiento en dos ejes	Reflector disco parabólico	Puntual	600-2000	100-1500
	Campo colector con helióstatos	Puntual	300-1500	150-2000

Los colectores solares son los encargados de la conversión de la radiación solar en energía térmica. A continuación se presentarán las dos tecnologías más empleadas para dicha conversión de radiación en electricidad para baja capacidad, aplicable para su instalación en regiones remotas.

1.2.2.1 Motor Stirling con disco de concentración solar

En 1816, con la finalidad de reemplazar las máquinas de vapor, Robert Stirling inventó el motor que lleva su nombre. En principio, esta máquina funciona mediante la expansión y la compresión de un fluido de trabajo (Helio, Hidrogeno, Nitrógeno, Aire) utilizando una fuente de energía térmica y transformando el calor en trabajo de flecha (Chahartaghi, 2018). Su operatividad a velocidad constante la hace ideal para sistemas de generación de energía eléctrica, bombeo de agua u otras aplicaciones sin cambios abruptos de velocidad. La energía térmica para este motor de combustión externa puede ser suministrada a través de medios no convencionales como concentradores solares, geotermia, biocombustibles, entre otros (Bartela et al., 2018; Cardozo et al., 2014).

Los motores Stirling son categorizados según su temperatura de operación en alto diferencial de temperatura (superior a 500°C) y en bajo diferencial de temperatura (inferior a 500°C) (Jokar y Tavakolpour-Saleh, 2015). Para ser activados con energía solar, los sistemas de alto diferencial de temperatura requieren de concentradores de disco parabólico con seguimiento en dos ejes, garantizando la concentración en el punto focal cuando el recurso está disponible. Los de bajo diferencial pueden ser activados con colectores planos, discos parabólicos de menor área, calor de desecho y otros medios. Estos motores también son clasificados de acuerdo con la configuración de sus pistones como se muestra en la tabla 2, en donde se indican los diferentes mecanismos de conversión de energía térmica a mecánica más comunes a excepción de la configuración de pistón libre. A pesar de estas diferencias todos realizan el mismo proceso termodinámico dentro de sus cámaras de trabajo (Kongtragool, 2006).

Tabla 2. Configuraciones del motor Stirling

Configuración	Componentes			Mecanismo de conversión	Movimiento del eje
	Cilindros	Pistones	Desplazadores		
Alfa	2	2	0	Biela-manivela	Rotativo
Beta	1	1	1	Manivela de Ross	Rotativo
Gamma	2	1	1	Wobble-Yoke	Rotativo
Pistón libre	1	1	1	Pistón resonador	Lineal

Ya que el motor convierte la energía térmica a mecánica, es necesario el acoplamiento de un generador para aplicaciones eléctricas. Este puede ser de imanes permanentes, de inducción con alimentación simple o doble, o de bobina resonante en el caso del motor de pistón libre.

Para aplicaciones solares se utiliza un reflector de disco parabólico de alta concentración y temperatura que aunado al generador eléctrico es conocido como sistema Disco-Stirling, el cual se muestra en la Figura 2. El funcionamiento de este sistema parte de la radiación incidente en el disco, la cual es reflejada y concentrada en la sección de activación del motor Stirling, el que a su vez transforma el calor en trabajo de flecha (par) para su conversión de energía mecánica a eléctrica (Luo *et al.*, 2016).

La versatilidad en las fuentes de energía permite que el motor Stirling sea una opción idónea para los sistemas alejados de la red eléctrica nacional, en donde la energía de activación puede ser obtenida por la concentración solar de un disco o la combustión de biomasa, alcanzando eficiencias térmicas de hasta el 31.25 % (Mendoza Castellanos *et al.* 2017).

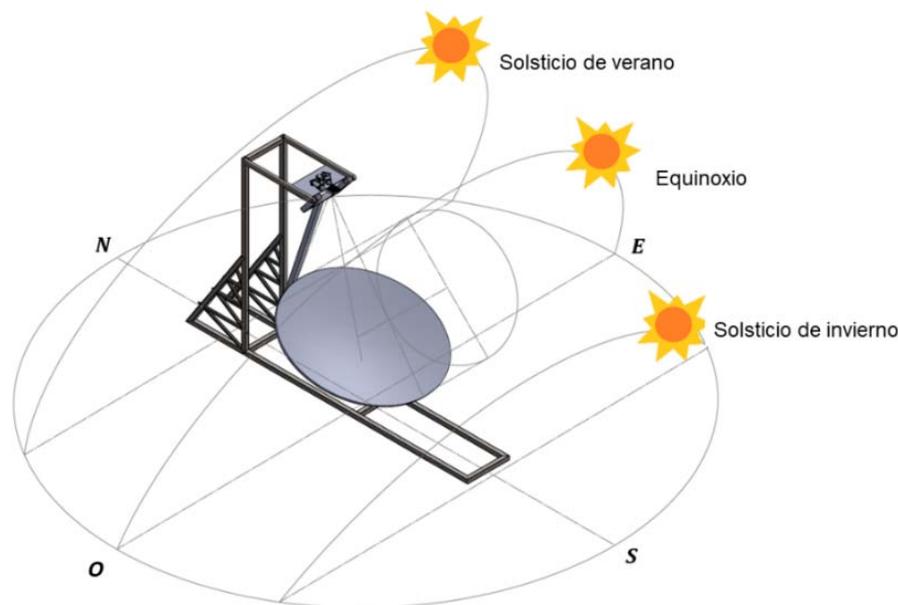


Figura 2. Un sistema Disco-Stirling.

1.2.2.2 Ciclo Rankine Orgánico

El uso de los ciclos Rankine con fluidos orgánicos ha tenido un crecimiento significativo durante los últimos años debido a que permite aprovechar todo tipo de fuentes energéticas para su conversión a electricidad. Específicamente, el Ciclo Rankine Orgánico (ORC, por sus siglas en inglés) es una tecnología para la conversión de calor de baja temperatura a energía eléctrica. El principio es simple, el fluido orgánico es bombeado a un intercambiador de calor donde es vaporizado. El vapor a alta presión fluye a un equipo de expansión y genera trabajo mecánico debido a la caída de presión y a la energía cinética del fluido. Este trabajo mecánico es aprovechado por un generador para producir la energía eléctrica. El vapor a la salida del expansor entra a otro intercambiador de calor, en donde es condensado para reiniciar el ciclo. El esquema generalizado de un ciclo Rankine activado indirectamente con energía solar se muestra en la Figura 3.

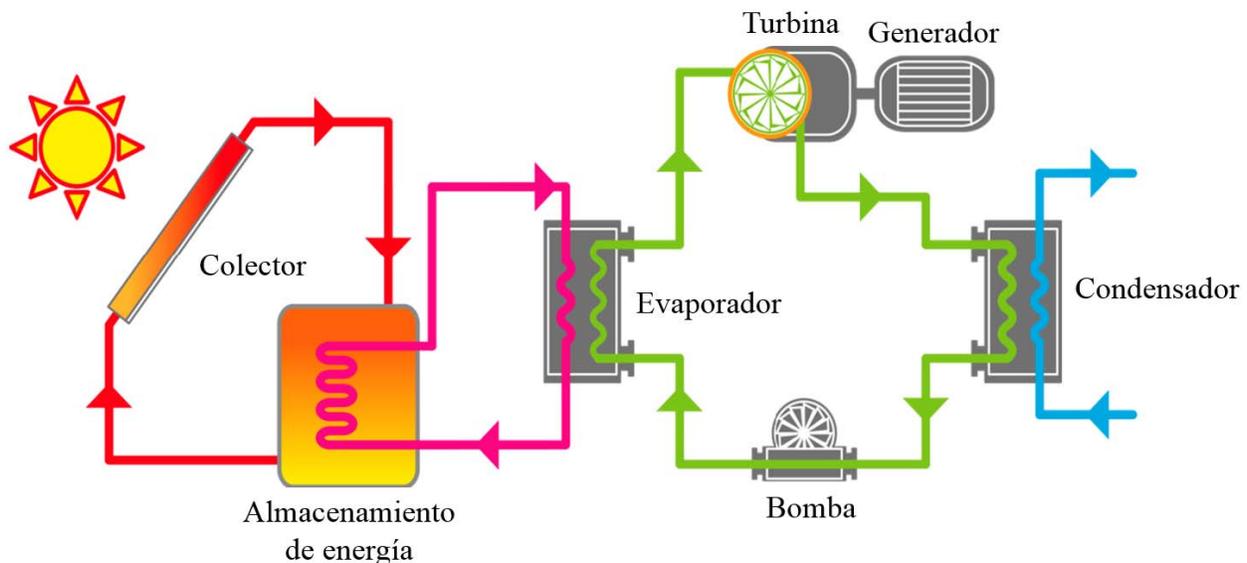


Figura 3. Esquema de un ciclo Rankine activado con energía solar. Modificado de Baral et al. (2015).

Al emplear un fluido orgánico con temperatura de evaporación menor a la del agua, el ORC se convierte en una tecnología ideal para ser acoplada a tecnologías de calentamiento solar y aprovechar fuentes energéticas de los 80 a los 300°C. En estos niveles de temperatura el ORC presenta ventajas que el ciclo Rankine tradicional no tendría (Rahbar, 2017), tales como:

1. Puede ser activado con una amplia variedad de fuentes energéticas (solar, geotérmica, biomasa, y calor industrial de desecho).
2. Equipo de expansión de menor tamaño debido a una mayor densidad del fluido de trabajo
3. Opera a presiones y temperaturas bajas.
4. No necesita un sobrecalentamiento del fluido en el evaporador
5. Diseño de expansores simples

El acoplamiento de tecnologías de calentamiento solar y ORC hace de estos equipos una excelente opción para ser empleados como generadores de energía eléctrica en regiones aisladas que no cuentan con este servicio (Aguilar-Jiménez et al., 2018).

1.3 Microrredes y los problemas de almacenamiento de energía

Los bancos de baterías tienen una importancia medular en los sistemas aislados (Lupangu y Bansal, 2017), solucionan el problema de intermitencia que resulta del aprovechamiento de las energías solar y eólica al suministrar electricidad de manera continua (24/7), es decir, en los lapsos en los que no se cuenta con disponibilidad del recurso renovable. Estos sistemas de almacenamiento de energía son necesarios para amortiguar las caídas de potencia en los micro generadores y, a partir de su tipo de respuesta, se dividen en (Bogno et al., 2017):

1. **Sistemas de rápida respuesta:** Aquellos que permiten amortiguar los cambios en la potencia entregada por los microgeneradores durante periodos de tiempo cortos.
2. **Sistemas de respuesta continua:** Aquellos que permiten satisfacer las necesidades de energía eléctrica cuando no hay suficiente generación para la demanda.

Uno de los principales problemas en un sistema de almacenamiento es el diseño del mismo, es decir, un buen dimensionamiento, en términos de potencia y cantidad de energía, hará que un sistema sea técnica y económicamente factible, mientras que un mal dimensionamiento puede incrementar de manera considerable el costo de inversión inicial y volver inviable el proyecto. Además, hay una amplia gama de tecnologías de baterías, de cuya selección dependerán el tiempo de vida útil y el costo del sistema. Actualmente, la batería de plomo-ácido es una tecnología económica pero que requiere de constante mantenimiento y de una temperatura ambiente controlada. La batería de litio, por su parte, tiene una mayor vida útil pero un costo que se incrementa considerablemente comparado con plomo-ácido (Bogno et al., 2017).

Con anterioridad se ha determinado que para lograr un comportamiento óptimo del banco de baterías es necesario mantenerlas en espacios climatizados, evitar la sobrecarga/sobredescarga e implementar una estrategia de operación con algoritmos de control que permita extender su vida útil (Bogno et al., 2017). A continuación se describen los principales parámetros de operación de un sistema de baterías con controlador automático de carga/descarga, los que regularmente se pueden encontrar en las especificaciones técnicas:

- **Voltaje de corte por bajo voltaje (LVD o LVCO, por sus siglas en inglés):** es el parámetro que le indica al controlador el voltaje más bajo que puede soportar el sistema antes de su desconexión (profundidad). Es de gran utilidad siempre que las baterías se encuentren en el mismo estado de salud y carga, es decir, balanceadas. Con este parámetro se puede estimar la profundidad de descarga permisible de acuerdo a las configuraciones. Para baterías de plomo-ácido se recomienda una profundidad no mayor al 80%, para las selladas, y de 50%, para las húmedas. El sobrepasar esta profundidad de descarga puede disminuir el número de ciclos de uso de manera considerable.

- **Voltaje de corte por alto voltaje (HVD o HVCO, por sus siglas en inglés):** es el parámetro que permite la desconexión de la carga de baterías por un alto voltaje de carga, evitando así afectar su vida útil.
- **Voltaje de reconexión (VR):** una vez que las baterías se han desconectado del inversor, su voltaje comienza a recuperarse, sin embargo, la reconexión no se llevará a cabo hasta que dicho voltaje sea superior al de circuito abierto. Para sistemas de 48 V el VR regularmente se especifica por arriba de 4 V. Por otro lado, es necesario tomar en cuenta la naturaleza histerética del proceso de carga/descarga para que, con tan solo una recarga, las baterías puedan alcanzar el voltaje adecuado para el correcto funcionamiento del sistema sin provocar la degradación de su vida útil.
- **Carga a corriente constante (etapa 1):** es la primera de dos etapas de carga rápida de los sistemas de baterías; en ella se suministra una corriente constante hasta llegar a un voltaje máximo establecido. En este punto cada batería debe alcanzar un 60-80% de su estado de carga (SOC, por sus siglas en inglés).
- **Carga a voltaje constante (etapa 2):** una vez que se llega al voltaje máximo, se establece un tiempo de carga a voltaje constante mientras que la corriente disminuye gradualmente hasta completar la carga. En este punto cada batería debe de estar a un 80-100% de su SOC.
- **Carga en flotación (etapa 3):** en esta etapa la corriente varía entre 1-3% de la capacidad de descarga a 20 horas (C20) y el voltaje disminuye con respecto a la carga de voltaje constante.
- **Carga de 2 o 3 etapas:** de acuerdo al tipo de batería, se deben seleccionar la cantidad de etapas de carga.

Otro de los problemas en la operación de un banco de baterías es el desbalance de energía individual. Esto se debe a que los controladores de carga, al trabajar con series de baterías demasiado grandes, son incapaces de detectar cuando alguna de ellas presenta una disminución o aumento de su voltaje, fuera del rango permisible, provocando el deterioro permanente de una o más baterías. La diferencia en la capacidad de almacenamiento de las baterías complica el proceso de carga y descarga con un controlador convencional dado que aquellas de menor capacidad tienden a disminuir más rápidamente su voltaje durante el proceso de descarga y a aumentarlo durante el de carga, como se puede apreciar en la Figura 4. Aquí se observa que algunas baterías tienen el voltaje máximo de carga (14.4 V), limitando así el flujo de la corriente hacia todas las baterías, mientras que otras tienen un voltaje menor (13.7~13.9 V), quedando con una carga incompleta y afectando la capacidad de uso de todo el banco de baterías.

Para evitar estos problemas se recomienda revisar los voltajes de cada batería mensualmente para identificar si alguna presenta anomalías y si es necesario balancear sus cargas. Otra opción es instalar un sistema de gestión de baterías (BMS, por sus siglas en inglés), el cual monitorea y balancea la carga de las baterías de forma individual. La viabilidad de su compra dependerá de la capacidad total del sistema ya que puede resultar más económico el reemplazo de las baterías, o el mantenimiento manual, en comparación con el costo de instalación, operación y mantenimiento de un BMS.

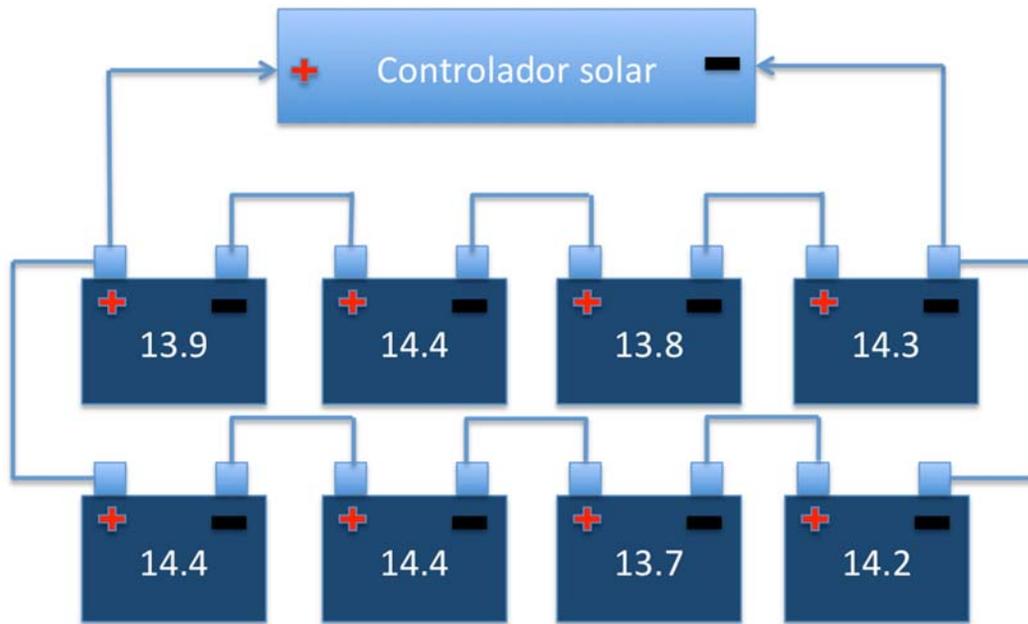


Figura 4. Esquema de un sistema de almacenamiento desbalanceado.

1.4 Simulación de las dinámicas operativas de un sistema híbrido solar-fotovoltaico

Considerando los problemas relacionados con el almacenamiento de energía eléctrica en baterías, resulta atractivo tratar de aprovechar las ventajas técnicas y económicas de las tecnologías de almacenamiento de energía térmica. Entre otras, se encuentran los bajos costos de instalación, operación y mantenimiento, así como su adaptabilidad a la intermitencia del recurso solar (Kuravi et al., 2013), lo que las vuelve atractivas para su implementación en sistemas de producción de electricidad a partir de la combinación de energías solares (térmica y fotovoltaica) en comunidades remotas. De este modo se elimina el costo de instalación, mantenimiento y sustitución del banco de baterías. Por lo tanto, a continuación se discute la propuesta de un sistema híbrido térmico-fotovoltaico para la producción de energía eléctrica en conjunto con un sistema de almacenamiento de energía térmica. Con este propósito, se toma como caso de estudio la comunidad de Puertecitos, México, y se analiza la propuesta bajo los requerimientos energéticos de sus habitantes (Cota et al., 2016). Al hibridar estos equipos, se aprovecha el bajo costo de instalación del sistema fotovoltaico, así como las ventajas del almacenamiento de energía en forma de calor (Kuravi et al., 2013).

Para la simulación del sistema híbrido se utilizaron los softwares TRNSYS (Klein et al., 2009) y EES (Klein y Alvarado, 1992). El sistema de concentradores solares, el almacenamiento de energía térmica, el campo fotovoltaico y la demanda de energía de la población fueron simulados en TRNSYS. Este programa puede realizar simulaciones dinámicas y trabajar con bases de datos climatológicos típicos (TMY, por sus siglas en inglés) de la región de estudio, lo que se traduce en un análisis más realista del comportamiento del sistema. Además, su capacidad para utilizar módulos programados con los modelos matemáticos de un gran número de equipos, tales como bombas, motores, intercambiadores de calor, tanques de almacenamiento, colectores solares, ciclos

de potencia y refrigeración, entre muchos otros, lo convierte en un software ideal para la simulación de este tipo de procesos.

Por otro lado, dado que el ORC es una máquina térmica que emplea distintos tipos de fluidos orgánicos (Ferrara et al., 2015), se codificó con el programa EES, el cual puede simular sistemas termodinámicos y de transferencia de calor al contar con una amplia base de datos de fluidos y sus propiedades térmicas. La validación numérica del modelo del ORC, así como las características de los componentes y de la comunidad de estudio, se pueden verificar en Aguilar-Jiménez et al. (2018).

En la Figura 5 se aprecia la interfaz de usuario desarrollada para la simulación del sistema híbrido. En este simulador se declaran los parámetros operativos y características de todos los equipos involucrados, así como también las distintas condiciones de operación. El control del sistema se realiza utilizando los módulos de calculadora que se aprecian en la Figura 5, así como otros módulos de control diferencial de temperatura (termostato) y flujos. Con base a un ciclo iterativo, TRNSYS entrega información de entrada al software EES para realizar los cálculos del ORC, de acuerdo a los parámetros establecidos en los módulos programados, por lo que EES genera información al resolver el modelo matemático del ORC y la entrega como valores de entrada a TRNSYS. Al final se imprimen los resultados e inicia de nuevo el ciclo con los nuevos valores calculados. En este simulador se incluyen módulos de control del flujo, temperatura, así como para el encendido y apagado de los distintos generadores eléctricos. Los resultados son visualizados y almacenados utilizando el módulo de impresora, creando un archivo de tipo texto, para su posterior análisis.

El sistema híbrido propuesto consta de un campo de concentradores solares de canal parabólico que captan la radiación solar y la convierten en energía térmica al incrementar la temperatura (el calor) del fluido caloportador (en este caso agua), mismo que es almacenado en un tanque térmico para su uso en los periodos de baja o nula radiación. En estos casos, un ORC es utilizado para producir energía eléctrica mediante la conversión de la energía térmica almacenada. En la práctica, durante un día soleado, el campo de módulos fotovoltaicos genera la energía necesaria para satisfacer los requerimientos eléctricos de la comunidad; mientras tanto, los concentradores solares almacenan la energía térmica que el ORC utilizará para proveer electricidad durante la noche o en periodos nublados.

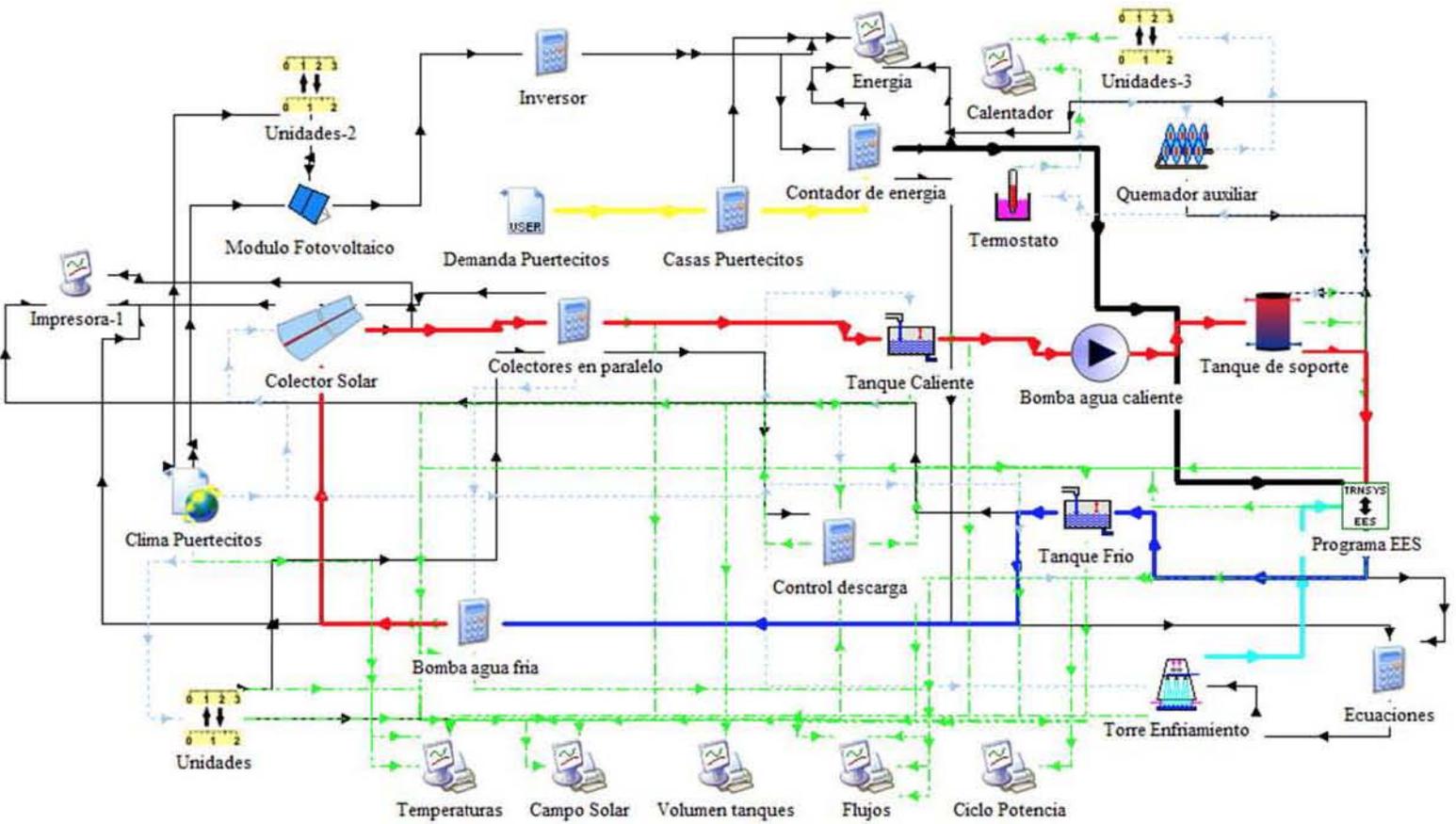


Figura 5. Interfaz de usuario desarrollada en TRNSYS para la simulación del sistema híbrido. Las líneas verdes corresponden al almacenamiento de resultados, las negras a parámetros de entrada de los módulos, las azules claras puntuadas a señales de control y las rojas, amarillas y azules a flujos de energía.

En la Figura 6 se muestran las condiciones climatológicas presentes en la comunidad durante el periodo de simulación; esta misma información fue utilizada para el cálculo de las variables de salida de los componentes del sistema en TRNSYS y EES.

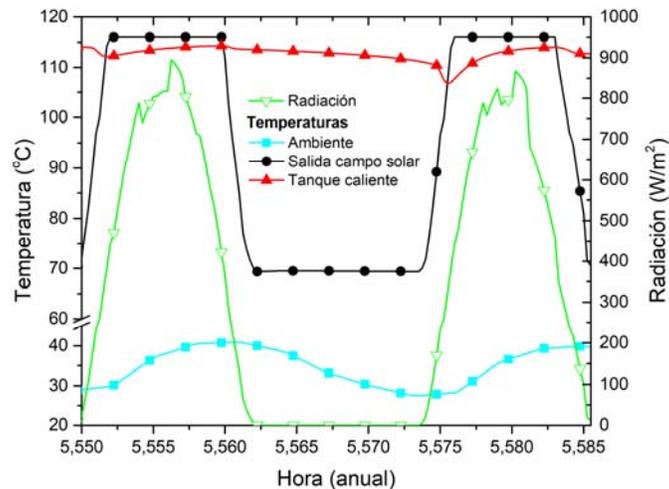


Figura 6. Condiciones de temperatura y radiación solar durante el periodo de simulación (19 y 20 de agosto)

Los días corresponden al 19 y 20 de agosto (5,550-5,585 horas anuales), basado en un año climatológico típico. La temperatura ambiente presentó un máximo cercano a los 42 °C y la radiación solar alcanzó los 900 W/m². Con estos valores, el campo de concentradores solares elevó la temperatura del fluido caloportador hasta su punto establecido de 115 °C, elevando a su vez la temperatura del tanque de almacenamiento hasta un valor cercano. Durante la noche, cuando no existe el recurso solar (periodo de 5,562-5,572 horas anuales), la temperatura del campo solar disminuye hasta los 70°C correspondientes a la temperatura de operación del tanque de almacenamiento, ubicado a la salida del ORC. El tanque caliente disminuye un poco su temperatura durante la noche debido a las pérdidas de calor al medio ambiente.

La demanda de energía de la comunidad para el periodo de simulación se muestra en la Figura 7, así como también la generación eléctrica del ORC y el campo fotovoltaico. Al iniciar el día, el ORC satisface los requerimientos eléctricos con la energía térmica almacenada en el tanque caliente durante el día anterior. Sin embargo, a medida que el recurso solar aumenta, la energía proporcionada por el ORC tiende a disminuir con respecto a la producida por el campo fotovoltaico, siempre satisfaciendo la demanda de la comunidad. Cuando la potencia fotovoltaica es suficiente para cubrir la totalidad de la demanda, el ORC se detiene y el campo de concentradores inicia el proceso de almacenamiento térmico. Dependiendo de las condiciones del recurso solar presente y de la demanda de la comunidad, puede existir un excedente de energía producida por el sistema fotovoltaico, mismo que puede ser aprovechado en servicios eléctricos distintos a los domésticos, tales como la venta de energía eléctrica a comercios. En los casos en los que la potencia de los módulos fotovoltaicos no es suficiente para cubrir la demanda, el ORC inicia su operación a su mínima capacidad, la cual se incrementa en relación a la demanda y a la producción fotovoltaica hasta terminar cubriendo por sí solo los requerimientos energéticos.

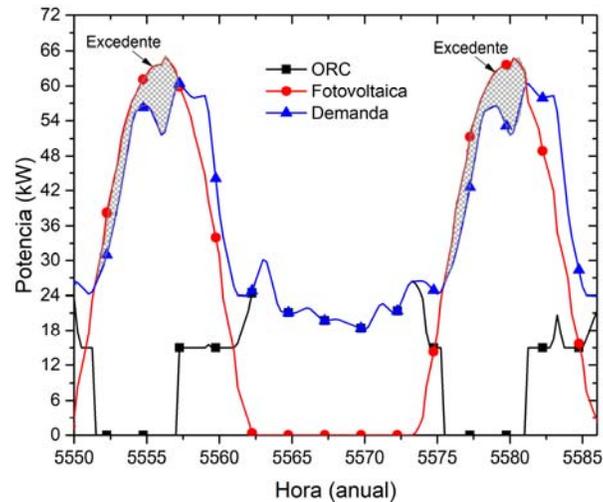


Figura 7. Simulación de la potencia eléctrica producida por los generadores sujeta a la variación en la demanda de energía de la comunidad.

En la Figura 8 se presentan las dinámicas de llenado y vaciado de los tanques de almacenamiento del fluido caloportador, influenciadas por la potencia eléctrica del ORC. Al iniciar el día, el tanque caliente recupera su nivel perdido durante la noche ya que el campo de concentradores solares se encuentra operando y el ORC no se encuentra consumiendo energía térmica. A medida que el ORC inicia la producción de energía eléctrica, a la mitad de su capacidad en el periodo de 5,557-5,561 horas, el almacenamiento de energía en el tanque caliente se mantiene constante a su nivel máximo ya que durante ese lapso el campo solar sigue captando radiación solar. Durante el periodo nocturno, cuando el recurso solar es inexistente, el nivel del tanque caliente disminuye mientras que el del tanque frío, encargado de almacenar al fluido caloportador a la salida del ORC a temperatura baja, incrementa en la misma proporción.

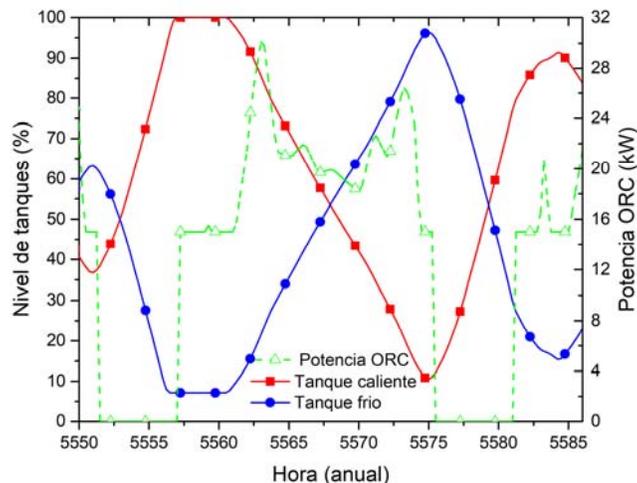


Figura 8. Simulación de la variación del nivel de los tanques de almacenamiento de la energía térmica con respecto a la energía eléctrica producida por el ORC.

1.5 Resumen y comentarios finales

Llevar energía eléctrica a todo el mundo es un tema en el que se ha estado trabajando durante muchos años. Con el avance en la tecnología y con la disponibilidad de nuevos equipos en el mercado es posible implementar nuevas estrategias en busca de una mayor factibilidad técnica y económica para la producción de electricidad en zonas remotas. Buscando atacar los problemas de almacenamiento de energía y costos de operación de las microrredes actuales, en este capítulo se analizó el uso de un sistema híbrido térmico-fotovoltaico con almacenamiento de energía térmica para su incorporación a una microrred aislada, tomando como caso de estudio la instalada en Puertecitos, Baja California, México. Los resultados del análisis muestran que estos sistemas son técnicamente factibles para cubrir las necesidades eléctricas de comunidades con bajas demandas. En la actualidad aún no son considerados para ser instalados en aplicaciones de baja capacidad pero, con la constante disminución en costos de las tecnologías utilizadas, es de esperarse que en un futuro puedan ser considerados como tecnologías atractivas para la electrificación rural.

Referencias

- Acciarri, M., Le Donne, A., Marchionna, S., Meschia, M., Parravicini, J., Gasparotto, A., y Binetti, S. (2018). CIGS thin films grown by hybrid sputtering-evaporation method: Properties and PV performance. *Solar Energy*. <https://doi.org/10.1016/J.SOLENER.2018.02.024>
- Aguilar-Jiménez, J. A., Velázquez, N., Acuña, A., Cota, R., González, E., González, L., López, R., Islas, S. (2018). Techno-economic analysis of a hybrid PV-CSP system with thermal energy storage applied to isolated microgrids. *Solar Energy*, 174(August), 55–65. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2018.08.078>
- Baral, S., Kim, D., Yun, E., y Kim, K. C. (2015). Experimental and thermoeconomic analysis of small-scale solar organic rankine cycle (SORC) system. *Entropy*, 17(4), 2039–2061. <https://doi.org/10.3390/e17042039>
- Bartela, Ł., Kotowicz, J., y Dubiel-Jurgaś, K. (2018). Investment risk for biomass integrated gasification combined heat and power unit with an internal combustion engine and a Stirling engine. *Energy*, 150, 601–616. <https://doi.org/10.1016/J.ENERGY.2018.02.152>
- Bogno, B., Sawicki, J.-P., Salame, T., Aillerie, M., Saint-Eve, F., Hamandjoda, O., y Tibi, B. (2017). Improvement of safety, longevity and performance of lead acid battery in off-grid PV systems. *International Journal of Hydrogen Energy*, 42(5), 3466–3478. <https://doi.org/10.1016/J.IJHYDENE.2016.12.011>
- Cardozo, E., Erlich, C., Malmquist, A., y Alejo, L. (2014). Integration of a wood pellet burner and a Stirling engine to produce residential heat and power. *Applied Thermal Engineering*, 73(1), 671–680. <https://doi.org/10.1016/J.APPLTHERMALENG.2014.08.024>
- CFE. (2016). Comisión Federal de Electricidad. Recuperado el 2 de marzo de 2017, de <http://saladeprensa.cfe.gob.mx/boletines/show/8328/>

- Chahartaghi, M., y Sheykhi, M. (2018). Energy and exergy analyses of beta-type Stirling engine at different working conditions. *Energy Conversion and Management*, 169, 279–290. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.05.064>
- Cota-Soto, R., González-San Pedro, E., y Velázquez-Limón, N. (2016). Microrredes aisladas, el futuro sustentable de la electrificación rural. En C. Carreón Diazconti, S. E. Ahumada Valdez, y M. E. Ramírez Barreto (Eds.), *Avances en Investigación Ambiental en la UABC: Conociendo Nuestro Ambiente 2016 (Volumen 2, pp. 148–166)*. Universidad Autónoma de Baja California. http://institutodeingenieria.uabc.mx/images/stories/medio_ambiente/libro2016/Avances%20en%20investigacion%20ambiental%20en%20la%20UABC-2016.pdf
- Cota, R., Velázquez, N., González, E., y Aguilar, A. (2016). Microrred aislada para una comunidad pesquera de Baja California, México: Caso de estudio. Concepción, Chile.
- Ferrara, F., Gimelli, A., y Luongo, A. (2014). Small-scale Concentrated Solar Power (CSP) Plant: ORCs Comparison for Different Organic Fluids. *Energy Procedia*, 45, 217–226. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.01.024>
- Fusheng, L., Ruisheng, L., y Fengquan, Z. (2014). Microgrid Technology and Engineering Application. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803598-6/00012-7>
- Garg, P., Orosz, M. S., Kumar, P., y Dutta, P. (2015). Thermo-economic evaluation of ORCs for various working fluids. En *Proceedings of the 3rd International Seminar on ORC Power Systems*.
- González, J. (2009). *Energías renovables*. Reverte. Barcelona, pp. 660.
- Islam, M. T., Huda, N., Abdullah, A. B., y Saidur, R. (2018). A comprehensive review of state-of-the-art concentrating solar power (CSP) technologies: Current status and research trends. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 91, 987–1018. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2018.04.097>
- Jokar, H., y Tavakolpour-Saleh, A. R. (2015). A novel solar-powered active low temperature differential Stirling pump. *Renewable Energy*, 81, 319–337. <https://doi.org/10.1016/J.RENENE.2015.03.041>
- Jordehi, A. R. (2016). Parameter estimation of solar photovoltaic (PV) cells: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 61, 354–371. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2016.03.049>
- Kalogirou, S. A. (2009). *Solar Energy Engineering: Processes and Systems*. Academic Press. Oxford, pp. 819.
- Klein, S A, Beckman, W. A., Mitchell, J. W., Duffie, J. A., Duffie, N. A., Freeman, T. L., Mitchell, J. C., Braun, J. E., Evans, B. L., Kummer, J. P. (2009). TRNSYS 17. A Transient System Simulation Program.
- Klein, Sanford A, y Alvarado, F. L. (1992). EES: Engineering equation solver for the Microsoft Windows operating system. F-Chart software.

- Kongtragool, B., y Wongwises, S. (2006). Thermodynamic analysis of a Stirling engine including dead volumes of hot space, cold space and regenerator. *Renewable Energy*, 31(3), 345–359. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2005.03.012>
- Kuravi, S., Trahan, J., Goswami, D.Y., Rahman, M.M., y Stefanakos, E.K. (2013). Thermal energy storage technologies and systems for concentrating solar power plants. *Progress in Energy and Combustion Science*, 39(4), 285–319. <https://doi.org/10.1016/J.PECS.2013.02.001>
- Luo, Z., Sultan, U., Ni, M., Peng, H., Shi, B., y Xiao, G. (2016). Multi-objective optimization for GPU3 Stirling engine by combining multi-objective algorithms. *Renewable Energy*, 94, 114–125. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.03.008>
- Lupangu, C., y Bansal, R. C. (2017). A review of technical issues on the development of solar photovoltaic systems. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 73, 950–965. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2017.02.003>
- Mathew, M., Kumar, N. M., y i Koroth, R. P. (2018). Outdoor measurement of mono and poly c-Si PV modules and array characteristics under varying load in hot-humid tropical climate. *Materials Today: Proceedings*, 5(2), 3456–3464. <https://doi.org/10.1016/J.MATPR.2017.11.592>
- Mendoza Castellanos, L. S., Carrillo Caballero, G. E., Melian Cobas, V. R., Silva Lora, E. E., y Martínez Reyes, A. M. (2017). Mathematical modeling of the geometrical sizing and thermal performance of a Dish/Stirling system for power generation. *Renewable Energy*, 107, 23–35. <https://doi.org/10.1016/J.RENENE.2017.01.020>
- Mills, D. (2004). Advances in solar thermal electricity technology. *Solar Energy*, 76(1–3), 19–31. [https://doi.org/10.1016/S0038-092X\(03\)00102-6](https://doi.org/10.1016/S0038-092X(03)00102-6)
- Mohana Rao, M. J., Kumar Sahu, M., y Kumar Subudhi, P. (2018). Pv based water pumping system for agricultural sector. *Materials Today: Proceedings*, 5(1), 1008–1016. <https://doi.org/10.1016/J.MATPR.2017.11.177>
- Müller-Steinhagen, H. y Trieb, F. (2014). Concentrating solar power: a review of the technology. *Ingenia*, 18, 43–50.
- Palenzuela, P., Alarcón-Padilla, D.-C., y Zaragoza, G. (2015). *Concentrating Solar Power and Desalination Plants*. Cham: Springer International Publishing.
- Rahbar, K., Mahmoud, S., Al-Dadah, R. K., Moazami, N., y Mirhadizadeh, S. A. (2017). Review of organic Rankine cycle for small-scale applications. *Energy Conversion and Management*. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2016.12.023>
- Roldán Vilorio, J., y Toledano, J. C. (2012). *Energías renovables: lo que hay que saber*. Paraninfo. España, pp. 205.
- Sørensen, B. (2010). *Renewable Energy: Physics, Engineering, Environmental Impacts, Economics and Planning* (4 edition). Academic Press. Oxford, pp. 974.
- Twidell, J. y Weir, T. (2005). *Renewable Energy Resources* (2 edition). London ; New York: Routledge, pp 816.

2 Enfriamiento y desalinización por absorción termosolar para comunidades costeras aisladas

Ricardo López-Zavala¹, Juan Carlos Casas-Raygoza¹, Nicolás Velázquez-Limón¹, Mydory Oyuky Nakasima-López², Sukey Sayonara Nakasima-López², Karla Frida Madrigal-Estrada², Fernando Lara-Chávez³

¹Universidad Autónoma de Baja California, Instituto de Ingeniería, Centro de Estudios de Energía Renovable

²Universidad Autónoma de Baja California, Facultad Ciencias Químicas e Ingeniería Tijuana

³Universidad Autónoma de Baja California, Facultad de Ingeniería Mexicali

2.1 Introducción

El agua es uno de los grandes regalos que nos ha dado la naturaleza y que, a la vez, juega un papel clave en la economía y bienestar de un país. Todos los países, tanto desarrollados como en vías de desarrollo, presentan serios problemas con la disponibilidad del agua potable. Aproximadamente el 97% del agua en el mundo está en el océano; el 2% se encuentra en forma de hielo en los polos; y el 1% es agua dulce disponible para la flora, la fauna y para la vida humana una vez que reciba el respectivo tratamiento para que pueda ser consumida (Vinoth Kumar y Kasturi Bai, 2008). En la actualidad, es común que varios de los problemas de salud sean causados por la falta de agua potable y se presenten con mayor frecuencia en las zonas rurales y costeras del país. Un factor que afecta la disponibilidad del agua es que en las últimas décadas las precipitaciones de agua se dan en menor cantidad produciendo una mayor salinidad en el agua (Sampathkumar, Arjunan, Pitchandi, y Senthilkumar, 2010). El hecho de que el agua esté contaminada es otro factor que afecta la disponibilidad de la misma, dicha contaminación se debe a diversos factores como lo son el aumento poblacional, la industrialización y el urbanismo (Sampathkumar et al., 2010).

Si bien, satisfacer la demanda hídrica es fundamental para la supervivencia humana, actualmente cubrir las necesidades de producción de frío, presenta un gran reto pues intervienen en el confort del ser humano (climatización de espacios), para conservar alimentos, fármacos y en diversos procesos industriales. Sin embargo, en comunidades costeras con clima seco, se tienen problemas tanto en la disponibilidad del agua como para climatización debido a las altas temperaturas. Esto convierte a los sistemas de refrigeración necesarios para el confort térmico en la calidad de vida de los habitantes de estas zonas. Es por esto que el uso de los sistemas convencionales de aire acondicionado y refrigeración (sistemas de compresión de vapor) se ven reflejados en los altos costos de facturación eléctrica. Es aquí donde se desarrolla una reacción en cadena, ya que el incremento en la demanda de refrigeración provoca una mayor generación de energía eléctrica y el aumento de la quema de combustibles fósiles, a su vez mayores niveles de contaminación y por ende el calentamiento global. En la Figura 1 se puede ejemplificar claramente este ciclo de reacción en cadena.

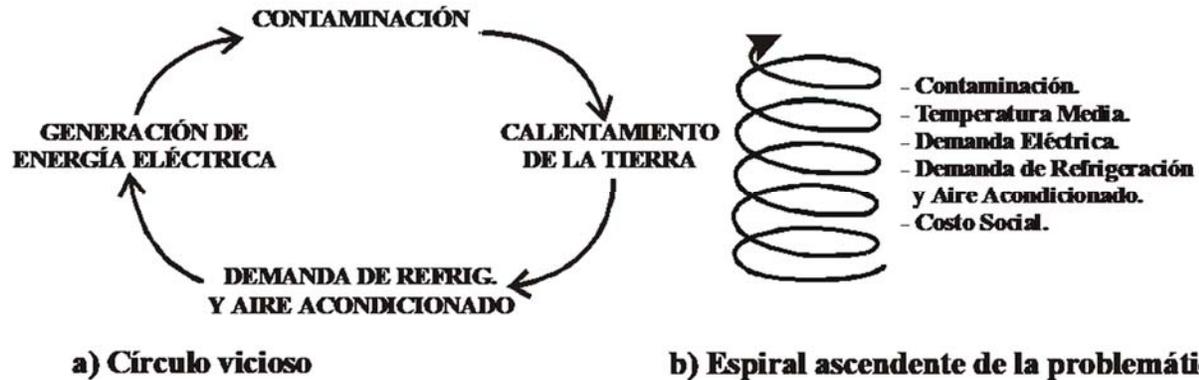


Figura 1. Problemática ambiental debido al calentamiento global y uso de sistemas de aire acondicionado. Imagen modificada de Velázquez, (2002).

Una de las maneras de resolver el problema que se tienen en las zonas cálidas-secas o desérticas debido a las altas facturas de energía eléctrica que presentan los sistemas de climatización, es el empleo de energías renovables para el funcionamiento de estos sistemas. Dicha implementación, contribuye en la disminución de la quema de combustibles fósiles. El aplicar sistemas de refrigeración solar por absorción es una opción viable que no requiere de energías convencionales, no daña al medio ambiente por el tipo de refrigerante que usa y contribuye con la economía del usuario al requerir de muy poca energía eléctrica en su operación.

Sin embargo, los sistemas de refrigeración por absorción, representan una inversión económica inicial más elevada que los sistemas convencionales de compresión de vapor. Su configuración es más compleja y al ser menos eficientes, necesitan de grandes torres de enfriamiento para rechazar el calor residual, lo que los convierte en unidades de gran tamaño. Una alternativa para solucionar este problema, es hacer integración energética interna al utilizar el agua de mar como medio de enfriamiento, del condensador y absorbedor de las unidades de enfriamiento por absorción; dando como resultado un precalentamiento del agua de mar para su posterior desalinización. Por otra parte, se tiene una integración másica ya que el agua producto de la desalinización por flasheo se utiliza en el sistema de enfriamiento por absorción para reponer el refrigerante del proceso de desorción. Finalmente, el refrigerante de la máquina de enfriamiento se extrae con un eyecto-compresor para ser convertido en el agua producto.

Por lo anterior, el objetivo general del estudio de caso que se presentará en este capítulo, es el desarrollo teórico y experimental de una unidad de enfriamiento y desalación por absorción activada mediante energía termosolar. Se busca que esta sea del menor tamaño posible y con una alta eficiencia de su transferencia de calor y masa. Además de lograr que sea de bajo costo de instalación y operación, así como competitiva con los sistemas convencionales.

El desarrollo del proceso mostrado en este caso de estudio es una alternativa para resolver problemas de los habitantes de zonas costeras con clima seco, como lo son: satisfacer la demanda hídrica y la climatización de espacios debido a las altas y bajas temperaturas que se presentan a lo largo del año.

2.2 Tecnologías híbridas de enfriamiento y desalinización.

Actualmente se ha vuelto prioritario satisfacer las necesidades hídricas y de climatización de espacios de una manera sustentable (Gude, Nirmalakhandan, y Deng, 2010). Por lo que, la comunidad científica está buscando desarrollar tecnologías que brinden agua potable y enfriamiento de manera conjunta por medio de energías renovables (Veera Gnaneswar et al. 2011; Negewo, 2012; Sharon y Reddy, 2015; M yYadav, 2017; Shahzad et al. 2017). Los sistemas de enfriamiento por absorción han incrementado su potencialidad debido a su flexibilidad para integrarse a sistemas de poligeneración activados con energías renovables (Rosiek y Batlles, 2009; Mammoli et al. 2010; Ortiz et al. 2010; Zhai et al. 2011). Por otra parte, la desalinización de múltiple efecto (MED) y de múltiple etapa (MSF), tienen una gran compatibilidad con la energía solar térmica e hibridación con ciclos de absorción y adsorción (Milow y Zarza, 1997; El-Nashar, 2001; Alarcón P. et al. 2005; Hala Faisal y Al-Fulaij, 2011; Li et al. 2011; Al-Karaghoulí y Kazmerski, 2013).

Se han realizado estudios encaminados al desarrollo de la hibridación de sistemas de enfriamiento por absorción con unidades de desalinización, así como la producción simultánea de enfriamiento y agua potable, con una mayor viabilidad técnica y económica. Aly, (1995) presentó un estudio teórico del acoplamiento de una máquina de absorción LiBr/H₂O de 220 kW con una MSF de 20 etapas, en donde se aprovecha el calor del condensador de la máquina de absorción para activar la MSF y el absorbedor es enfriado con agua de mar. Con esta propuesta, sin producir enfriamiento, se logró reducir el costo de operación del proceso de desalinización obteniendo una proporción de ganancia (GOR por sus siglas en inglés) de 14.8 y un 14.2 de Coeficiente de Rendimiento (PR por sus siglas en inglés). Por su parte, Mandani et al., (2000) estudiaron el acoplamiento de una bomba de calor LiBr/H₂O con un sistema de desalinización de un sólo efecto. El objetivo era mejorar el rendimiento del sistema de desalinización. Se reportó un PR que va de 2.4 a 2.8, lo cual corresponde a una mejora del 50 al 70% respecto al sistema de compresión de vapor térmico de simple efecto.

Se han realizado otros estudios experimentales para corroborar los resultados de la hibridación de los sistemas de enfriamiento y desalinización. Entre los más importantes se encuentran los de Alarcón-Padilla et al. (2007); Alarcón-Padilla y García-Rodríguez (2007) así como el de Alarcón P. et al. (2008), donde se analiza el acoplamiento de una MED de 14 efectos con un sistema de enfriamiento por absorción de doble efecto LiBr/H₂O. El acoplamiento se realizó aprovechando el calor de condensación y absorción para activar la MED. Los resultados mostraron una reducción del consumo de energía en la MED de un 50% y para el ciclo de absorción se reporta un COP de 2.2 a plena carga. Sin embargo, la temperatura de activación se incrementó de 70 a 180 °C. El agua fría de la máquina de absorción no se utilizó para enfriamiento de espacios sino para el condensado de la última etapa de la MED.

Veera G. y Nagamany (2008) así como Veera G. et al. (2011) estudiaron teórica y experimentalmente el acoplamiento de una unidad de destilación de simple efecto al vacío con un sistema de absorción LiBr/H₂O de 0.975 toneladas de enfriamiento. Aprovecharon el calor desechado por el condensador para activar el proceso de desalinización. Obtuvieron agua producto,

a razón de 4.5 kg/h y concluyeron que su propuesta tecnológica resultó mejor que una MSF de capacidad aproximadamente de 338 kJ/kg de agua potable.

Wang and Lior (2011^a, 2011^b) evaluaron teóricamente la integración de una MED de 6 efectos con una bomba de calor de simple efecto LiBr/H₂O. Aprovecharon el calor del condensador y absorbedor para activar la MED. Reportaron un COP de 1.6 para la bomba de calor y mostraron que se puede presentar un ahorro de energía del 42% en comparación con los procesos convencionales.

Por su parte, Abdulrahim and Darwish (2014) estudiaron teóricamente el acoplamiento de un sistema por absorción LiBr/H₂O activado con energía solar térmica con una MED de 8 efectos. La unidad de enfriamiento por absorción tenía una capacidad de 2,148 kW y presentaba un COP de 0.74, mientras que la MED produjo 459 m³/día de agua, con un PR constante de 5.7 al controlar el nivel de desalinización del último efecto.

Recientemente Alelyani et al. (2017) aplicaron la metodología de análisis exérgico. Presentaron el acoplamiento de una MED de 14 efectos con un sistema de enfriamiento por absorción NH₃/H₂O de una y dos etapas. Aprovecharon el calor del condensador y rectificador para activar la MED. Al realizar el acoplamiento, la destrucción total de exergía disminuyó en un promedio de 55%. El costo unitario de producción (UPC) de enfriamiento disminuyó 43%, mientras que para la producción de agua el UPC aumenta 19 y 3% con el acoplamiento de las unidades de absorción de simple y doble etapa respectivamente.

Han sido varios los esfuerzos para integrar las tecnologías de enfriamiento por absorción y la desalinización térmica, activadas con energías renovables. Sin embargo, hay muy pocos sistemas que brinden los dos servicios de manera simultánea. Los que lo hacen, tienen una baja integración energética interna, por lo que requieren de una alta inversión inicial debido a que utilizan muchos componentes. Este tipo de proyectos, son atractivos económicamente, sólo para grandes capacidades. Por lo anterior, es necesario desarrollar nuevas máquinas que presenten una menor inversión inicial, bajo costo de operación y mantenimiento, larga vida útil y nulo impacto ambiental, además de poder trabajar con bajas capacidades para cubrir el mercado residencial y comercial.

En este capítulo se presenta un novedoso sistema de enfriamiento y desalinización por absorción termosolar de simple efecto LiBr/H₂O activado con energía solar térmica. El sistema propuesto aprovecha la baja presión del subproceso de enfriamiento por absorción para potencializar la desalinización. Debido a una mayor integración energética interna, se eliminan componentes y se incrementa su eficiencia; lo que mejora la factibilidad técnica y económica de este tipo de tecnologías.

2.3 Sistema de enfriamiento y desalinización por absorción termosolar para comunidades costeras.

El Centro de Estudios de las Energías Renovables (CEENER) del Instituto de Ingeniería de la Universidad Autónoma del Estado de Baja California, trabaja en el desarrollo de nuevas

tecnologías que den solución a los problemas que presentan comunidades aisladas o remotas, buscando potencializar la economía y, por ende, la calidad de vida de sus habitantes. Ante la situación descrita en las secciones anteriores de este capítulo, se propone un sistema de enfriamiento y desalinización por absorción termosolar (SEDAT). Donde ciclo de refrigeración por absorción convencional, se modifica haciéndolo interactuar de manera directa con el proceso de desalinización por evaporación súbita. Por lo que se tiene un sistema que está compuesto por: un subproceso de enfriamiento por absorción; un subproceso de enfriamiento y generación de vapor de agua de mar; y un subproceso de extracción y acondicionamiento del agua producto (Figura 2). Con lo anterior se obtiene una máquina compacta, más eficiente y que puede operar para bajas y altas capacidades. Se puede activar mediante una fuente de calor proveniente de concentradores solares tipo cilindro parabólico, fresnel, concentrador parabólico compuesto, entre otros; o cualquier otra fuente de calor que proporcione agua caliente alrededor de 90 °C.

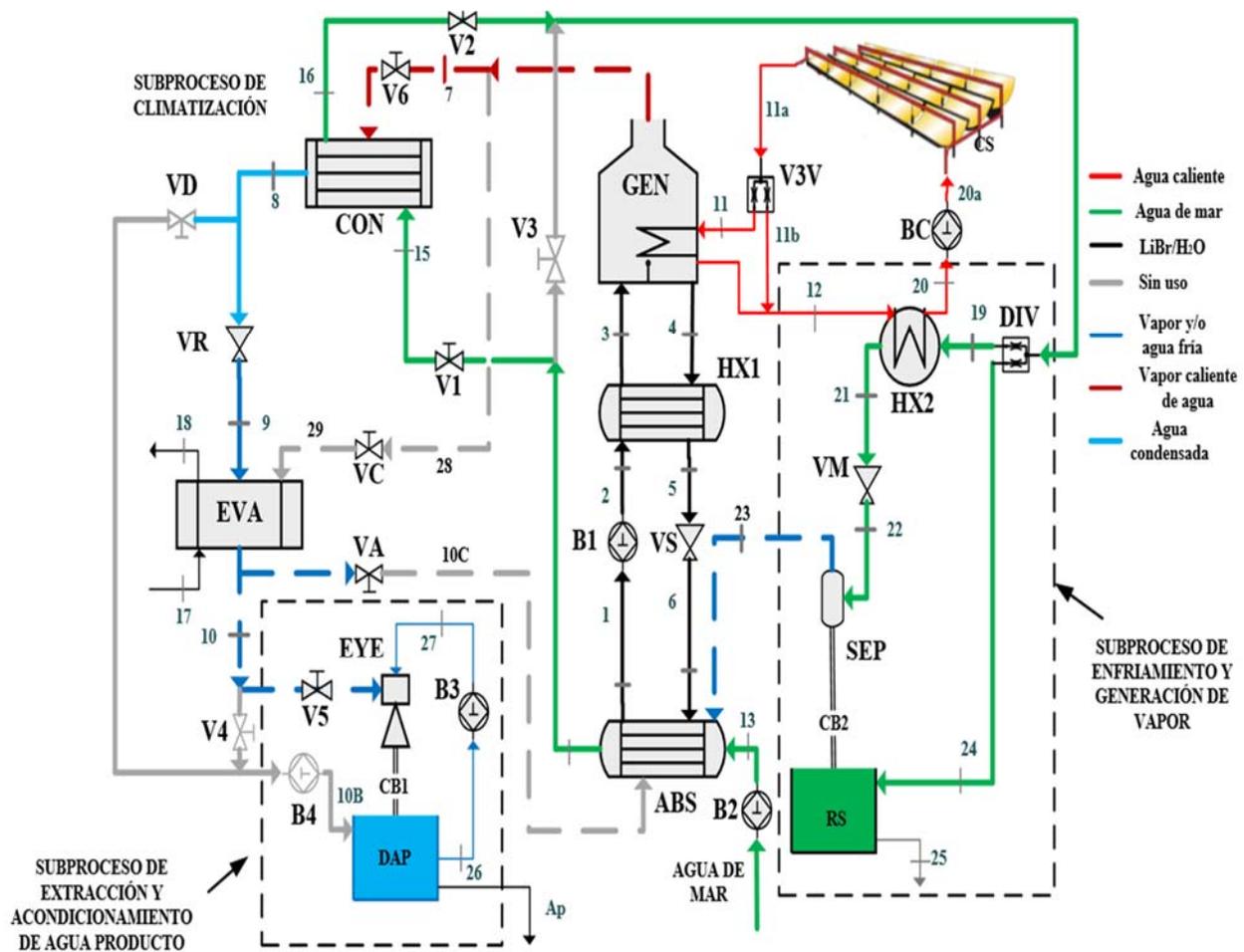


Figura 2. Propuesta tecnológica de proceso de enfriamiento y desalinización por absorción termosolar.

El subproceso de enfriamiento por absorción, está compuesto por un absorbedor (ABS) que recibe el vapor de agua (23) generado en el subproceso de enfriamiento y generación de vapor de agua de mar. La bomba (B1) envía la solución LiBr/H₂O del ABS al generador (GEN), pasando previamente por el intercambiador de calor, recuperador de energía (HX1). En el GEN se adiciona

calor a la solución LiBr/H₂O proveniente de los colectores solares (CS) para liberar el fluido refrigerante “agua” en forma de vapor (7). La solución más concentrada en LiBr (4) regresa al ABS pasando previamente por el HX1 y por la válvula de expansión de la solución (VS) para absorber el vapor de agua 23. Para retirar el calor del proceso de absorción exotérmico, el ABS es enfriado con agua de mar proveniente de la bomba (B2). El vapor de agua (7) que sale del GEN, pasa al condensador (CON) y al enfriarse con agua de mar se condensa, para luego pasar por la válvula de expansión del refrigerante (VR). En este punto, el refrigerante al disminuir su presión y bajar su temperatura, queda con las condiciones termodinámicas necesarias para hacer el efecto frigorífico en el evaporador (EVA). En el EVA, el refrigerante recibe calor del agua del agua fría de la unidad manejadora de agua (UMA), por lo que se convierte en vapor. El vapor (10) que sale del EVA pasa al subproceso de extracción y acondicionamiento de agua producto.

En el subproceso de enfriamiento y generación de vapor de agua de mar; se succiona el agua de mar por medio de la bomba (B2) y esta se utiliza para enfriar al ABS y CON. Posteriormente, la corriente (16) se introduce al divisor de corrientes (DIV), con el objeto de obtener un menor flujo en la corriente de agua de mar (19); la cual es calentada por el fluido caloportador de los CS en el intercambiador de calor (HX2). A continuación, la corriente (21) pasa por la válvula de expansión súbita (VM) donde se obtiene la corriente (22) en dos fases líquido/vapor. La corriente bifásica (22) entra al separador ciclónico barométrico de fases (SEP) y el vapor saliente (23) es introducido al subproceso de enfriamiento por absorción, donde se realiza la absorción correspondiente.

Para mantener el vacío en el sistema, el líquido saliente del SEP, cae a una columna barométrica (CB2) para hacer un sello hidráulico y luego pasa al recipiente de salmuera (RS). El agua de mar concentrada saliente del CB2, se mezcla con el agua de mar proveniente de la V3V corriente (24), para disminuir su concentración y poder ser reintegrada al mar como la corriente (25), reduciendo el impacto ambiental.

En el subproceso de extracción y adecuación del agua producto, el vapor de agua (10) es succionado por el eyector (EYE) el cual es activado por el fluido motriz de agua líquida (27) suministrado por la bomba (B3). La corriente (27) de alta presión y la corriente (10) de baja presión se mezclan en el (EYE) y salen en forma líquida a una presión intermedia y temperatura ambiente. Estas son condiciones requeridas por el agua producto (corriente Ap). El agua que sale del (EYE) pasa a una columna barométrica (CB1) y luego al depósito de agua producto (DAP), en donde la bomba (B3) toma el fluido que activa o hace funcionar el eyector (EYE). La aplicación de este eyector en el subproceso de extracción y adecuación del agua producto es la de condensar un vapor de baja presión y temperatura con la finalidad de llevarlo a las condiciones ambientales.

El sistema propuesto presenta las siguientes características que aprovechan al máximo la compatibilidad que hay entre el proceso de desalinización por evaporación súbita con el enfriamiento por absorción:

- Aprovechamiento de la baja presión del subproceso de enfriamiento por absorción para potencializar la desalinización con bajo consumo energético.
- Se tiene una mayor integración energética interna, al emplear el calor de absorción y condensación del subproceso de enfriamiento por absorción, para calentar el agua de mar.

Lo anterior permite eliminar la torre de enfriamiento, reduciendo la inversión inicial y costo de operación y mantenimiento, obteniéndose una máquina más compacta.

- Integración de un campo de colectores solares que primeramente activan al subproceso de enfriamiento por absorción y posteriormente calienta al agua de mar a desalar. Con lo anterior el fluido caloportador regresa al campo de colectores a una menor temperatura, obteniéndose con ello una operación de mayor eficiencia.
- Configuración del sistema que permite utilizar un alto flujo de agua de mar para el enfriamiento del absorbedor y condensador. Además, al utilizar un divisor de corrientes se obtiene un flujo de agua optimizado para la generación de vapor de agua de mar. Con lo anterior, se logra un retiro efectivo de calor del subproceso de enfriamiento por absorción y el mínimo de consumo de energía en la desalinización, calentando menos flujo de agua de mar y utilizando un intercambiador de calor más compacto.
- Obtención de enfriamiento y desalinización convirtiendo un ciclo cerrado en un ciclo abierto con el mínimo de componentes del sistema, reduciendo la inversión inicial.
- Integración de componentes pasivos como eyecto-condensadores barométricos para conservar el vacío del sistema de absorción y acondicionar el agua producto sin incrementar el consumo energético.
- Bajo impacto ambiental debido a: activación del proceso con energía solar térmica; dilución de la salmuera antes de retornar al mar; utilización de fluidos de trabajo con nulo aporte al calentamiento global (GWP) y deterioro de la capa de ozono (ODP); y al utilizar al agua de mar como medio de enfriamiento, se eliminan los productos químicos del tratamiento del agua de la torre de enfriamiento.

2.3.1 Metodología de desarrollo del SEDAT

Existen diferentes maneras de llevar a cabo el desarrollo tecnológico de un SEDAT. Sin embargo, desde hace varios años en el CEENER se cuenta con una metodología que permite canalizar los esfuerzos de los investigadores para llevar a cabo un desarrollo tecnológico desde la concepción de la idea hasta su protección intelectual y su posterior uso comercial. En la Figura 3, se muestra una simplificación de la metodología de desarrollo tecnológico del CEENER y el procedimiento de simulación en AspenPlus. Mediante este software es posible realizar el estudio de viabilidad técnica del sistema de enfriamiento y desalinización bajo diferentes condiciones de operación. Una vez generada la propuesta tecnológica y seleccionado el software de simulación, se determinó en AspenPlus; cuáles eran los módulos más adecuados, definir las variables de diseño, establecer el tipo de propiedades a calcular, determinar las variables críticas y explorar el comportamiento operativo. Lo anterior para encontrar las mejores condiciones de operación y dimensionamiento del sistema.

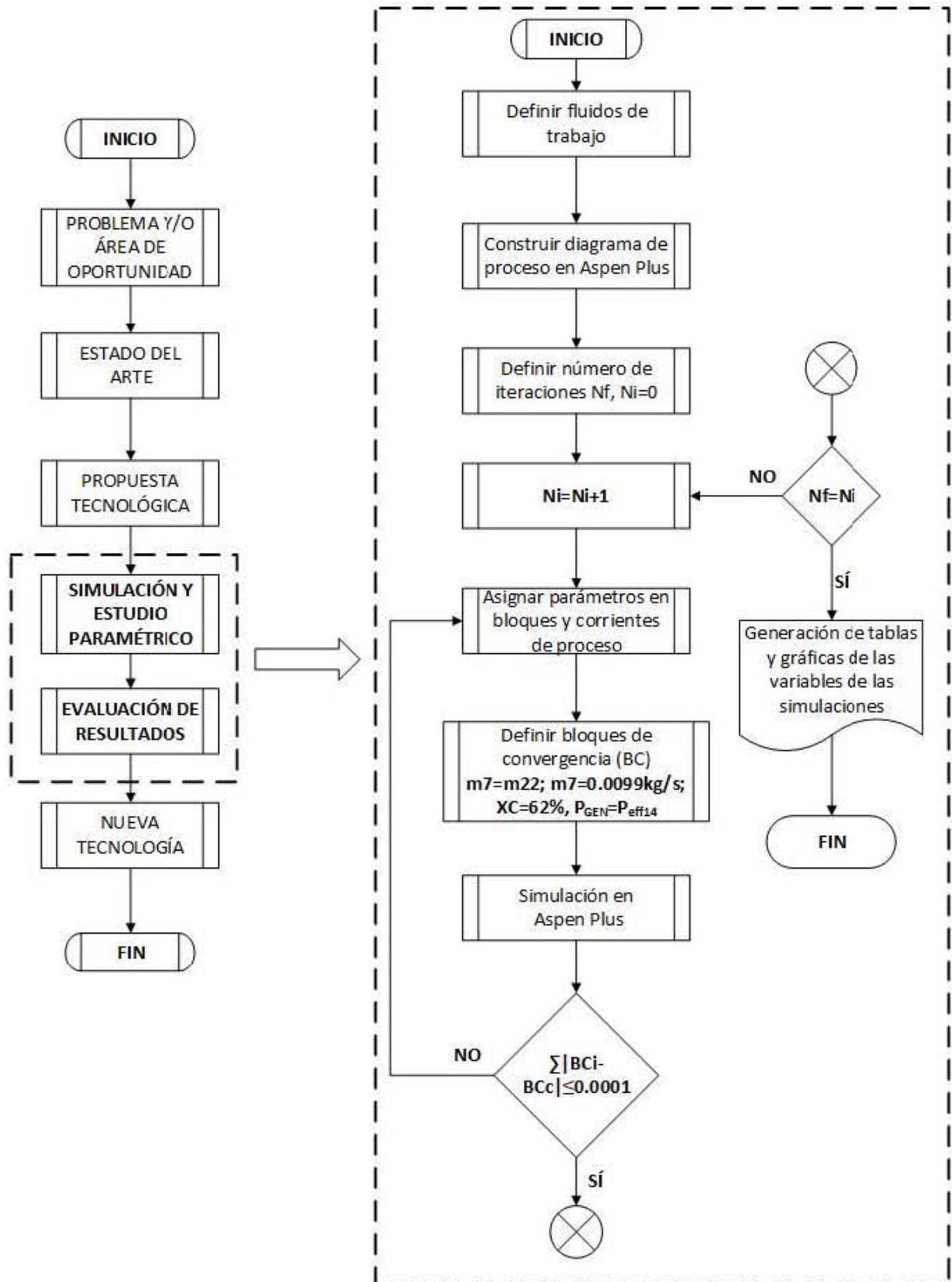


Figura 3. Diagrama de la metodología general y del procedimiento de simulación en AspenPlus.

Para evaluar y comparar el sistema de enfriamiento y desalinización por absorción bajo diferentes condiciones de operación y con otras tecnologías, en este caso de estudio, se utilizan los siguientes indicadores:

Para realizar la simulación del comportamiento operativo del sistema, se asumió en el caso de estudio, las siguientes consideraciones:

- El sistema de enfriamiento y desalinización por absorción opera en estado estable, por lo cual el vapor generado en la evaporación súbita 23 debe ser igual a la corriente de agua producto Ap.
- La solución de LiBr/H₂O es homogénea y está en equilibrio.
- La alta presión del sistema, es la presión de saturación correspondiente a la temperatura de refrigerante a la salida del CON y es igual a la presión en el GEN.
- La baja presión en el sistema, es la presión de saturación correspondiente a la temperatura del refrigerante en la salida del evaporador y es igual a la presión en el absorbedor.
- El proceso de expansión de los fluidos al pasar por las válvulas del sistema se considera isoentálpico. Fuera de lo especificado el sistema se considera adiabático.

Los equipos; GEN, EVA, CON y ABS trabajan en condiciones de saturación y la caída de presión es despreciable.

El proceso de refrigeración por absorción se evalúa a través del Coeficiente de Operación (COP).

$$COP_i = \frac{Q_{EVA}}{Q_{GEN}} \quad (1)$$

Debido a la similitud del principio operativo de la MSF y el proceso de desalinización del sistema propuesto, la sección de desalinización es evaluada con el coeficiente de rendimiento (FR) y la relación de producción de agua pura (R) (Zheng, 2017).

$$FR = \frac{m_{23}}{m_{19}} \quad (2)$$

$$R = \frac{(T_{21} - T_{CB2})}{(T_{21} - T_{19})} \quad (3)$$

2.3.2 *Análisis y resultados*

La viabilidad técnica del sistema de enfriamiento y desalinización por absorción se evaluó acorde a la metodología descrita anteriormente. En primera instancia, se estudió el comportamiento de las corrientes internas del sistema para definir el flujo y concentración de solución LiBr/H₂O. Posteriormente, se estudió el comportamiento del sistema bajo diferentes condiciones de operación de las corrientes externas y se planteó un diseño conceptual del SEDAT. Acorde a la metodología,

se realizó el diagrama de procesos en AspenPlus (Figura 4), donde se muestran todas las corrientes y bloques utilizados. Se consideró una capacidad de enfriamiento de 23 kW. Por otra parte, los flujos de diseño de los circuitos externos se determinaron con base en el estándar de máquinas de absorción (AHRI, 2000). La presión en el EVA se consideró como la presión de saturación del vapor refrigerante a 1.2°C lo que permitió obtener gradiente de temperatura con el agua fría (18), mientras que la alta presión del sistema se consideró para una temperatura de condensación de 41.5 °C.

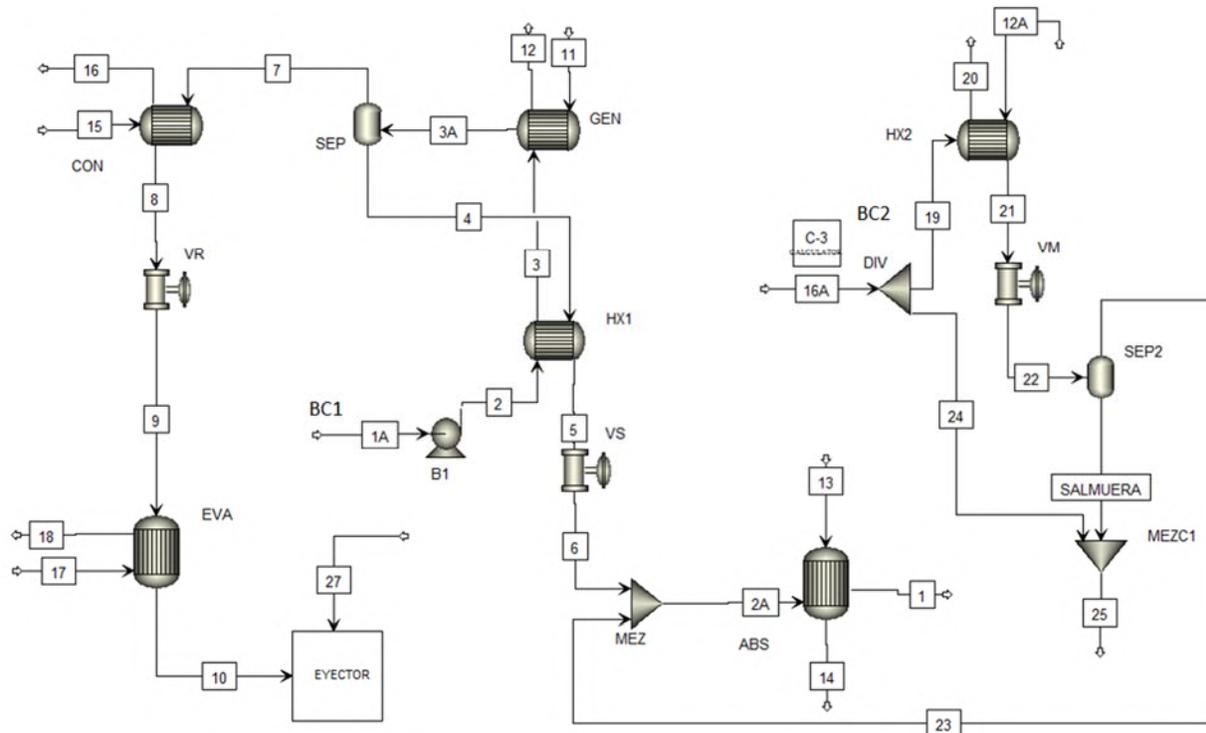


Figura 4. Diagrama del sistema de enfriamiento y desalinización por absorción en AspenPlus.

La operación del sistema de enfriamiento y desalinización por absorción estuvo sujeta a: las intermitencias del recurso solar, a la variación de temperatura en el agua de mar y a la demanda de enfriamiento. Considerando lo anterior, el flujo y la concentración de la solución de trabajo se determinó mediante dos análisis principales: a) la calidad de la absorción bajo diferentes concentraciones de LiBr en la solución diluida X1 (Figura 5); y b) a la interacción entre el COP, la temperatura de activación del sistema y el flujo de solución interna de trabajo ml bajo diferentes condiciones de concentración X1 (Figura 6).

Cuando se tenía baja concentración de LiBr en la solución de trabajo, la capacidad de hacer la absorción en el equipo absorbedor disminuía. Cuando no se tenía una absorción completa las presiones del compresor térmico del subproceso de enfriamiento por absorción se desestabilizaba. Por otra parte, esta condición potencializa la cristalización implicando que el sistema deje de funcionar. Con concentraciones menores del 55.5% y temperaturas de agua de mar superiores a los 26 °C no se consiguió hacer una absorción completa (Figura 5), con los niveles de presión establecidos.

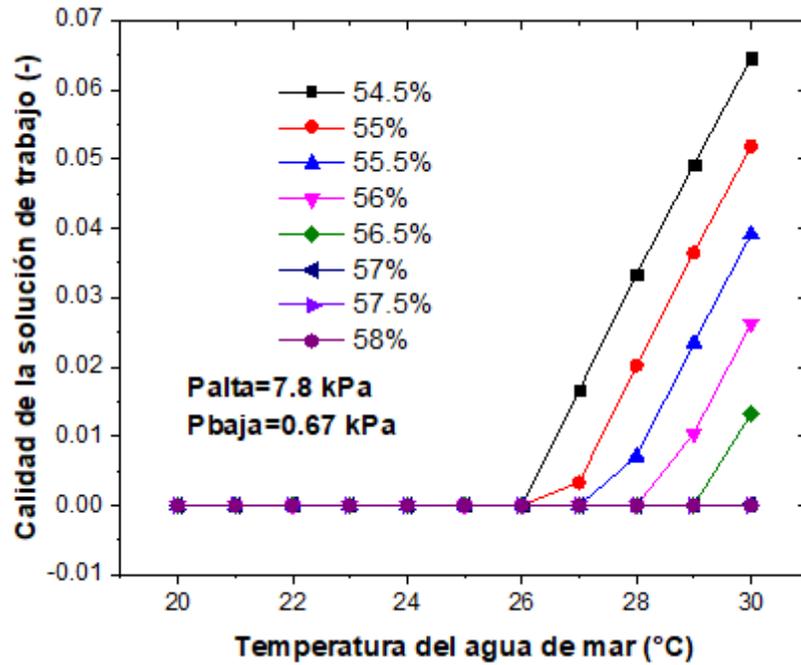


Figura 5. Calidad de la absorción en el absorbedor bajo diferentes condiciones de concentración temperatura del agua de mar.

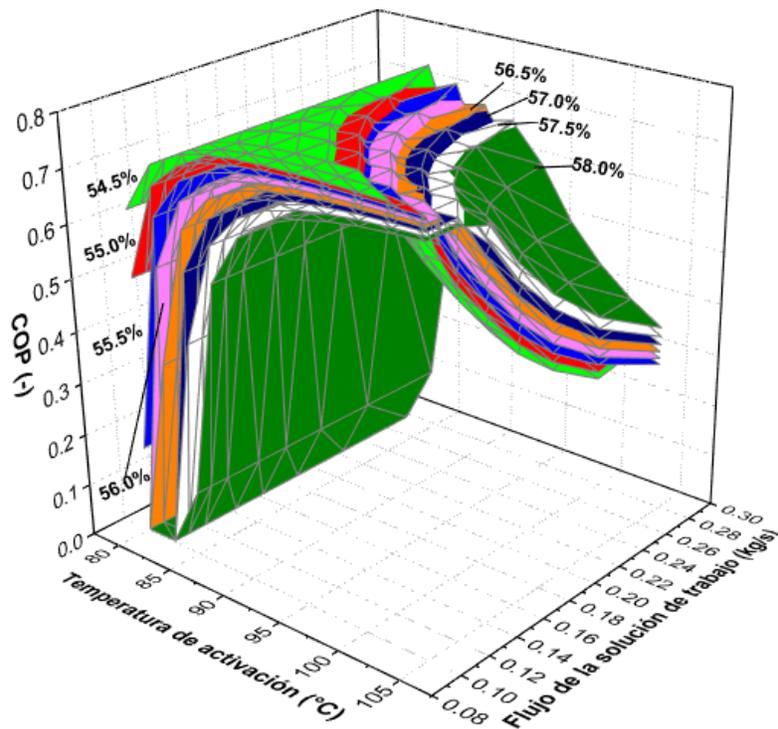


Figura 6. Interacción del COP con la temperatura de activación, flujo y concentración de la solución de trabajo. Palta= 7.8kPa y Pbaja=6.7kPa.

El COP del sistema tiene dependencia de la energía de activación, del flujo y de la concentración de la solución de trabajo (Figura 6). Entre mayor fue la temperatura de activación se produjo más vapor refrigerante en el generador implicando mayor capacidad de enfriamiento. Sin embargo, con temperaturas superiores a los 95°C el COP ya no se incrementó, independientemente del nivel de concentración de la solución. No obstante; si se incrementaba el flujo de la solución de trabajo, el COP disminuía en mayor proporción con bajas concentraciones (Figura 6), debido a que se desprendía una gran cantidad de refrigerante. Además, cuando llegó al evaporador, recibía todo el calor de la corriente del chiller sin alcanzar a hacer un cambio de fase total, por lo que no se aprovechaba todo el calor latente del refrigerante. Tomando en consideración que el agua de mar no alcanzaría temperaturas superiores a 29°C y buscando un COP adecuado durante varios intervalos de temperatura y flujo, se determinó utilizar una concentración del 56%. Se evaluó el rendimiento del SEDAT probando diferentes flujos de solución y temperatura de activación (Figura 7). Existieron varias combinaciones que permitían tener un buen rendimiento de operación. Se destaca que a bajos flujos solución se presentaron altos rendimientos con temperaturas de 87 a 105°C, sin embargo, a temperaturas superiores a los 100°C se trabajó en una condición muy cercana a la cristalización (Figura 8).

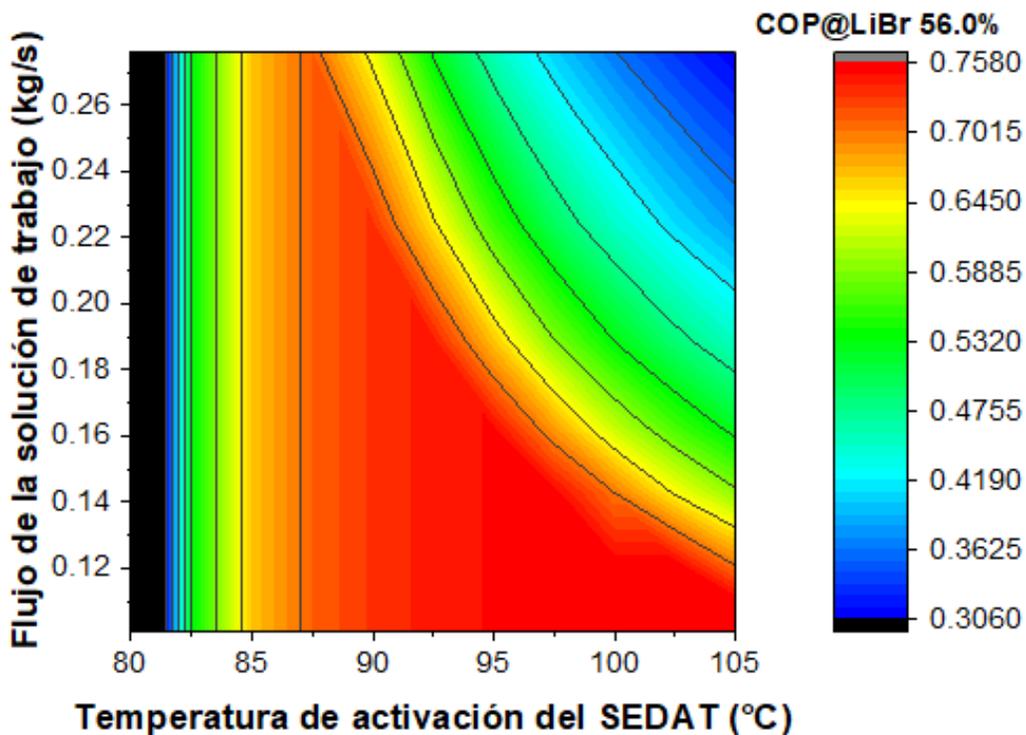


Figura 7. Posibilidades de flujo y temperatura para distintos COP con una solución de trabajo al 56% de LiBr. P_{alta}= 7.8kPa y P_{baja}=6.7kPa.

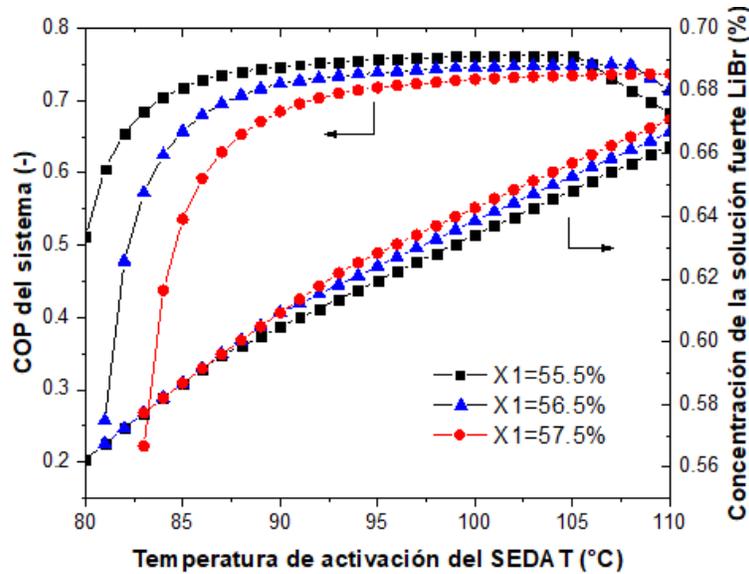


Figura 8. COP y concentración de la solución fuerte del sistema bajo diferentes temperaturas de activación. $m_1=0.143$, $m_{11}=1.661$ kg/s, $T_{13}=25^\circ\text{C}$, $m_{13}=2.4$ kg/s, $T_{17}=12^\circ\text{C}$, $m_{17}=1.111$ kg/s.

De los estudios anteriores se estableció que el flujo de solución debe ser de 0.143 kg/s con una concentración del 56%, ya que permitió tener buen rendimiento en un intervalo de operación de 85 a 95°C. También se determinó este flujo porque a 90°C de activación, el sistema presentaba 23 kW de enfriamiento, siendo la capacidad de diseño. Por otra parte, si se trabajaba con una temperatura de 100°C no se presentaba cristalización. En la Tabla 1 se presentan los parámetros.

Tabla 1. Parámetros de diseño del SEDAT.

Parámetro	Valor	Parámetro	Valor	Parámetro	Valor
P_{alta}	7.8 kPa	T_{21}	56 °C	ΔT_{eva} y ΔT_{abs}	2 °C
P_{baja}	6.7 kPa	T_{11}	90 °C	ΔT_{gen}	4 °C
Q_{EVA}	23 kW	T_{18}	7 °C	Concentración de LiBr	55 %
ΔT_{con}	2 °C	T_{13}	25 °C	Concentración de agua de mar	35,000 ppm
m_1	0.143 kg/s	m_{11}	1.611 kg/s	m_{17}	1.111 kg/s
T_3	64°C	m_{23}	m_{10}	m_{13}	2.400 kg/s

La capacidad de enfriamiento del sistema dependía de la temperatura del fluido caloportador proveniente del campo de colectores solares. Entre mayor fuera la temperatura de activación, se generaría más vapor refrigerante provocando que el intercambio de calor en los equipos GEN, CON, EVA, ABS y HX2 se incrementaría. Mientras que el equipo recuperador de calor HX1 no presentó cambios, la temperatura T_3 se manejó constante. Existe un límite entre la generación de vapor refrigerante con la capacidad de enfriamiento (Figura 9). A partir de los 100°C; el fluido refrigerante que ingresaba al evaporador, aproxima a la corriente 17 al límite establecido por el ΔT_{eva} , sin que se haya evaporado por completo, por lo que ya no se tendría más capacidad de

enfriamiento. Lo anterior tiene una repercusión crítica en el funcionamiento del sistema en dos aspectos importantes del control: a) la corriente 17 no debe permanecer estática en las tuberías, para evitar que se revienten las tuberías debido a la expansión del fluido a temperaturas de 0 a 4°C; y b) en el momento que se alcance la temperatura requerida en la corriente 18, se deberá bloquear la corriente de fluido caloportador al generador, para evitar la sobreproducción de vapor refrigerante. Con esto la producción de agua depende de la capacidad de enfriamiento del sistema (Figura 9).

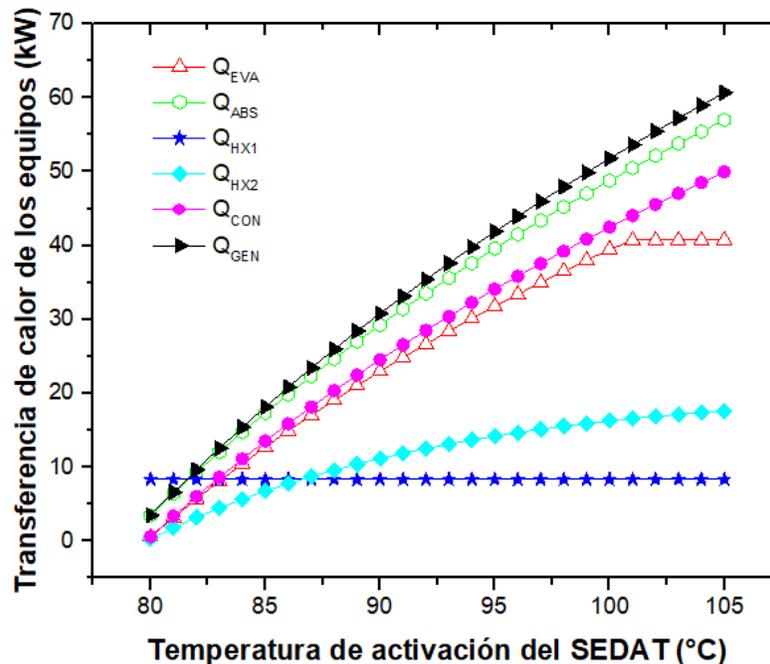


Figura 9. Transferencia de calor de los equipos intercambiadores del SEDAT bajo diferentes temperaturas de activación. $m_1=0.143$, $m_{11}=1.661$ kg/s, $T_{13}=25^\circ\text{C}$, $m_{13}=2.4$ kg/s, $T_{17}=12^\circ\text{C}$, $m_{17}=1.111$ kg/s.

Para mantener la estabilidad del sistema de enfriamiento y desalinización fue fundamental la igualdad entre el vapor producido en el subproceso de desalinización m_{23} con el vapor refrigerante m_{10} por lo siguiente: a) permitió abrir el ciclo de enfriamiento logrando desalinizar y producir frío, b) mantuvo las presiones de alta y baja del subproceso de enfriamiento y c) evitó problemas de cristalización de la solución de trabajo. La manera de asegurar esta condición en el flujo 23 fue tener un control en el equipo divisor de corrientes DIV manipulando el flujo de agua de mar 19 que entró al subproceso de desalinización. Dicho control trae como consecuencia que FR se mantenga constante ya que al requerirse más vapor, el DIV dejó pasar más agua de mar. Sin embargo, al mantenerse constante la presión a 1 kPa y la T_2 a 55°C, el porcentaje de agua cambió a fase de vapor y se mantuvo constante (Figura 10). La temperatura límite para el fluido caloportador es de 100°C por lo siguiente: a) a partir de esta temperatura el calor de enfriamiento se mantuvo constante haciendo que el COP disminuya (Figura 10) y b) la concentración de la solución fuerte se aproximó a la condición de cristalización de 67%. Las altas temperatura de activación provocaron mayor vapor refrigerante, por lo que el calor sensible y latente suministrado al agua de mar en el condensador desencadenó que el indicador R aumentara el 1.08% por °C (Figura 10). El agua producto incrementó y decreció en promedio su capacidad de diseño un 6.6

% y un 8.6% por cada °C que cambió la temperatura de activación. Al incrementar la temperatura de activación la corriente 19 presenta mayor temperatura lo que hizo que el R incrementara el 5.3 % del R nominal.

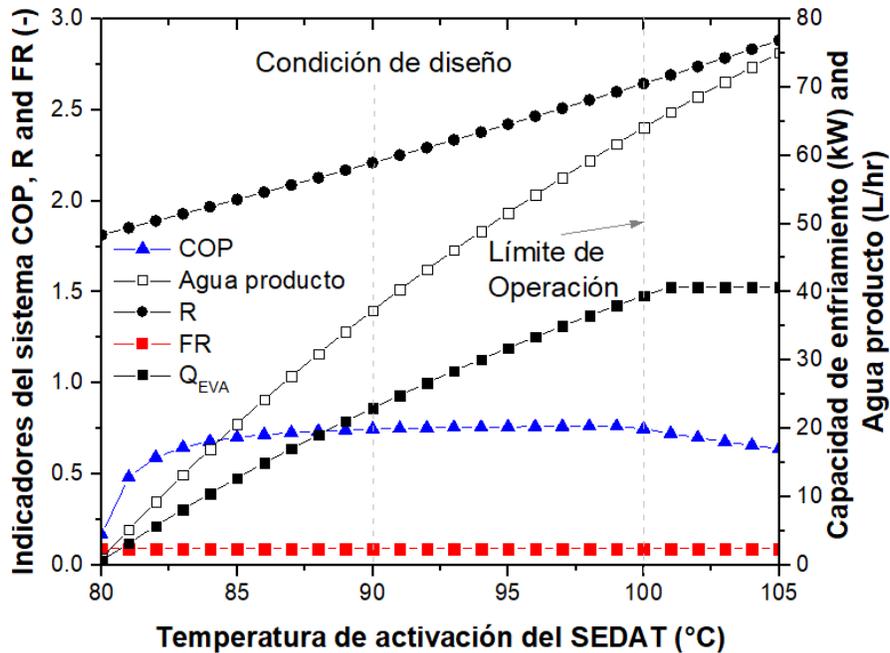


Figura 10.- Indicadores COP, R y FR del sistema de enfriamiento y desalinización por absorción LiBr/H₂O. $m_1=0.113$, $m_{11}=1.661$ kg/s, $T_{13}=25^\circ\text{C}$, $m_{13}=2.4$ kg/s, $T_{17}=12^\circ\text{C}$, $m_{17}=1.111$ kg/s.

Las perturbaciones del agua fría se evaluaron variando su temperatura de 5 a 20°C, bajo diferentes temperaturas de activación (Figura 11). En los tres casos, la capacidad de enfriamiento decrece debido a que el agua de chiller ya no es capaz de ceder calor al fluido refrigerante, ocasionando que la evaporación quede incompleta. En la mayoría de los sistemas de aire acondicionado se busca enfriar el agua de chiller hasta los 7°C. Cuando el sistema se activa a 90°C, se mantiene la capacidad de enfriamiento de diseño hasta los 9°C, logrando una operación más continua en la condición de diseño. Al haber convertido el sistema de absorción en un ciclo abierto, los equipos ABS, CON, HX1 y HX2 no se ven afectados directamente por las variaciones del agua de chiller.

La eficiencia de la máquina se evalúa mediante el cociente entre la energía del efecto deseado y la energía que se suministra al sistema. En este proceso se producen 23 kW de enfriamiento y, para llevar al agua de mar a las condiciones del punto 21 de la Figura 2, se generan precalentamientos en el absorbedor y en el condensador, de 30.44 kW y 24.581 kW, respectivamente. No obstante, estos procesos son necesarios para el enfriamiento y no para la desalación. El calentamiento principal de desalación (11.545 kW) se presenta en el intercambiador HX2 y es considerado como un efecto deseado ya que, si no existiera esta integración energética interna, se tendría que producir de manera convencional. Dicho esto, para el rendimiento de la máquina, se considera a los calores Q_{EVA} y Q_{HX2} como efectos deseados y se necesitan 34.56 kW para producir ambos efectos. Por consecuencia, el rendimiento de la máquina R_m mostrado en la Tabla 2 es de 1.08, con la capacidad de brindar 23 kW de enfriamiento y agua producto a una razón de 855.36 L/día.

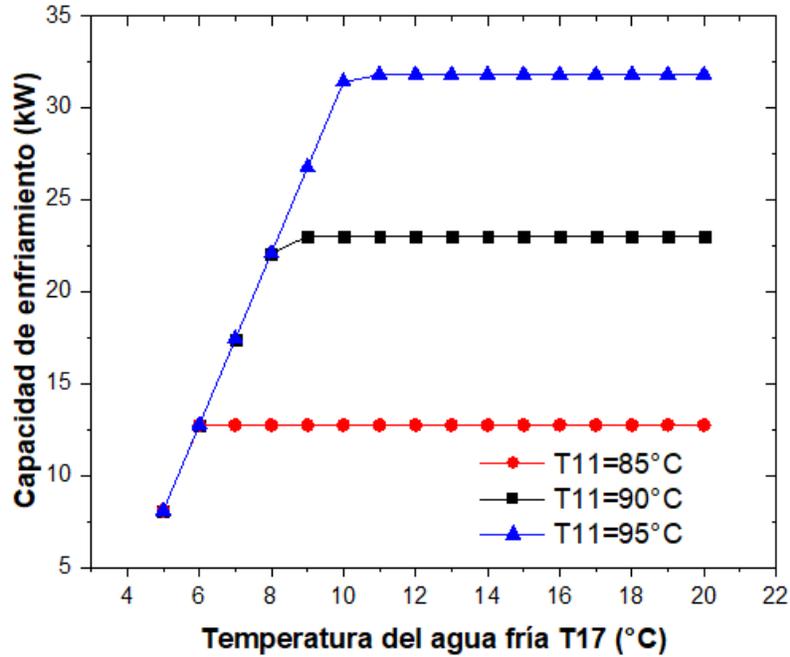


Figura 11.- Capacidad de enfriamiento bajo diferentes temperaturas de agua fría y temperatura de activación. $m_1=0.143$, $m_{11}=1.661$ kg/s, $m_{13}=2.4$ kg/s, $m_{17}=1.111$ kg/s, $T_{13}=25^\circ\text{C}$.

Tabla 2.- Evaluación energética del sistema de enfriamiento y desalación por absorción LiBr/H₂O.

COMPONENTES	GANANCIAS (kW)	PÉRDIDAS (kW)	INTEGRACIÓN ENERGÉTICA (kW)
Generador	31.358		
Condensador		24.589	
Absorbedor		29.844	
HX1			6.507
Evaporador	23.067		
HX2			9.485
B1	0.00116		
TOTAL	54.426	54.433	16
COP	0.736		Enfriamiento
$R_m = (Q_E + Q_{HX2}) / (Q_{GEN} + W_{B1})$	1.03		Rendimiento de la máquina
Agua producto	855.36 L/día		Producción diaria
FR	0.079		Coficiente de rendimiento
R	2.58		Relación de producción de agua

Como se presenta en la Tabla 2, el SEDAT termodinámicamente es posible y existen diversas maneras de lograrlo de manera física. En la figura 10, se presenta un esquema del diseño conceptual del SEDAT donde se utilizan una serie de intercambiadores de calor en espiral (GENERADOR y HX2), seguidos de una serie de intercambiadores compactos de placas, separadores ciclónicos y algunas tuberías de conexión.

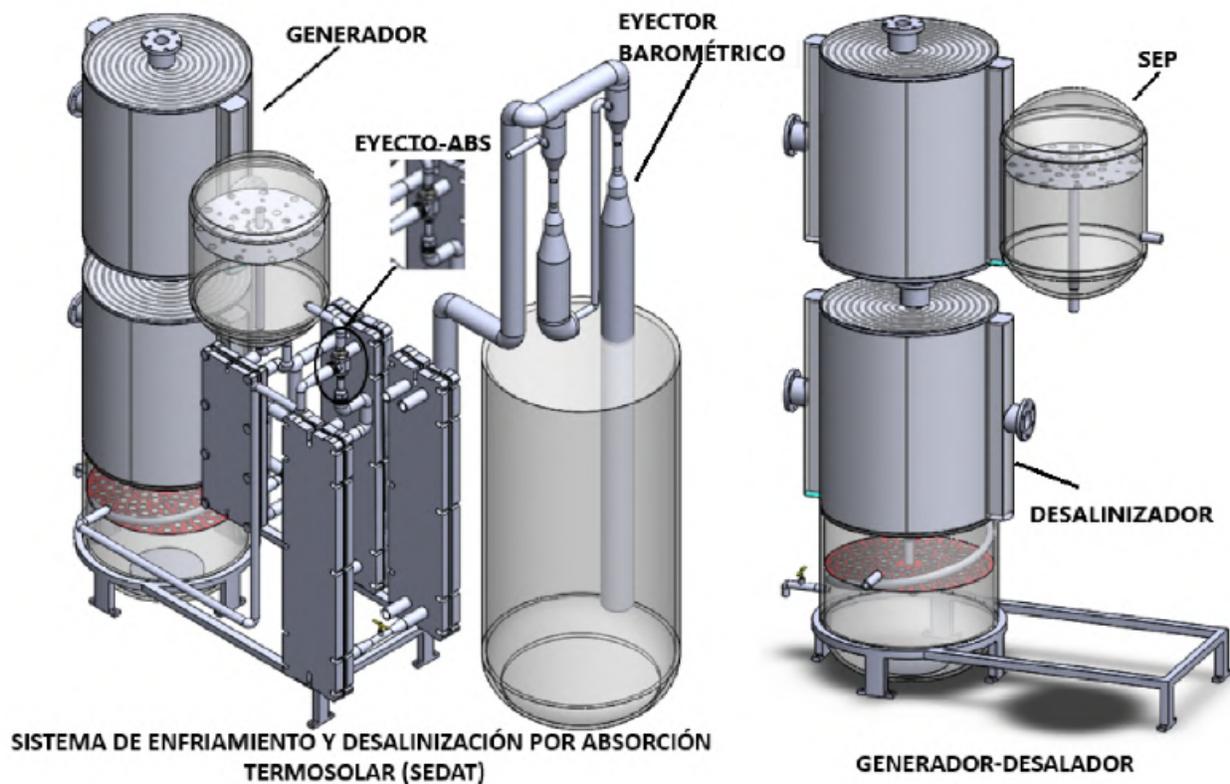


Figura 10.- Diseño conceptual del SEDAT. Imagen propia

2.4 Reflexiones finales

1. El presente caso de estudio mostró que es posible producir enfriamiento y desalinización de agua de mar de manera simultánea, abriendo el ciclo de enfriamiento al unirlo de manera directa con el proceso de desalinización por evaporación súbita. Por lo tanto, se presentan las siguientes reflexiones para una capacidad de diseño de 23 kW y producción de agua de 855.36 L/día:
2. El SEDAT puede operar en un intervalo de temperaturas entre los 85 a 95 °C. La temperatura de diseño es de 90°C. Por otra parte, la temperatura del agua de mar utilizada para el enfriamiento puede estar en un intervalo de 24 a 29°C en la entrada del equipo absorbedor.

3. Para evitar posible expansión de volumen de agua fría en las tuberías, el flujo de agua siempre debe fluir. Por otro lado, una válvula de tres vías para modular el flujo de activación es vital para regular la capacidad de enfriamiento del SEDAT y para evitar una sobreproducción de vapor refrigerante y congelamiento en las tuberías de agua fría.
4. La manera de lograr mantener los niveles de alta y baja presión del sistema es a través de un control en el equipo divisor de corrientes DIV, manipulando el flujo de agua de mar que entra al subproceso de desalinización. Este control se puede lograr, sensando flujo másico o conductividad eléctrica en el equipo absorbedor.
5. El sistema es capaz de satisfacer las necesidades de agua de una familia de hasta siete personas según la Organización Mundial de la Salud (OMS) (Howard & Bartram, 2003).
6. El sistema presenta un R_m de 1.03; un FR constante de 0.079; un R de 2.58 y un COP de diseño de 0.736, el cual decrece en promedio 2.61% por °C; cuando la temperatura de activación decrece de 90°C.
7. El SEDAT presenta mayor integración energética interna, al aprovechar el calor de absorción y condensación del subproceso de enfriamiento por absorción para calentar el agua de mar. Al utilizar el agua de mar para enfriar el absorbedor y el condensador, se elimina la torre de enfriamiento, reduciendo la inversión inicial y el costo de operación y mantenimiento, obteniéndose una máquina más compacta.
8. El agua producto incrementa y decrece en promedio su capacidad de diseño un 6.6 % y un 8.6% por cada °C que cambie la temperatura de activación. Al incrementar la temperatura de activación T_{11} la corriente 19 presenta mayor temperatura, lo que hace que el R incremente el 5.3 % del R nominal.

La tecnología presentada necesita ser evaluada bajo un estudio de sensibilidad para conseguir el máximo rendimiento y establecer los puntos límites de operación del sistema. Además, debe ser comparada con otros sistemas de desalación/enfriamiento con el fin de estimar adecuadamente su rentabilidad. Por otra parte, el SEDAT presenta bajo impacto ambiental debido a que se activa con energía solar térmica. Se presenta una configuración donde la salmuera es diluida antes de retornar al mar, utilizan fluidos de trabajo con nulo aporte al calentamiento global (GWP) y deterioro de la capa de ozono (ODP) y sin utilizar torre de enfriamiento, por lo que se evitan los productos químicos del tratamiento de agua.

El SEDAT es una tecnología que busca satisfacer los requerimientos de agua en comunidades costeras además de brindar confort térmico. Lo anterior trae como resultado el incremento en la calidad de vida de las personas que viven en este tipo de comunidades. También, al contar con el recurso hídrico, se activa la economía de estas comunidades. El SEDAT actualmente se encuentra en desarrollo en el CEENER y se estima que en el año 2025 se cuente con un sistema experimental en alguna comunidad costera, para evaluar su viabilidad técnica y rentabilidad. También se contempla su estudio experimental en zonas hoteleras, con la finalidad de operarlo bajo diferentes escenarios y evaluar su posibilidad de éxito comercial.

Referencias

- Abdulrahim, H. K., & Darwish, M. A. (2014). Thermal desalination and air conditioning using absorption cycle. *Desalination and Water Treatment*, 55(12), 3310–3329. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.939492>
- AHRI. (2000). AHRI Standard 560-2000 Standard for absorption water chilling and water heating packages. *Distribution*.
- Al-Karaghoul, A., & Kazmerski, L. L. (2013). Energy consumption and water production cost of conventional and renewable-energy-powered desalination processes. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 24, 343–356. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.12.064>
- Alarcón-Padilla, D.-C., & García-Rodríguez, L. (2007). Application of absorption heat pumps to multi-effect distillation: a case study of solar desalination. *Desalination*, 212(1), 294–302. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.10.014>
- Alarcón-Padilla, D.-C., García-Rodríguez, L., & Blanco-Gálvez, J. (2007). Assessment of an absorption heat pump coupled to a multi-effect distillation unit within AQUASOL project. *Desalination*, 212(1), 303–310. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.10.015>
- Alarcón P., D., Blanco, J., Malato, S., Maldonado, M. I., & Fernández, P. (2005). Design and setup of a hybrid solar seawater desalination system: The AQUASOL project. *CIEMAT-Plataforma Solar de Almería*.
- Alarcón P., D. C., Blanco Gálvez, J., García Rodríguez, L., Gernjak, W., & Malato Rodríguez, S. (2008). First experimental results of a new hybrid solar/gas multi-effect distillation system: the AQUASOL project. *Desalination*, 220(1), 619–625. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.05.027>
- Alelyani, S. M., Fette, N. W., Stechel, E. B., Doron, P., & Phelan, P. E. (2017). Techno-economic analysis of combined ammonia-water absorption refrigeration and desalination. *Energy Conversion and Management*, 143, 493–504. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2017.03.085>
- Aly, S. E. (1995). A study of a new thermal vapor compression/multi-effect stack (TVC/MES) low temperature distillation system. *Desalination*, 103(3), 257–263. [https://doi.org/10.1016/0011-9164\(95\)00078-X](https://doi.org/10.1016/0011-9164(95)00078-X)
- El-Nashar, A. M. (2001). The economic feasibility of small solar MED seawater desalination plants for remote arid areas. *Desalination*, 134(1), 173–186. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(01\)00124-2](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(01)00124-2)
- Gude, V. G., Nirmalakhandan, N., & Deng, S. (2010). Renewable and sustainable approaches for desalination. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14(9), 2641–2654. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2010.06.008>
- Hala Faisal, & Al-Fulaij. (2011). *Dynamic Modeling of Multi-stage Flash (MSF) Desalination Plant*. Department of Chemical. Retrieved from <http://discovery.ucl.ac.uk/1324506/1/1324506.pdf>.
- Howard, G., & Bartram, J. (2003). Domestic Water Quantity, Service Level and Health. *Programme Manager, Water Engineering and Development Centre*. Retrieved from

http://www.who.int/water_sanitation_health/diseases/WSH03.02.pdf?ua=1

- Li, H., Russell, N., Sharifi, V., & Swithenbank, J. (2011). Techno-economic feasibility of absorption heat pumps using wastewater as the heating source for desalination. *Desalination*, 281, 118–127. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.07.049>
- M, C., & Yadav, A. (2017). Water desalination system using solar heat: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 67, 1308–1330. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.08.058>
- Mammoli, A., Vorobieff, P., Barsun, H., Burnett, R., & Fisher, D. (2010). Energetic, economic and environmental performance of a solar-thermal-assisted HVAC system. *Energy and Buildings*, 42(9), 1524–1535. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2010.03.023>
- Mandani, F., Ettouney, H., & El-Dessouky, H. (2000). LiBr-H₂O absorption heat pump for single-effect evaporation desalination process. *Desalination*, 128(2), 161–176. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(00\)00031-X](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(00)00031-X)
- Milow, B., & Zarza, E. (1997). Advanced MED solar desalination plants. Configurations, costs, future — seven years of experience at the Plataforma Solar de Almeria (Spain). *Desalination*, 108(1), 51–58. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(97\)00008-8](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(97)00008-8)
- Negewo, B. D. (2012). *Renewable Energy Desalination: An Emerging Solution to Close the Water Gap in the Middle East and North Africa*. World Bank Publications. Retrieved from https://books.google.com.mx/books?id=_BGRmbhUsu4C
- Nicolás Velázquez Limón. (2002). *Estudio de sistemas de absorción avanzados para operar con gas natural asistidos por energía solar*. Centro de Investigación de energía, Facultad de Química.
- Ortiz, M., Barsun, H., He, H., Vorobieff, P., & Mammoli, A. (2010). Modeling of a solar-assisted HVAC system with thermal storage. *Energy and Buildings*, 42(4), 500–509. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2009.10.019>
- Rosiek, S., & Batlles, F. J. (2009). Integration of the solar thermal energy in the construction: Analysis of the solar-assisted air-conditioning system installed in CIESOL building. *Renewable Energy*, 34(6), 1423–1431. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2008.11.021>
- Sampathkumar, K., Arjunan, T. V., Pitchandi, P., & Senthilkumar, P. (2010). Active solar distillation--A detailed review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14(6), 1503–1526. Retrieved from <https://ideas.repec.org/a/eee/rensus/v14y2010i6p1503-1526.html>
- Shahzad, M. W., Burhan, M., Ang, L., & Ng, K. C. (2017). Energy-water-environment nexus underpinning future desalination sustainability. *Desalination*, 413, 52–64. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2017.03.009>
- Sharon, H., & Reddy, K. S. (2015). A review of solar energy driven desalination technologies. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 41, 1080–1118. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.09.002>
- Veera Ganeswar, G., & Nagamany, N. (2008). Combined desalination and solar-assisted air-conditioning system. *Energy Conversion and Management*, 49(11), 3326–3330. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2008.03.030>
- Veera Ganeswar, G., Nagamany, N., & Shuguang, D. (2011). Desalination using solar energy:

- Towards sustainability. *Energy*, 36(1), 78–85. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2010.11.008>
- Vinoth Kumar, K., & Kasturi Bai, R. (2008). Performance study on solar still with enhanced condensation. *Desalination*, 230(1), 51–61. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.11.015>
- Wang, Y., & Lior, N. (2011a). Proposal and analysis of a high-efficiency combined desalination and refrigeration system based on the LiBr–H₂O absorption cycle—Part 1: System configuration and mathematical model. *Energy Conversion and Management*, 52(1), 220–227. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2010.06.071>
- Wang, Y., & Lior, N. (2011b). Proposal and analysis of a high-efficiency combined desalination and refrigeration system based on the LiBr–H₂O absorption cycle—Part 2: Thermal performance analysis and discussions. *Energy Conversion and Management*, 52(1), 228–235. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2010.06.064>
- Zhai, X. Q., Qu, M., Li, Y., & Wang, R. Z. (2011). A review for research and new design options of solar absorption cooling systems. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(9), 4416–4423. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.06.016>
- Zheng, H. (2017). Chapter 7 - Solar Desalination System Combined With Conventional Technologies (pp. 537–622). Amsterdam: Elsevier. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780128054116000075>

**Parte II: Agua,
estrategias para la
sustentabilidad hídrica**

3 El reúso de agua residual tratada en la agricultura. Evaluación bacteriológica en trigo

Luz E. Salazar-Escalante¹, Alondra Pérez-Viloria², Jaime A. Reyes-López¹, Brisa Alvarez-Valdez¹

¹Universidad Autónoma de Baja California, Instituto de Ingeniería

²Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán

3.1 Introducción

El agua es un recurso abundante en el planeta, aunque, el elemento realmente escaso es el agua dulce, es decir, aquella que es imprescindible para el desarrollo de la vida terrestre (Cortés, s.f.). Este recurso natural es indispensable para la humanidad ya que es necesario para llevar a cabo la mayor parte de sus actividades (Hernández et al., 2014). Parecería que es un recurso siempre disponible, sin embargo, en la actualidad existen severos problemas de escasez de agua que puede deberse a una combinación de varias cuestiones: redes de distribución de agua ineficientes; no contar con planes de emergencia para enfrentar la disminución de la lluvia, ni con la infraestructura básica; tratamientos deficientes del agua residual; degradación de los recursos ambientales; y, el cambio climático, entre otros (Urbano et al., 2017).

La crisis por la disponibilidad del recurso hídrico aumenta cada vez más en algunas regiones del mundo, principalmente por la creciente demanda para uso agrícola, industrial y doméstico (Delgado et al., 2017). El uso primordial del agua a nivel mundial es en la agricultura (ONU, 2018; Boretti y Rosa, 2019) pues consume entre el 70% y, en algunos lugares, hasta el 90% de las derivaciones procedentes de ríos, lagos y acuíferos (FAO, 2012). Incluso, es bien sabido que en algunas zonas áridas, por la creciente necesidad de agua y para disminuir la demanda, se aplican aguas residuales a los cultivos (Balkhair, 2016).

Un punto a considerar es la calidad del agua, tanto en los diferentes sistemas de suministro como cuando nos referimos al agua residual tratada (ART). Larrea et al. (2013) comentan que ante la actual contaminación de los ecosistemas acuáticos, es necesario mantener un estricto control de la calidad sanitaria. Estos autores presentan una alternativa para el control confiable, económico y rápido de la calidad microbiológica del agua de consumo y de vertido, la que consiste en el uso de indicadores de contaminación fecal tales como los coliformes totales (CT), coliformes fecales (CF), *Escherichia coli* (*E. Coli*) y enterococos. También hacen referencia a que estas bacterias pueden ser utilizadas para valorar la calidad de los alimentos, sedimentos y aguas destinadas al consumo humano, la agricultura, la industria y la recreación.

Por otro lado, los cereales en grano se encuentran entre los alimentos básicos más importantes para la humanidad (Los et al., 2018). De entre estos, el trigo conforma un grupo de la familia de las

gramíneas que ha sido conocido desde la antigüedad y que actualmente se cultiva en todo el mundo para consumo humano y, en menor cantidad, para forrajes (Gómez et al., 2007; Salvay, 2016). En 2017, la producción mundial del trigo fue de alrededor de 771 millones de toneladas, según datos de la División de Estadística de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura FAOSTAT (2018), por sus siglas en inglés- (Lin y Wang, 2020). En México la producción se divide en dos tipos: el trigo duro o cristalino (*Triticum durum L.*) y el trigo harinero (*Triticum aestivum L.*). El primero se caracteriza por tener un tipo de grano muy duro con gluten fuerte y tenaz (no extensible), el que se usa en la industria para elaboración de pastas alimenticias (INIFAP, 2011). El segundo se emplea primordialmente en la producción de panes, productos de repostería y harinas (SAGARPA, 2016). Por lo tanto, del grano de trigo se obtienen diferentes tipos de harinas para elaborar una gran variedad de alimentos (Salvay, 2016). La industria molinera mexicana produce 3.5 millones de toneladas de harina, incluyendo sémola, de las cuales el 43% se utiliza en la producción nacional y el resto se exporta (Hernández., 2011). Por su parte, Baja California es uno de los productores agrícolas más destacado del país; en 2016 ocupó el segundo lugar nacional en cultivo de trigo, con una producción de 560,101 toneladas de grano y una superficie cultivada de poco más del 48%. El municipio de Mexicali contribuyó con el 95% de la producción estatal (SEFOA y OEIDRUS B.C., 2016).

En este capítulo se ilustra la importancia del reúso del ART en el sector agrícola y se presenta una alternativa de mitigación ante la baja disponibilidad de agua en zonas áridas y semiáridas. Para discutir este tema, se seleccionó al trigo como ejemplo de un cultivo de relevancia mundial, nacional y local y que, de acuerdo con casos documentados (Eglezos, 2010; Cardoso et al., 2019), es propenso a la contaminación microbiológica y puede llegar a afectar la salud de los consumidores debido a la presencia de bacterias. Se presenta un caso de estudio de trigo regado con ART, así como la metodología utilizada para el muestreo de agua, suelo y trigo (paja y grano); también se mencionan las técnicas de análisis de parámetros físicos, químicos y bacteriológicos y se incluyen los respectivos datos obtenidos. El análisis se lleva a cabo desde la perspectiva de los límites máximos permisibles (LMP) de microorganismos indicados en normas mexicanas, tanto en ART para reúso general en la agricultura como en productos de trigo.

3.2 Normatividad para el reúso del agua residual tratada en la agricultura y del trigo. Aspectos microbiológicos

Es bien sabido que el uso de ART en la agricultura produce mayores rendimientos en las cosechas y una disminución de costos en fertilizantes inorgánicos, debido a su valioso contenido de nutrientes y minerales traza (Bichai et al., 2012; Almukhtar et al., 2015). Sin embargo, el riego con esta agua puede derivar en efectos perjudiciales para la salud humana y del medio ambiente (Balkhair, 2016). Hay factores de riesgo con impactos a corto plazo, como los relacionados con el contenido de patógenos microbianos en los cultivos, mientras que, a largo plazo se han observado efectos relacionados con el aumento de la salinidad del suelo (OMS, 2005). Por esta razón, en 1973 la Organización Mundial de la Salud (OMS) estableció guías para la reutilización de ART para riego agrícola, las que actualizó en 1989 y 2006 (Soderberg, 2016). El cumplimiento de estas guías y regulaciones tiene como objetivo que el reúso de estas aguas sea seguro en sus diferentes aplicaciones (Metcalf y Eddy, 2003).

Para su uso en la agricultura, el ART debe cumplir con los LMP establecidos para proteger la calidad de los cultivos, del ambiente y de la salud pública, en especial con lo referente a la calidad microbiológica de dichos cultivos. En este sentido, las guías y regulaciones internacionales, así como las normas sobre la calidad del ART de algunos países como Israel, EE. UU. y México, generalmente se expresan como el número más probable (NMP) de bacterias CF (León, 1995). En México, la Norma Oficial Mexicanas NOM-001-SEMARNAT-1996 (SEMARNAT, 1997) establece los LMP de contaminantes en las descargas residuales en aguas y bienes nacionales. El LMP de CF en ART para reúso en la agricultura es de 1000 NMP/100 mL, en su promedio mensual, y de 2000 NMP/100 mL, en su promedio diario. Otras normas internacionales, como la de la Agencia de Protección al Ambiente (EPA) de EE. UU., establece un LMP de 200 NMP/100 mL de CF en ART para riego agrícola.

Las fuentes de contaminación microbiana del trigo se pueden encontrar a todo lo largo de la cadena de producción del cultivo, incluidas las etapas de precosecha, cosecha, transporte, almacenamiento y procesamiento (Los et al., 2018). Los microbios contaminantes pueden ser transportados por diferentes elementos como animales, aire, agua, polvo y equipos contaminados (Laca et al., 2006; Los et al., 2018). Además, las diferentes condiciones climáticas, como el nivel de precipitación y el nivel de humedad relativa, así como la microflora específica del campo, pueden influir en el tipo y la cantidad de carga microbiana en los granos (Sabillón et al., 2016; Magallanes y Simsek, 2020). Así, la contaminación microbiana en los granos de trigo constituye uno de los mayores problemas de seguridad alimentaria de la harina y sus productos (Chen et al., 2020).

Hasta el año 2018, la OMS había registrado brotes de enfermedades graves transmitidas por los alimentos en todos los continentes, a menudo amplificadas por la globalización del comercio. En la actualidad, hay más conciencia sobre la calidad microbiana del trigo debido a un mayor conocimiento sobre las enfermedades transmitidas por los alimentos y sobre los brotes asociados con la harina de trigo contaminada (Magallanes y Simsek, 2020). Primeramente, la harina es un producto agrícola crudo no estéril, es decir, no se somete a procesos para matar bacterias y otros patógenos, entre los cuales se ha identificado la *E. coli* (Crowe et al., 2017) que es un subgrupo de los CF. Brotes de *Salmonella* y *E. coli* se han reportado con frecuencia provenientes de harina de trigo, masa cruda y galletas (Rose et al., 2012; CDC, 2016, 2017; Lin y Wang, 2020). Se ha estimado que la *E. coli* que produce la toxina *Shiga* (STEC, por sus siglas en inglés) causa 265,000 infecciones por año solo en EE. UU. (Crowe et al., 2017), como se ejemplifica con los tres brotes de STEC que ocurrieron en EE. UU. y Canadá en 2016 y 2017, en los que los patógenos identificados se aislaron de la harina de trigo (Crowe et al., 2017; Morton et al., 2017).

La Norma Oficial Mexicana NOM-247-SSA1-2008 (SSA, 2009) indica las especificaciones que deben cumplir los cereales, harinas de cereales, sémolas o alimentos a base de éstos productos o sus mezclas. En particular, se señalan los LMP para (1) especificaciones físicas como la humedad y la materia extraña, como fragmentos de insectos, pelos de roedores y excretas; (2) las especificaciones microbiológicas (mesófilos, coliformes y mohos); y, (3) los contaminantes como las aflatoxinas, plomo y cadmio. Otra norma, la NOM-187-SSA1/SCFI-2002 (SSA1/SCFI-2003), tiene por objeto establecer las especificaciones sanitarias de la masa, tortillas, tostadas, harinas preparadas para su elaboración y de los establecimientos donde se procesan.

3.3 Caso de estudio: Evaluación bacteriológica de trigo producido en el valle de Mexicali

En el valle agrícola de Mexicali, desde el año 2010 dio inició el riego de parcelas agrícolas con ART proveniente de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “Las Arenitas” (PTAR-Las Arenitas), ubicada al sur de la ciudad de Mexicali, B.C. (ver Figura 1). Estas parcelas forman parte del módulo 12 del Distrito de Riego 014. Inicialmente, esta acción tenía el propósito de salvar la producción de trigo y otros cultivos debido a que el terremoto del 4 de abril de 2010 en Mexicali, B.C. destruyó parcialmente la red de canales de distribución de agua, lo cual impedía el riego en la forma tradicional. Gracias a este esfuerzo, se salvaron las cosechas y se obtuvieron ahorros en fertilizantes y en el agua del Río Colorado (ARC) asignada por convenio; además, se marcó el precedente del reúso del ART (J. Cortez, comunicación personal, 9 de febrero de 2018).

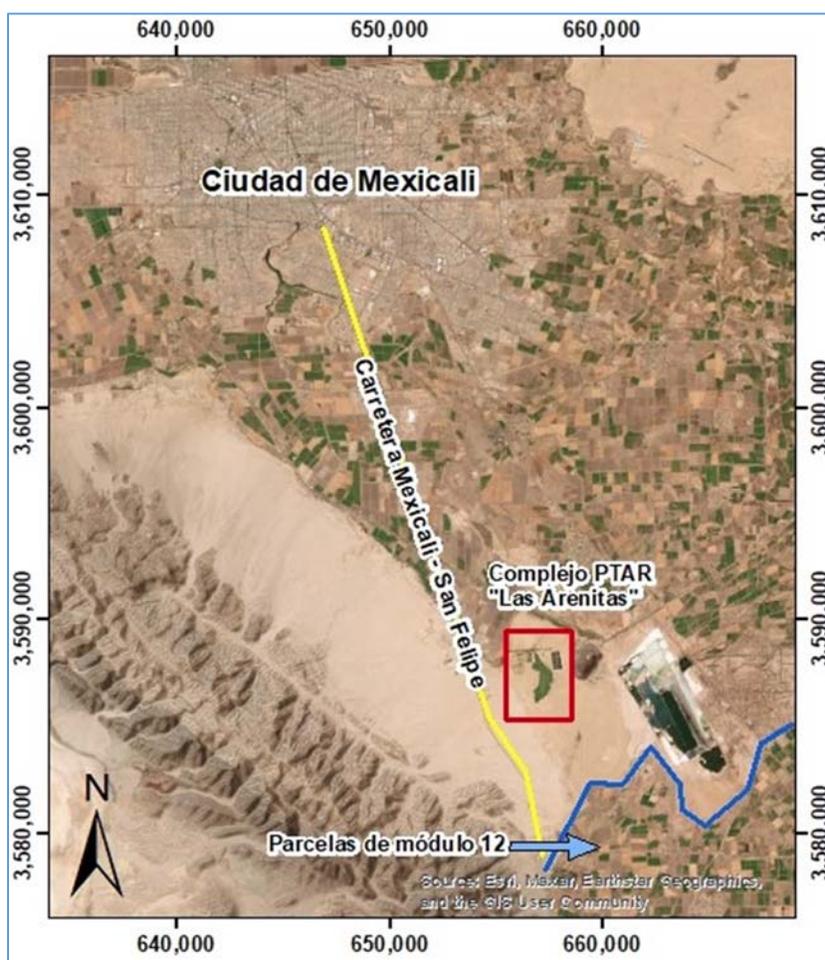


Figura 1. Ubicación de la PTAR Arenitas y parte de las parcelas del Ejido Nayarit del Módulo 12 del DR-014. Modificada de Google Earth.

El objetivo del caso de estudio consistió en conocer si el trigo para consumo humano y la paja de trigo que es utilizada como forraje presentan contaminación bacteriológica, o, si su concentración puede ser una fuente de infecciones para los animales de granja y provocar enfermedades en las personas (Hinton, 2000), a través de la cadena trófica. Para ello se evaluó la calidad bacteriológica del grano y la paja de trigo cosechados en el periodo agrícola 2018-1 a 2019-2, en una parcela

regada con ART (parcela 2), la que se compara con la paja de la parcela 35, que se riega con ARC y que sirve como referencia. Ambas parcelas del Ejido Nayarit pertenecen al módulo 12 Distrito de Riego 014, Valle de Mexicali, B.C. (Figura 2). Las coordenadas centrales UTM (Universal Transversal Mercator) son 659,925.29 E y 3,579,735.98 N para la parcela 2 y 660,702.69 E y 3,580,361.73 N para la parcela 35, ambas con 9 hectáreas de superficie.

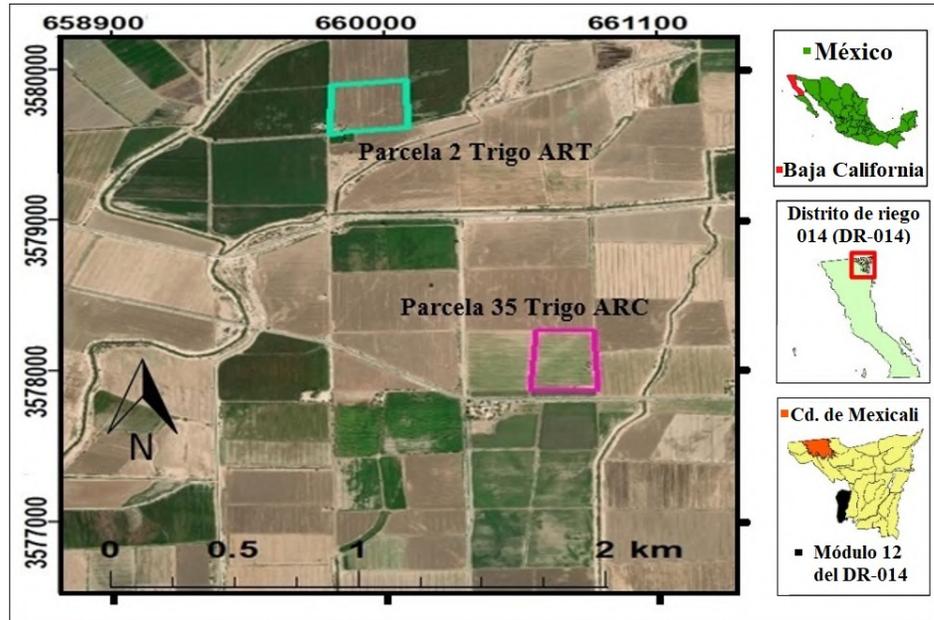


Figura 2. Ubicación de las parcelas de estudio, Ejido Nayarit, Módulo 12, DR-014. Mod. Google Earth.

3.3.1 Metodología

3.3.1.1 Muestreo de agua, suelo, grano y paja de trigo

Cabe resaltar que el estudio completo consistió en mediciones en campo y laboratorio de algunos parámetros físicos y químicos (además de los bacteriológicos) en muestras de agua y de suelo, las cuales se presentan de manera sucinta, solo como referencia. En la Tabla 1 se aprecia el plan de muestreo para agua, suelo y cultivo para la campaña agrícola 2018-2019, así como la normatividad vigente para este propósito. El muestreo de ART y ARC se realizó durante la aplicación de cada riego, mientras que la toma de muestras de suelo se efectuó al final (después de la cosecha) del ciclo agrícola del trigo, el cual suele iniciar, tentativamente, en septiembre y finaliza en mayo de cada año. Se recolectaron muestras de paja (del tallo) y de espiga para posteriormente, en el laboratorio, obtener el grano del trigo.

Tabla 1. Plan de muestreo y normatividad aplicada

	Sitio de muestreo	No. de muestras por tipo	Norma para muestreo
Agua (ART y ARC)	Canales de conducción	18	NMX-003-AA-1980 (SCFI, 1980)
Suelo	Parcelas regadas con ART y ARC	10	NOM-021-SEMARNAT-2000 (DOF, 2000) NOM-109-SSA1-1994 (SSA, 1994)
Trigo (espiga/paja)		10/10	NOM-109-SSA1-1994 (SSA, 1994)

En la Tabla 2 se enlistan los materiales y equipos necesarios para el muestreo, procedimientos (localización y señalamiento de puntos de muestreo de suelo y espiga) y mediciones *in situ* de parámetros fisicoquímicos en agua. La toma de muestras para los análisis bacteriológicos se realizó con materiales estériles y, para los análisis de parámetros físicos y químicos, con materiales no estériles.

Tabla 2. Materiales y equipo para muestreo y mediciones en campo

Materiales y Equipo	Agua	Muestreo		Trigo
		Suelo FQ	B	
Agua desionizada	√	√	√	√
Agua Potable	√	√	√	√
Banderines para señalización de puntos de muestreo		√	√	√
Bitácora	√	√	√	√
Bolsas estériles de polietileno con sello hermético con capacidad 0.5 L			√	
Bolsas estériles de polietileno con sello hermético con capacidad 3 L				√
Bolsas no estériles de polietileno con sello hermético con capacidad 3 L		√		
Cámara fotográfica	√	√	√	√
Cinta métrica		√	√	
GPS modelo eTrex Venture marca Garmin		√	√	√
Guantes estériles	√		√	√
Guantes no estériles		√		
Hielera y hielo	√	√	√	√
Mapa con la ubicación con puntos de muestreo		√	√	√
Marcador permanente	√	√	√	√
Marro		√		
Muestreador	√			
Palas de mano metálicas estériles			√	
Palas de mano metálicas no estériles		√		
Sonda multiparámetro YSI 556 MPS con electrodos de: Temperatura, pH, Conductividad eléctrica (CE) y (OD)	√			
Tijeras estériles				√
Vasos estériles de 100 mL	√			

FQ: Físicoquímicos B: Bacteriológicos

El muestreo de agua se realizó en los canales de riego de ART y ARC que se aprecian en las Figura 3. La Figura 3a corresponde a la parcela 2 y fue tomada desde la esquina Noroeste (NO), mirando al Sureste (SE); la Figura 3b corresponde a la parcela 35 y fue tomada desde la esquina Noreste (NE), mirando al Suroeste (SO) (ubicación en la Figura 2). En ambos canales se recolectaron muestras para análisis bacteriológico y medición de parámetros fisicoquímicos en cada uno de los cuatro riegos que suelen aplicarse para el cultivo de trigo. Para los primeros dos riegos, se tomaron 3 muestras por riego, con una diferencia de 20 minutos entre cada toma. Sin embargo, debido a la aplicación de fertilizante de cobertura (NH_3 de apoyo durante el crecimiento del cultivo) de 70 y 50 kg/ha para la parcela regada con ARC y ART, respectivamente, en los riegos restantes (3 y 4) se tomaron dos muestras de cada riego: una aguas arriba del punto de mezcla con el fertilizante (3 s/f y 4 s/f) y una aguas abajo con fertilizante (3c/f y 4 c/f), para identificar posibles efectos bacteriológicos en el agua. El muestreo, la preservación y el transporte de muestras de agua se llevaron a cabo siguiendo las indicaciones de la NMX-003-AA-1980 (SCFI, 1980).



Figura 3. Vista de agua de riego. a) Canal de ART para riego de la parcela 2, perspectiva NO-SE. b) Canal de ARC para riego de la parcela 35, perspectiva NE-SO.

En la Figura 4 se observan los puntos de muestreo de suelos y trigo seleccionados por parcela mediante el método de zig-zag (NOM-021-SEMARNAT-2000; SEMARNAT, 2001), así como

las direcciones de flujo del agua de riego. Las flechas gruesas indican el sentido del flujo del agua en los canales de riego mientras que las delgadas muestran el sentido de la entrada a la parcela.

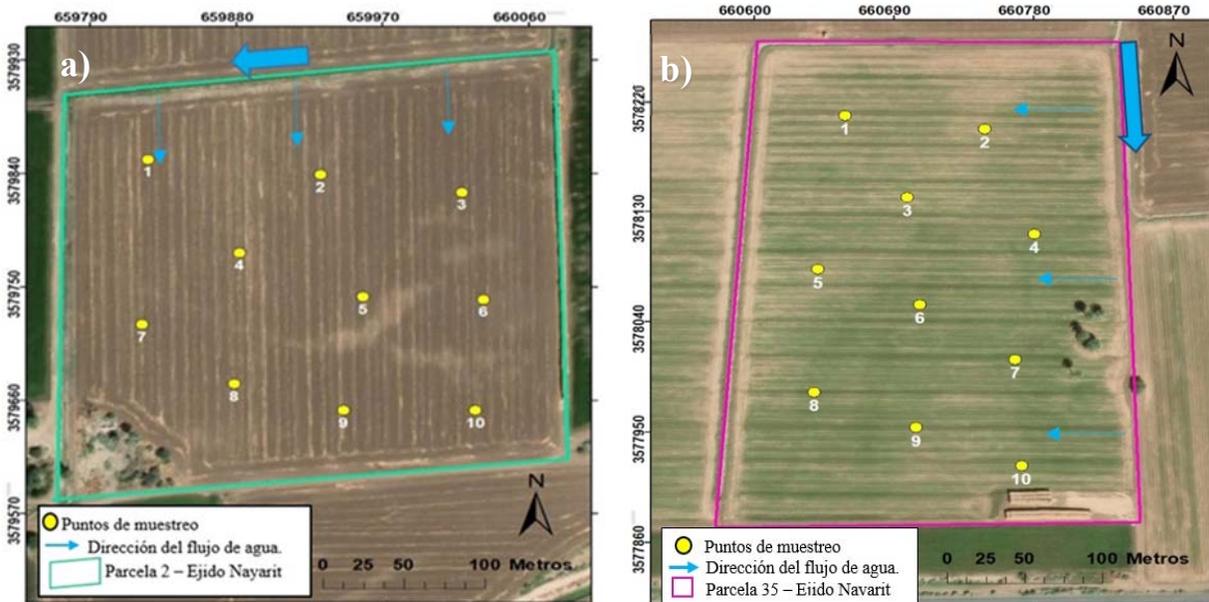


Figura 4. Ubicación de los puntos de muestreo de suelo y trigo. a) Parcela 2 regada con ART; b) Parcela 35 regada con ARC (Modificada de Google Earth).

Una vez que los puntos de muestreo se ubicaron con un GPS, se procedió a la toma de las muestras. Para el análisis bacteriológico se tomó suelo a una profundidad de 0-20 cm ya que en esa zona se localiza la mayor abundancia y actividad microbiana (Universidad Nacional de Córdoba, 2015), se utilizaron palas estériles y se colectaron entre 400 y 500 g en bolsas de plástico estériles. Para la determinación de parámetros fisicoquímicos, las muestras se tomaron ampliando el hoyo que ya se tenía hasta obtener aproximadamente 2.0 kg de suelo, el que se colectó en bolsas no estériles.

En la Figura 5 se observan los instrumentos e insumos que se utilizaron para la toma de muestras de suelo después de la cosecha del trigo, en este caso, pala, bolsa estéril, GPS y mapa con las coordenadas.



Figura 5. Insumos para el muestreo de suelo, después de la cosecha, en un punto de la parcela 2.

En la Figura 6 se observa el banderín rojo que marca el punto de muestreo de la espiga localizado con el GPS (6a), la toma de muestras de espiga (6b) y las muestras de paja de trigo que se tomaron en las hileras que dejó la trilladora a lo largo de la parcela, en la zona más cercana a las coordenadas del punto de muestreo de la espiga (6c). Se realizó de esta manera con el fin de incluir los posibles efectos del contacto directo de la paja con el suelo.



Figura 6. Muestreo. a) Ubicación de un punto de muestreo de espiga de trigo; b) muestreo de espiga; y c) muestreo de paja de trigo.

3.3.1.2 Parámetros fisicoquímicos en agua y suelo

Las mediciones *in situ* de los parámetros fisicoquímicos que se realizaron en cada muestreo de agua fueron temperatura, pH, conductividad eléctrica (CE) y oxígeno disuelto (OD). Para ello se utilizó una sonda multiparamétrica marca YSI directamente en los canales de riego, como se observa en la Figura 7.



Figura 7. Medición *in situ* de parámetros fisicoquímicos en agua.

Con la finalidad de entender el sistema agua-suelo-planta, también se analizaron algunos parámetros complementarios en muestras de suelo (Tabla 3). Éstos son importantes porque se sabe que la sobrevivencia de los microorganismos en el suelo depende de valores adecuados de temperatura, humedad, pH y textura, además de la competencia con los microorganismos presentes en el sitio (Abu-Ashour et al., 1994; Chu et al., 2003; Mawdsley et al., 1995; Lonigro et al., 2016).

Tabla 3. Parámetros, métodos y técnicas de análisis de muestras de suelo

Parámetro	Método de análisis	Técnica de análisis
Materia orgánica (MO)	Páez-Osuna et al.,(1983)	Calcinación
pH	(AS-02) NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEMARNAT, 2001)	Electrométrico
CE	Visconti y Paz (2010)	Electrométrico
% Humedad	(AS-06) NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEMARNAT, 2001)	Gravimetría
Textura	(AS-09) NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEMARNAT, 2001)	Bouyoucos

Para conocer y comparar la calidad nutricional de los granos cosechados, se realizaron pruebas de proteína con el equipo NIR DA-7250, un espectrofotómetro basado en el Infrarrojo Cercano, con arreglo de diodos y que toma datos simultáneamente en todas las longitudes de onda. En menos de 6 segundos arroja con exactitud el contenido de proteína y cenizas (Perkin Elmer, s.f).

3.3.1.3 Métodos de análisis bacteriológicos de muestras de agua, suelo y trigo

Para determinar los parámetros microbiológicos en agua, suelo y cultivo, se emplearon los métodos y técnicas de análisis que se mencionan en la Tabla 4. Se aclara que para la estimación de CT y CF en suelo por la técnica del NMP, y debido a que no hay una norma específica para ello, se utilizó el mismo método aplicable a muestras de alimentos y agua para consumo humano descrito en el Apéndice H Normativo de la NOM-210-SSA1-2014 (SSA, 2015). Para estimar los mesófilos aerobios en granos de trigo se utilizó la norma oficial mexicana NOM-092-SSA1-1994 (SSA, 1995), método usual en la cuenta de bacterias aerobias en placa, con la variante de que se usaron las placas 3M Petrifilm para el recuento rápido de aerobios. Para estimar los mesófilos aerobios, los granos de trigo se molieron hasta convertirlos en harina de trigo y la paja se cortó en trozos pequeños.

Tabla 4. Métodos y técnicas para el análisis de parámetros bacteriológico en agua (ARC y ART), suelo y trigo

Método de análisis	Técnica de análisis	Parámetro	Tipo de muestra			
			Agua	Suelo	Trigo (grano)	Trigo (paja)
NOM-092-SSA1-1994 (SSA, 1995)	Cuenta bacteriana en placa	Mesófilos aerobios			√	
NOM-210-SSA1-2014 (SSA, 2015)	NMP tubos múltiples	CT y CF		√	√	√
NMX-042-SCFI-2015 (SCFI, 2016)	NMP tubos múltiples	CT y CF	√			

En la Tabla 5 se presentan los equipos y materiales para la preparación de muestras y análisis bacteriológicos. Los materiales y medios de cultivo se esterilizaron mediante autoclave; la incubadora se conservó a $35\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0.5\text{ }^{\circ}\text{C}$ para la determinación de CT; el baño de circulación de agua se mantuvo a $44.5\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0.2\text{ }^{\circ}\text{C}$, para el análisis de CF en agua, y a $45 \pm 0.2\text{ }^{\circ}\text{C}$ para los análisis de CF en muestras de trigo y suelo. Los medios de cultivo utilizados fueron el CLT para prueba presuntiva de coliformes, el BLVB para confirmación de CT y el caldo EC para determinar los CF. En la misma tabla se incluyen las soluciones para desinfectar áreas y las herramientas y equipo para la obtención del grano de trigo de la espiga y el corte de la paja. Para comprobar las concentraciones de CF en muestras de agua por NMP es necesario realizar pruebas presuntivas y confirmativas como lo indica la NMX-042-SCFI-2015 (SCFI, 2016).

Tabla 5. Equipo, materiales y reactivos para la preparación de muestras y los análisis bacteriológicos

Equipo/Marca	Materiales	Reactivos
Autoclave/ Tuttnaver	Asas de inoculación	Bilis lactosa verde brillante (BLVB)
Agitador/ Corning	Cronómetro	Caldo EC
Balanza Analítica/ AND GR-200	Frascos de 60 mL	Caldo lauril triptosa (CLT)
Baño de circulación/ Thermo Scientific	Goteros	Cloruro de magnesio (MgCl_2)
Incubadora/ Thelco	Mechero	Fosfato monobásico de potasio (KH_2PO_4)
Licuadora/ Taurus	Pipetas de 10 mL	Soluciones buffer de pH
Molino/ Tekmar	Tubos Durham	Solución de fosfatos
Pipetor/ Pipetus	Tubos 15x150 mm	Solución de cloro al 20% (desinfectante)
Potenciómetro/ Thermo Scientific	Rejillas	Solución de alcohol al 70% (desinfectante)

3.3.2 Caracterización de aguas, suelos, grano y paja

3.3.2.1 Físicoquímica de agua y suelo

La Tabla 6 presenta los valores promedio de los parámetros físicoquímicos medidos en agua y suelo. Se observa que la temperatura promedio del ARC fue ligeramente menor que la del ART, lo que se puede atribuir al horario en que fueron tomadas las lecturas, al nivel del agua en el canal y/o a la naturaleza misma del ART. Los valores promedio de pH de ambas aguas de riego no presentaron variación notable; el pH del ART resultó dentro del rango permisible para reúso, entre las 5 y 10 unidades de pH indicadas en la NOM-001-SEMARNAT-1996 (SEMARNAT, 1997). Por otro lado, hay una considerable diferencia entre los promedios de CE en ART y ARC, siendo los de esta última aproximadamente el doble de los de la primera. Por lo general, las ART tienen una mayor concentración de iones mayoritarios y de sólidos disueltos que las aguas dulces (ARC), lo que se atribuye al contenido de detergentes y material de lavado y, en algunos casos, a los productos químicos utilizados para el tratamiento mismo (Toze, 2006; Qadir y Scott, 2010; Muyen et al., 2011; Becerra et al., 2015; Elgallal et al., 2016). El OD fue mayor en el ARC que en ART, lo que es entendible ya que éste es utilizado para la oxidación de la materia orgánica presente en el agua residual (Ramalho, 1990).

Los suelos muestran diferencias moderadas en sus promedios de pH, sin embargo, según la norma NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEMARNAT, 2001), el suelo regado con ARC y con pH promedio de 8.45 ± 0.07 se clasifica como medianamente alcalino, mientras que el suelo regado con ART, con un pH de 8.58 ± 0.01 , entra en el umbral de la clasificación de fuertemente alcalino. Pepper y Gentry (2015) indican que los suelos no perturbados suelen presentar valores de pH de 6 a 8, por lo que se determina que los suelos estudiados han sido ligeramente perturbados por el riego agrícola. En lo que respecta a la CE en suelo, la parcela regada con ARC presentó un valor promedio de $1463 \pm 213.7 \mu\text{S/cm}$ mientras que la regada con ART arrojó un promedio de $2322 \pm 269 \mu\text{S/cm}$, lo que, según la norma, clasifica a estos suelos como ligeramente salino y moderadamente salino, respectivamente. Dado que los tratamientos convencionales de agua residual no eliminan el exceso de sal y sodio (Bahri, 1998), usar ART para riego agrícola conduce a la acumulación de sales en el suelo, sobre todo en la capa superficial, como resultado de la evaporación (Elgallal et al., 2016). La misma NOM-021 indica que los cultivos responden a la salinidad, es decir, el incremento de sales puede afectar seriamente el rendimiento del cultivo. Por otro lado, el porcentaje de humedad en los suelos regados con los dos tipos de aguas (ARC y ART) fue prácticamente el mismo pues ambas parcelas contienen suelos con textura arcillosa. En cambio, la cantidad de MO del suelo regado con ART fue mayor que la de su contraparte ya que el ART suele contener material biológico en descomposición procedente de animales, plantas y microorganismos (Spence et al., 2011; Fuentes et al., 2015).

Tabla 6. Valores promedio de las mediciones realizadas en agua y suelo

Muestra	Agua de riego	T [°C]	pH	OD [mg/L]	CE [$\mu\text{S/cm}$]	Humedad [%]	MO [%]
Agua	ARC	19.16 ± 1.52	8.47 ± 0.39	7.82 ± 0.35	1240 ± 92.5	-	-
	ART	19.77 ± 2.47	8.42 ± 0.28	4.88 ± 0.44	2497 ± 41.6	-	-
Suelo	ARC	-	8.45 ± 0.07	-	1463 ± 213.7	8.61 ± 0.36	0.39 ± 0.03
	ART	-	8.58 ± 0.01	-	2322 ± 269.3	8.59 ± 0.68	1.54 ± 0.02

3.3.2.2 Datos Bacteriológicos

A. Concentración de coliformes totales y fecales en agua, suelo, grano y paja de trigo

En la Figura 8 se aprecian las concentraciones promedio de CT obtenidas en cada uno de los cuatro riegos del cultivo de trigo. Aunque en las normas mexicanas no existe un límite máximo permisible para la presencia de CT en agua, se hace la comparación entre ambos tipos de agua. Los promedios de CT en el agua de los cuatro riegos, excluyendo 3 s/f y 4 s/f, fueron de $316 \pm 45.4 \text{ NMP/100 mL}$, en ARC (Figura 8a), y de $9357 \pm 2005.4 \text{ NMP/100 mL}$, en ART (Figura 8b). Por su parte, en los riegos de ARC y ART con fertilizante (3 c/f y 4 c/f) los valores de CT fueron menores a los valores encontrados en las muestras sin fertilizante, lo cual puede deberse al efecto de dilución. Las concentraciones de CT y CF del primer riego resultaron mayores que las de los otros riegos, lo que puede deberse a que antes del primer riego los canales de riego son habilitados con maquinaria que remueven el sedimento del fondo.

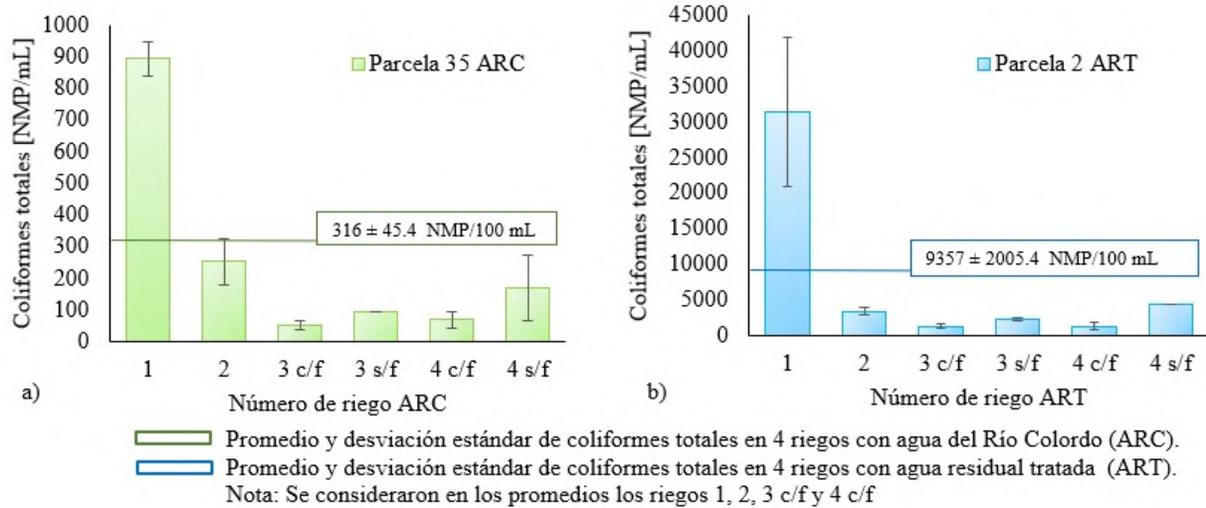


Figura 8. Concentración de coliformes totales en agua de riego. a) Agua del Río Colorado y b) Agua residual tratada.

Las concentraciones de CF para ambos tipos de agua de riego se presentan en la Figura 9. En el caso del ARC (Figura 9a), se observa que la concentración de CF, sólo en el primer riego, superó los 200 NMP/100 mL límite indicado por la EPA como LMP para riego agrícola. En lo que respecta al ART (Figura 9b), el primer riego superó el LMP de 2000 NMP/100 mL del promedio diario (PD), establecido en la NOM-001-SEMARNAT-1996 (SEMARNAT, 1997). También se aprecia en la Figura 9b que en los cuatro riegos del ART, los CF superaron el LMP de la EPA. En este caso, se puede decir que el ART se mantuvo dentro del LMP de la norma mexicana, excepto para el primer riego, aunque sobrepasa en todos los casos el LMP establecido por la EPA.

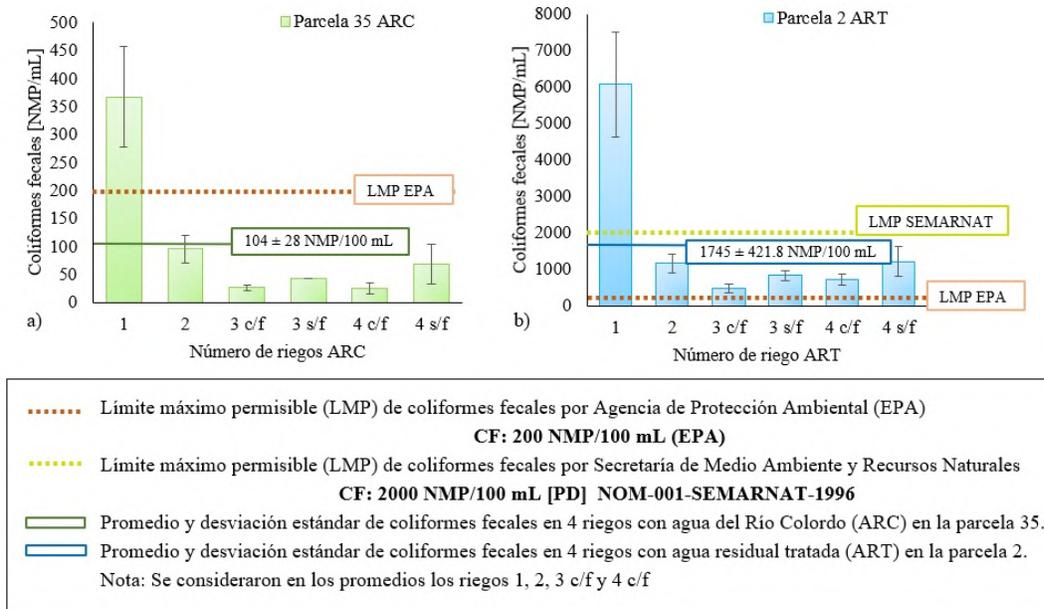


Figura 9. Concentración de coliformes fecales en agua de riego. a) Agua del Río Colorado; b) Agua residual tratada.

En la Figura 10 se muestran las concentraciones calculadas en base seca de CT (a) y los CF (b) de cada muestra de suelo. La concentración promedio de CT de las 10 muestras de suelo fue de 48.1 ± 6.8 NMP/g en suelo regado con ART, y de 15.57 ± 2.6 NMP/g para suelo regado con ARC (Figura 10a). La concentración promedio de CF en las muestras de suelo regado con ART fue de 27.2 ± 4.5 NMP/g, mayor a los CF en suelo regado con ARC de 7.42 ± 2.1 de NMP/g (Figura 10b). Estos resultados son esperados ya que el ART aplicada para el riego de la parcela 2 contiene una mayor concentración de CF que el ARC utilizada para el riego de la parcela 35.

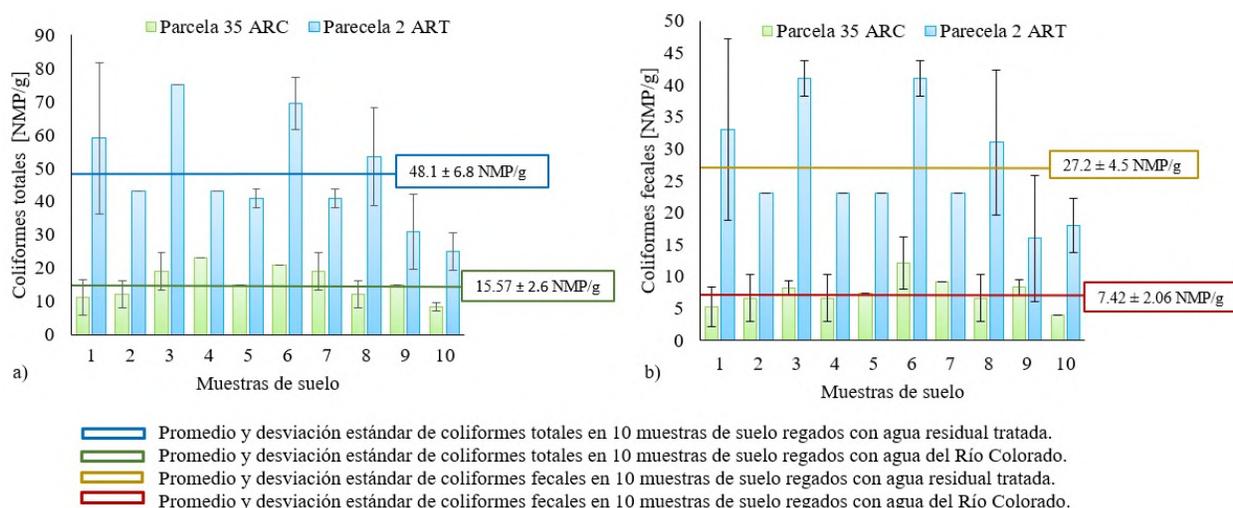


Figura 10. Concentración de coliformes en suelos medidos al final de la cosecha de trigo. a) Coliformes totales; b) Coliformes fecales.

Las concentraciones de CT y CF medidos directamente en los granos de trigo regado con ARC y ART no superaron a los 3 NMP/g, por lo que se establece que estos microorganismos no llegan a esas zonas de las plantas debido a que se encuentra cubierta por la espiga y por no tener contacto directo con el suelo. Jay et al. (2005) mencionan que la microbiota de los granos de cereales y leguminosas proviene del suelo y del ambiente en el que se almacenan, además de la adquirida durante el procesamiento.

En la Figura 11 se observan las concentraciones de CT y CF (concentraciones en base seca) en muestra de paja de trigo. Con respecto a CT, los valores para la paja regada con ART variaron entre 15 y 41 NMP/g, con un promedio de 25.1 ± 4.2 NMP/g (Figura 11a); en la paja regada con ARC, las concentraciones oscilaron entre 3.6 a 8.3 NMP/g con un promedio de 6 ± 0.9 NMP/g. Con estos resultados y dado que las unidades NMP/g y UFC/g son equivalentes, se puede aseverar que tanto los valores promedio de CT en paja regada con ART como los de la regada con ARC no rebasan el LMP de 10^2 UFC/g que marca la Fundación Española para el Desarrollo de la Nutrición Animal (FEDNA 2001). Este LMP se toma como referencia ya que no hay una norma mexicana de calidad microbiológica en alimento para ganado. Por otro lado, el promedio de CF de 10.2 ± 2 NMP/g en paja regada con ART fue mayor que el de la paja regada con ARC, con 4 ± 2 NMP/g (Figura 11b). Estos resultados indican que la contaminación por CT y CF en paja probablemente proviene del contacto directo con el agua de riego, pues el riego fue por inundación de las parcelas,

y/o por el contacto directo de la paja con el suelo de donde fueron tomadas las muestras (ver Figura 7c).

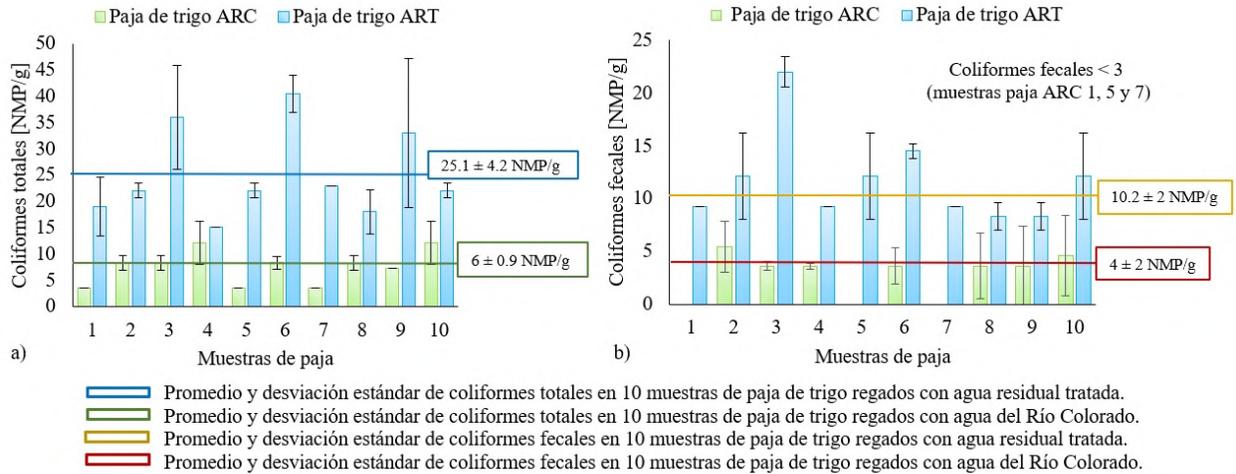


Figura 11. Concentración de coliformes en muestras de paja de trigo. a) Coliformes totales; b) Coliformes fecales.

B. Concentración de mesófilos aerobios y porcentaje de humedad en trigo

En la Tabla 7 se muestran los valores de humedad y de mesófilos aerobios en trigo, los que están relacionados debido a que la humedad es un parámetro de control importante pues, según Jay et al. (2005), si los granos de cereales como el trigo, el maíz y el centeno se almacenan adecuadamente, la baja *cantidad de agua* (parámetro conocido como *actividad del agua*) restringe el crecimiento microbiano. También, Aydin et al. (2009) encontraron que los niveles de humedad baja en trigo se pueden atribuir a la temperatura relativamente alta del ambiente. En el presente estudio, el contenido de humedad del trigo es aceptable ya que es menor a 15 %, el LMP de la NOM-247-SSA1-2008 (SSA, 2009), además de que durante el periodo de maduración del mismo, las temperaturas máximas fueron de 31 °C en abril y de 35 °C en mayo de 2019. En cuanto a los mesófilos aerobios, considerados como indicadores de calidad sanitaria (Silva, 2004), se observó que el trigo regado con ART tiene una calidad microbiológica aceptable, ya que se obtuvieron en un promedio de $23,250 \pm 1145$ UFC/g, muy por abajo del LMP de 500,000 UFC/g indicado en la NOM-247-SSA1-2008 (SSA, 2009) a partir de muestras de trigo molido como “harina de trigo integral”.

Tabla 7. Valores promedio de humedad y mesófilos aerobios en trigo (n=10).

Trigo molido (harina integral de trigo)	Humedad [%]	Mesófilos Aerobios [UFC/g]
Trigo ART	6.89 ± 0.61	$23,250 \pm 1145$
Trigo ARC	7.96 ± 0.66	$15,767 \pm 3,069$
LMP NOM-247-SSA1-2008 (SSA, 2009)	15	500,000

Aunque en las parcelas 2 y 35 se sembraron semillas de trigo del mismo tipo, en la misma fecha y con el mismo número de riegos, en los granos de trigo cosechados en el mismo día existen diferencias visuales de color y tamaño, como se pueden apreciar en la Figura 12. El trigo regado con ART (Figura 12a) tiene una tonalidad más uniforme, mientras que el grano regado con ARC (Figura 12b) presenta manchas de color claro, aunque éste último es de mayor tamaño, lo que se pudiera atribuir a que el trigo regado con ARC contiene mayor porcentaje de humedad (7.96%) que el trigo regado con ART (6.89 %). El menor contenido de humedad del trigo regado con ART puede ser resultado del riego mismo, acorde a Paudel et al. (2018), los que concluyeron que el riego a largo plazo con ART en suelos arcillosos puede traer efectos negativos, entre ellos una baja absorción de agua por parte de los cultivos. Las pruebas de proteína realizadas a los granos cosechados mostraron que el trigo regado con ART tiene un mayor contenido proteico, lo que indica una mejor calidad del producto y que, a su vez, se puede relacionar con el contenido de nutrientes en el ART. Sin embargo, aún falta analizar un mayor número de muestras y validar los resultados con el método Kjeldahl.



Figura 12. Trigo del ciclo agrícola 2018-2 a 2019-1: a) regado con ART y b) regado con ARC.

3.3.3 Aplicabilidad del agua residual tratada en el riego agrícola del valle de Mexicali

La comparación entre los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de las aguas y los suelos de parcelas regadas con aguas dulces (ARC) y tratadas (ART), en conjunto con las normativas disponibles, permitió determinar la aplicabilidad del ART en el riego agrícola de la región de Mexicali. Por un lado, la temperatura y el pH del ART resultaron aceptables para el reúso en la agricultura, a pesar de que un pH superior a 8 es indicativo de perturbación. En cambio, la CE del ART resultó en casi el doble de la medida en el ARC, lo que sugiere que, debido a la propia naturaleza del ART, no es recomendable aplicarla en el riego ya que aporta salinidad al suelo y, a la larga, puede afectar su calidad y la de los cultivos llegando a reducir la producción agrícola. Por otro lado, la calidad bacteriológica promedio del ART para los cuatro riegos, medida a partir de CF, CT y mesófilos aerobios, resultó aceptable a pesar de que en el primer riego la concentración

de CF superó el LMP, situación que debe atenderse. Es decir, el grano de trigo del ciclo agrícola 2018-2 a 2019-1 regado con ART fue considerado bacteriológicamente apto para el consumo humano, sin pasar por alto el aparente mayor contenido proteico de los granos obtenidos con este método de riego. Así mismo, la paja de trigo se consideró apta para el consumo del ganado ya que no rebasa el LMP que marca la norma española FEDNA. Finalmente, dado que estos resultados arrojan mensajes a favor y en contra del reúso del ART en la agricultura, lo más conveniente sería determinar una mezcla de ART y ARC que permita reducir los riesgos, como el aumento en la salinidad del suelo, y aprovechar los beneficios nutricionales y de disponibilidad del ART.

3.3.4 Acciones sugeridas para complementar la investigación

Para determinar la proveniencia de las altas concentraciones de CF del primer muestreo, se deben analizar muestras tomadas en un mismo día en el punto de descarga del ART, en este caso la PTAR Las Arenitas, y a la entrada de la parcela, cuando recién se remueven los sedimentos de los canales.

Es altamente recomendable verificar la presencia, o ausencia, de *Salmonella* y *E. coli* en la paja de trigo y de otros forrajes con la finalidad de determinar si son microbiológicamente aptos para el consumo de ganado, tal como lo sugiere la norma española FEDNA. También es conveniente realizar estudios sobre la calidad nutricional del trigo y de otros productos agrícolas para determinar si los nutrientes contenidos en el ART son aprovechados por las plantas y si existe una diferencia nutricional significativa entre los cultivos regados con ART y ARC. Este conocimiento sería de gran beneficio para los agricultores, los ganaderos y para la industria panificadora que compra el trigo producido en la localidad.

La continuidad en este tipo de estudios es indispensable si se busca controlar los potenciales aumentos críticos en los indicadores ambientales y, en su caso, tomar las medidas para la protección al medio ambiente y a los consumidores de productos agrícolas regados con ART.

3.4 Agradecimientos

Muchas gracias por su apoyo a la Coordinación de Posgrado e Investigación por los recursos otorgados en la 21a. Convocatoria Interna de Apoyo a Proyectos de Investigación, de la Universidad Autónoma de Baja California, al Sr. Juan Cortez y a los Maestros Jesús Antonio Jiménez Angulo, Ramsés Sánchez Rosas y Miguel Ángel Vega Cazares.

3.5 Comentarios finales

El uso del ART para el riego agrícola es una realidad en muchos lugares del mundo. A la vez que alivia la escasez hídrica, presenta beneficios para la agricultura y el medio ambiente, como la reducción de costos de producción, aumento en la productividad y la preservación de los recursos hídricos de ríos, lagos y acuíferos. Sin embargo, cuando el reúso se realiza con agua residual de calidad no controlada o dudosa (no tratada o con tratamiento inadecuado), se pueden esperar problemas en los suelos agrícolas, tales como la salinización de suelos y daños directos e indirectos a la salud de los consumidores, especialmente por el contenido de sustancias nocivas y microorganismos perjudiciales en los alimentos cultivados.

En un mundo en constante cambio, con crecientes demandas y una mayor conciencia de la interdependencia entre especies y ambiente, es imprescindible desarrollar propuestas que permitan aprovechar las bondades y minimizar los riesgos relacionados con el reúso de agua residual tratada en el riego agrícola, así como asegurar la protección de dichas especies y del medio en el que se desarrollan. Por lo tanto, para promover la confianza en el reúso de las aguas residuales en la agricultura se debe, entre otras acciones, garantizar la seguridad bacteriológica de los cultivos, lo que implica que se desarrollen y difundan metodologías de análisis e interpretación y que la normatividad se actualice de forma constante.

Referencias

- Abu-Ashour, J., Joy, D.M., Lee, H., Whiteley, H.R., & Zelin, S. (1994). Transport of microorganisms through soil. *Water, Air, and Soil Pollution*. 75, 141-157. Recuperado de <https://link.springer.com/article/10.1007/BF01100406>
- Almuktar, S.A.A.A.N., Scholz, M., Al-Isawi, & Sani, A. Recycling of domestic wastewater treated by vertical-flow wetlands for irrigating Chillies and Sweet Peppers. *Agricultural Water Management*, 149, 1-22. doi: 10.1016/j.agwat.2014.10.025
- Aydin, A., Paulsen, P., & Simulders, F.J. (2009). The physico-chemical and microbiological properties of wheat. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 33(5), 445–454. doi: 10.3906/tar-0901-20.
- Bahri, A. (1998). Fertilizing value and polluting load of reclaimed water in Tunisia. *Water Research*. 32(11), 3484-3489. doi: 10.1016/S0043-1354(98)00135-3
- Balkhair, K.S. (2016) Microbial contamination of vegetable crop and soil profile in arid regions under controlled application of domestic wastewater. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 23(1), S83-S92. doi: 10.1016/j.sjbs.2015.10.029
- Becerra-Castro, C., Lopes, A.R., Vaz-Moreira, I., Silva, E.F., Manaia, C.M., Nunes, O.C., (2015). Wastewater reuse in irrigation: a microbiological perspective on implications in soil fertility and human and environmental health. *Environ. Int.* 75, 117–135. doi: [10.1016/j.envint.2014.11.001](https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.11.001)
- Bichai, F., Polo-López, M.I., Fernández, P., (2012). Solar disinfection of wastewater to reduce contamination of lettuce crops by *Escherichia coli* in reclaimed water irrigation. *Water Research* 46(18), 6040–6050. doi: 10.1016/j.watres.2012.08.024
- Boretti, A. & Rosa, L. (2019). Reassessing the projections of the World Water Development Report. *npj Clean Water*. 2(15) doi: 10.1038/s41545-019-0039-9
- Cardoso RVC, Fernandes Â, Heleno SA, Rodrigues P, González-Paramás AM, Barros L, Ferreira ICFR. Physicochemical characterization and microbiology of wheat and rye flours. *Food Chem*. 2019 May 15; 280:123-129. doi: 10.1016/j.foodchem.2018.12.063. Epub 2018 Dec 19. PMID: 30642477.

- CDC (2016). Multistate Outbreak of Shiga toxin-producing *Escherichia coli* Infections Linked to Flour (Final Update). Recuperado en 10 de septiembre de 2022 en <https://www.cdc.gov/ecoli/2016/o121-06-16/index.html>
- CDC (2017). Notes from the Field: Multistate Outbreak of *Escherichia coli* O157:H7 Infections Linked to Dough Mix — United States, 2016. Recuperado el 10 de septiembre de 2022 en https://www.cdc.gov/mmwr/volumes/66/wr/mm6603a6.htm?s_cid=mm6603a6_w
- Chen, Y.-X., Guo, X.-N., Xing, J.-J., Sun, X.-H., & Zhu, K.-X. (2020) Efectos del templado del trigo con agua electrolizada ligeramente ácida sobre las características microbianas, biológicas y químicas de diferentes corrientes de harina. *LWT*, 118, art. No. 108790. doi: 10.1016/j.lwt.2019.108790
- Chu, Y., Jin, Y., Baumann, T. & Yates, M.V. (2003) Effect of soil properties on saturated and unsaturated virus transport through columns. *J. Environ. Qual.* 32(6), 2017-2025. doi: 10.2134/jeq2003.2017
- Cortés, J. (s.f). El Agua en el Mundo: Cooperación y Conflicto (S.F.). L'Observatory Solidaritat, Fundació Solidaritat, Universitat de Barcelona. Recuperado el día 25 de agosto de 2022 en <http://www.solidaritat.ub.edu/observatori/esp/itinerarios/agua/agua.htm#inici>
- Crowe, S.J., Bottichio, L., Shade, L.N., Whitney, B.M., Corral, N., Melius, B., Arends, K.D., Donovan, D., Stone, J., Allen, K., Rosner, J., Beal, J., Whitlock, L., Blackstock, A., Wetherington, J., Newberry, L.A., Schroeder, M.N., Wagner, D., Trees, E., Viazis, S., Wise, M.E., Neil, K.P., (2017). Shiga toxin-producing *E. coli* infections associated with flour. *The New England Journal of medicine.* 377, 2036–2043. doi: 10.1056/NEJMoa1615910.
- Delgado-García, S. & Trujillo-González, J., & Torres-Mora, M. (2017). Gestión del Agua en Comunidades Rurales; Caso de estudio Cuenca del Río Guayuriba, Meta-Colombia. *Luna Azul.* (45), 59-70. doi: 10.17151/luaz.2017.45.5
- Eglezos, S. (2010). Microbiological quality of wheat grain and flour from two mills in Queensland, Australia. *Journal of Food Protection*, 73, 1533–1536. doi: 10.4315/0362-028X-73.8.1533
- Elgallal, M., Fletcher, L. & Evans, B. (2016). Assessment of potential risks associated with chemicals in wastewater used for irrigation in arid and semiarid Zones: A review. *Agricultural Water Management.* 177, 419-431 doi: 10.1016/j.agwat.2016.08.027
- Facultad de ciencias agropecuarias Universidad nacional de Córdoba. (2015). Guía de actividades prácticas Microbiología agrícola, Recuperado el día 05 de mayo de 2023 en <http://agro.unc.edu.ar/~microbiologia/wp-content/uploads/2014/04/Guia-de-Trabajos-Practicos.pdf>
- FAOSTAT (2018). Production/yield quantities of wheat in nworld + (total). Recuperado en 2019 de <https://www.fao.org/faostat/zh/#data/QC/visualize>
- Fuentes, R.M., Ramos, J.A., Jiménez, M.C., & Esparza, M. (2015). Caracterización de la materia orgánica disuelta en agua subterránea del Valle de Toluca mediante espectrofotometría de fluorescencia 3D. *Internacional de contaminación ambiental*, 31(3), 253-264. Recuperado en

06 de diciembre de 2020, de
http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992015000300005&lng=es&tlng=es.

Fundación Española para el Desarrollo de la Nutrición Animal (2001). Alimentos Fibrosos Alfalfa deshidratada extra. Normas FEDNA de Control de Calidad de ingredientes para piensos. Recuperado en 28 de Agosto de 2022 en https://www.fundacionfedna.org/sites/default/files/5_Alimentos_fibrosos.pdf

Gómez, P. M., León, A. & Rosell, C. M. (2007). Trigo. En: León A E. & Rosell C.M. (Eds.) *De tales harinas, tales panes: granos, harinas y productos de panificación en Iberoamérica*, (17-72) Córdoba, Argentina; Hugo Báez Editor

Hernández-Acosta, E. (2011). Uso de aguas residuales en la agricultura. Estudio de caso; Distrito de riego 028, Tulancingo, Hidalgo, México. México: Universidad Autónoma Chapingo.

Hernández-Acosta, E., Quiñones-Aguilar, E.E., Cristóbal-Acevedo, D., & Rubiños-Panta, J.E., (2014). Calidad biológica de aguas residuales utilizadas para riego de cultivos forrajeros en Tulancingo, Hidalgo, México. *Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 20(1), 89-100. Recuperado de https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S2007-40182014000100009&script=sci_abstract

Hinton. M.H. (2000) Infections and intoxications associated with animal feed and forage which may present a hazard to human health. *The Veterinary Journal*, 159(2), 124-138. doi: 10.1053/tvjl.1999.0412

Instituto Nacional de Investigadores Forestales, Agrícolas y Pecuarias. (2011). Descripción de las Variedades de Trigo para el Valle de Mexicali, B.C. y Norte de Sonora. [Folleto] <https://docplayer.es/20303192-Descripcion-de-las-variedades-de-trigo-para-el-valle-de-mexicali-b-c-y-norte-de-sonora.html>

Jay, James M., Loessner, Martin J., Golden, David A. (2005). *Modern Food Microbiology*. 7ª ed. Springer, New York.

Laca, A., Mousia, Z., Díaz, M., Webb, C., & Pandiella, S. S. (2006). Distribution of microbial contamination within cereal grains. *Journal of Food Engineering*, 72(4), 332-338. doi: 10.1016/j.jfoodeng.2004.12.012

Larrea, J., Rojas, M., Romeu, B., Rojas, M., & Heydrich, M. (2013). Bacterias indicadoras de contaminación fecal en la evaluación de la calidad de las aguas: revisión de la literatura. *Revista CENIC. Ciencias Biológicas*, 44(3), 24-34. Recuperado a partir de <https://revista.cnic.cu/index.php/RevBiol/article/view/1014>

León Suematsu, G. (1995): Parámetro de calidad para el uso de aguas residuales. Guías de calidad de efluentes para la protección de la salud. México D.F. (México): Organización Panamericana de la Salud (OPS). <https://sswm.info/index.php/es/node/12018>

Lin, B., & Wang, S. (2020). Dielectric properties, heating rate, and heating uniformity of wheat flour with added bran associated with radio frequency treatments. *Innovative Food Science & Emerging Technologies*, 60, 102290. doi: 10.1016/j.ifset.2020.102290

- Lonigro, A., Rubino, P., Lacasella, V., & Montemurro, N. (2016) Faecal pollution on vegetables and soil drip irrigated with treated municipal wastewaters. *Agricultural Water Management*, 174, 66-73. Doi: 10.1016/j.agwat.2016.02.001
- Los, A., Ziuzina, D., & Bourke, P. (2018). Current and future technologies for microbiological decontamination of cereal grains. *Journal of Food Science*, 83(6), 1484–1493. doi: 10.1111/1750-3841.14181
- Magallanes, A. M. & Simsek S. (2020). Pathogens control on wheat and wheat flour: A review. *Cereal Chemistry*. Recuperado de doi:10.1002/cche.10345
- Mawdsley, J.L., Bardgett, R.D., Merry, R.J., Pain, B.F. & Theodorou, M.K. (1995). Pathogens in livestock waste, their potential for movement through soil and environmental pollution. *Appl. Soil Ecol.* 2(1), 1-15. doi: 10.1016/0929-1393(94)00039-A
- Metcalf y Eddy. (2003). *Waste engineering: treatment and reuse*. 4th ed. McGraw-Hill, Nueva York. 1819 p.
- Morton, V., Cheng, J.M., Sharma, D. & Kearney, A., (2017). An outbreak of Shiga toxin-producing *Escherichia coli* O121 infections associated with flour—Canada, 2016-2017. *Canada. Communicable disease report*. 43, 154–155. doi: 10.14745/ccdr.v43i78a03
- Muyen, Z., Moore, G.A. & Wrigley, R.J., (2011). Soil salinity and sodicity effects of wastewater irrigation in South East Australia. *Agricultural Water Manage.* 99(1), 33–41. doi: 10.1016/j.agwat.2011.07.021
- Oficina Estatal de Información para el Desarrollo Rural Sustentable, (2016). Participación Nacional por cultivo. Obtenido en abril de 2019 de http://www.oeidrus-bc.gob.mx/oeidrus_bca/participacion_nacional_por_cultivo.php OEIDRUS B.C
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (2012), El estado de los recursos de tierras y aguas del mundo para la alimentación y la agricultura. Mundi-Prensa. Obtenido de <https://www.fao.org/3/i1688s/i1688s.pdf>
- Organización Mundial de la Salud (2005). A regional overview of wastewater management and reuse in the Eastern Mediterranean Region. Recuperado de: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/116463>
- Páez-Osuna, F., Long-Lee, M. & Fernández-Pérez, H (1983) comparación de tres técnicas para analizar materia orgánica en sedimentos nota científica. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. Recuperado en septiembre de 2022 de <http://biblioweb.tic.unam.mx/cienciasdelmar/instituto/1984-1/articulo180.html>
- Paudel, I., Bar-Tal, A., Levy, G.J., Rotbart, N., Ephrath, J.E., & Cohen, S. (2018). Treated wastewater irrigation: Soil variables and grapefruit tree performance, *Agricultural Water Management*, 204, 126-137. doi: 10.1016/j.agwat.2018.04.006.
- Pepper, Ian L. y Gentry, Terry J. (2015). Chapter 4 - Earth Environments, Editor(s): Ian L. Pepper, Charles P. Gerba, Terry J. Gentry, *Environmental Microbiology (Third Edition)*, Academic

- Press, 2015, Pages 59-88, ISBN 9780123946263, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-394626-3.00004-1>.
- Perkin Elmer. (s.f). DA 7250 At-line NIR Instrument. PerkinElmer. Recuperado el día 30 de abril de 2023 de <https://www.perkinelmer.com/product/da-7250-at-line-nir-instrument-perdab>
- Qadir, M., & Scott, C.A., (2010). Non-pathogenic trade-offs of wastewater irrigation. En A. Drechsel, P., Scott, C.A., Raschid-sally, L., Redwood, M., Bahri, A. (Eds.), *Wastewater Irrigation and Health: Assessing and Mitigating Risk in Low Income Countries*. Earthscan, London.
- Ramalho, R. S. (1990). *Tratamiento de Aguas Residuales*. Faculty of Science and Engineering. Laval University. Quebec, Canadá. Editorial Reverté, S.A. p.92.
- Rose, D. J., Bianchini, A., Martinez, B., & Flores, R. A. (2012). Methods for reducing microbial contamination of wheat flour and effects on functionality. *Cereal Foods World*, 57(3), 104-109. doi: [10.1094/CFW-57-3-0104](https://doi.org/10.1094/CFW-57-3-0104)
- Sabillón, L., Stratton, J., Rose, D. J., Regassa, T. H., & Bianchini, A. (2016). Microbial load of hard red winter wheat produced at three growing environments across Nebraska, USA. *Journal of Food Protection*. 79(4), 646–654. doi: 10.4315/0362-028X.JFP-15-424
- Salvay L. M. (2016). Análisis de las etapas de transformación del trigo en S.A. Molino Fénix para disminuir la contaminación por DON. Área de Consolidación Gestión de la Producción de Agroalimentos, Facultad de Ciencias Agropecuarias.
- Secretaría de Agricultura Ganadería Desarrollo Rural y Pesca y Alimentación (2016). Planeación Agrícola Nacional 2017-2030. Trigo Grano Cristalino y Harinero. Recuperado en 10 de Septiembre de 2022 en Mexicano. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/256434/B_sico-Trigo_Cristalino_y_Harinero.pdf
- Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (1980) Aguas residuales. Muestreo NMX-AA-003-1980. <https://agua.org.mx/biblioteca/nmx-aa-003-1980-aguas-residuales-muestreo/#:~:text=Esta%20norma%20establece%20los%20lineamientos,de%20m%C3%A9todos%20de%20prueba%20correspondientes.>
- Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, (2016). Análisis de agua. Enumeración de organismos coliformes totales, organismos coliformes fecales (termotolerantes) y Escherichia coli – método del número más probable en tubos múltiples. Diario (NMX-AA-042-SCFI-2015). <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166147/nmx-aa-042-scfi-2015.pdf>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, (1997). Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales y bienes nacionales. (NOM-001-SEMARNAT-1996) <http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/3290/1/nom-001-semarnat-1996.pdf>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación

- de suelos, estudio, muestreo y análisis. (NOM-021-SEMARNAT-2000) Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Diario Oficial de la Federación DOF, 7 de diciembre de 2001.
- Secretaría de Salud (1994). Proyecto de norma oficial mexicana, bienes y servicios. Procedimiento para la toma, manejo y transporte de muestra de alimentos para su análisis microbiológico. (NOM-109-SSA1-1994) Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 4 de noviembre de 1994. Obtenida de <http://legismex.mty.itesm.mx/normas/ssa1/ssa1109p.pdf>
- Secretaría de Salud (1995). Método para la cuenta de bacterias aerobias en placa. (NOM-092-SSA1-1994) Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 12 de diciembre de 1995. Obtenida de https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4886029&fecha=12/12/1995#gsc.tab=0
- Secretaría de Salud (2015). Productos y servicios. Métodos de prueba microbiológicos. Determinación de microorganismos indicadores. Determinación de microorganismos patógenos. (NOM-210-SSA1-2014) Publicado en el Diario Oficial de la Federación el 26 de junio de 2015. Recuperado de https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5398468&fecha=26/06/2015#gsc.tab=0
- Secretaría de Salud / Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (2003). Productos y servicios. Masa, tortillas, tostadas y harinas preparadas para su elaboración y establecimientos donde se procesan. Especificaciones sanitarias. Información Comercial. Método de prueba. (NOM-187-SSA1/SCFI-2002) Publicado en el Diario Oficial de la Federación el 18 de agosto de 2003. Recuperada de https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=691995&fecha=18/08/2003#gsc.tab=0
- Secretaría de Salud. (2009). Productos y servicios. Cereales y sus productos. Cereales, harinas de cereales, sémolas o semolinas. Alimentos a base de: cereales, semillas comestibles, de harinas, sémolas o semolinas o sus mezclas. Productos de panificación. Disposiciones y especificaciones sanitarias y nutrimentales. Métodos de prueba. (NOM-247-SSA1-2008). Publicado en el Diario Oficial de la Federación el 27 de julio de 2009. Recuperado de https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5100356&fecha=27/07/2009#gsc.tab=0
- Shakir, E., Zahraw, Z, & Hameed, A, M.J (2017) Environmental and health risks associated with reuse of wastewater for irrigation. *Egyptian Journal of Petroleum*, 26(1), 95-102. doi: 10.1016/j.ejpe.2016.01.003
- Silva, J., Ramírez, L., Alfieri, A., Rivas, G. & Sánchez, M. (2004). Determinación de microorganismos indicadores de calidad sanitaria. Coliformes totales, coliformes fecales y aerobios mesófilos en agua potable envasada y distribuida en San Diego, estado Carabobo, Venezuela. *Revista de la Sociedad Venezolana de Microbiología*, volumen 24(1-2), paginas 46-49. Recuperado en 25 de noviembre de 2020, de http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1315-25562004000100008&lng=es&tlng=es.

- Soderbeg, C. A. (2016). Guías de EPA-2012 para la reutilización de aguas residuales para la agricultura: Perspectivas en Asuntos Ambientales, 5(1), 13-21. San Juan, Puerto Rico. Recuperado de <https://uagm.edu/es/v5-perspectivas>
- Spence, A., Simpson, A.J., McNally, D.J., Moran, B.W., Mc-Caul M.V., Hart, K., Paull, B. & Kelleher B.P. (2011). The degradation characteristics of microbial biomass in soil. *Geochimica et cosmochimica Acta*. 75(10), 2571-2581. doi: 10.1016/j.gca.2011.03.012
- Toze, S. (2006). Reuse of effluent water—benefits and risks. *Agricultural. Water Management*. 80(1-3), 147–159. doi: 10.1016/j.agwat.2005.07.010
- United Nations. (2018). World Water Development Report 2018. Recuperado en septiembre 5, 2022, de United Nations Sitio web: <https://www.unwater.org/publications/world-water-development-report-2018>
- Urbano, V. R., Mendonça, T. G., Bastos, R. G., & Souza, C. F. (2017). Effects of treated wastewater irrigation on soil properties and lettuce yield. *Agricultural water management*. 181, 108-115. doi: 10.1016/j.agwat.2016.12.001
- Visconti F. & de Paz J.M. (2010). Como conocer la salinidad del suelo mediante medidas de conductividad eléctrica. *Suelos*. Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias-IVIA (GV), Centro para el Desarrollo de la Agricultura Sostenible (CDAS). Moncada Valencia, España.

4 Los drenes agrícolas como proveedores de servicios ecosistémicos: Caso de estudio dren Plan de Ayala

Frida S. Cital-Morales¹, Jorge Ramírez-Hernández¹, J. Eliana Rodríguez-Burgueño¹, Ma. Elizabeth Ramírez-Barreto¹, Ernesto García-Arvizu^{1,2}

¹Universidad Autónoma de Baja California, Instituto de Ingeniería

²Comisión Estatal de Servicios Públicos de Mexicali

4.1 Introducción

La agricultura es el principal usuario de los recursos de agua dulce en el mundo; en promedio, utiliza el 70% de todos los suministros hídricos superficiales, los que son aplicados en la irrigación de 1,600 millones de hectáreas cultivadas (FAO, 2011). En México, la agricultura es una de las principales actividades económicas; aproximadamente el 25.2% de la superficie total del país está destinada a esta actividad, de la cual el 80% corresponde al tipo temporal y el 20% al de riego (SAGARPA, 2014). De este porcentaje de agua aplicada al riego, se estima que en México el 19% retorna como drenaje agrícola. Los tres Estados con mayor superficie agrícola sembrada son Tamaulipas, Sinaloa y Zacatecas (SIAP, 2016) abarcando un total de 2,951,245 ha cultivadas con agua de riego en México (CONAGUA, 2015). El Distrito de Riego 014 que abarca los valles de Mexicali y San Luis Río Colorado se ubica en quinto lugar de todo el país en superficie cultivada (CONAGUA, 2015) solo después de Río Fuerte, Río Yaqui, Culiacan-Humaya y Bajo Río Bravo.

Las superficies irrigadas requieren de un sistema de drenaje agrícola cuyas funciones principales son: captar el agua que se drena de las parcelas, mantener el nivel freático por debajo del sistema radicular de los cultivos y remover las sales y los remanentes agroquímicos presentes en el suelo para mantener sus concentraciones en los niveles deseables para cada cultivo (Ritzema, 1994). Los drenes agrícolas también pueden funcionar como receptores de los efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales tratadas y no tratadas, lo que provoca un aumento en la carga orgánica y biológica en dichos cuerpos de agua (Moeder et al., 2017).

La dinámica de los flujos hidrológicos en los drenes agrícolas depende fundamentalmente de la aplicación del riego en la superficie cultivada (Ritzema, 1994). En los drenes, la variabilidad en los flujos permite el establecimiento de vegetación emergente, acuática y terrestre, con alta tolerancia a la salinidad. A su vez, la vegetación es una componente fundamental en la hidrodinámica del dren debido a que modifica el perfil de velocidad y aumenta la resistencia al flujo, además de disminuir el potencial de descarga (Kadlec y Wallace, 2009). Por esta razón, una práctica común entre los agricultores es la eliminación de la vegetación, mediante dragado y/o quemado, sin embargo, hay estudios que demuestran que la vegetación genera efectos positivos en materia de calidad de agua y hábitat (Davies et al., 2008; Herzon y Helenius, 2008; Marja y Herzon, 2012; Verdonschot y Verdonschot, 2011).

Ante dichas prácticas de gestión y manejo de los drenes agrícolas, en algunos países Europeos, los Estados Unidos y China se han realizado estudios en los que se demuestra que los drenes agrícolas tienen la capacidad de proveer servicios ambientales tales como la remoción de nutrientes y pesticidas, la conservación de la biodiversidad y la provisión de hábitat y refugio, así como el control de la erosión (e.g., Dollinger et al., 2015; Groenfeldt, 2006; Verdonschet, 2011). Luego entonces, dada la relevancia de dichos servicios para la salud ambiental, resulta fundamental la identificación de aquellos brindados por los drenes agrícolas en un país como México, cuya agenda ambiental vigente prioriza, entre otros, los esfuerzos de gestión en favor del medioambiente. Por lo tanto, en este capítulo se analizan algunos de los servicios que provee el dren agrícola Plan de Ayala (DAPA), ubicado en uno Distritos de Riego agrícola más importantes de las zonas semiáridas del noroeste de México, el Valle de Mexicali, Baja California.

4.1.1 Servicios ecosistémicos

En el contexto histórico, el término Servicio Ecosistémico (SE) surge a partir del movimiento ambientalista de la década de los 60, época en la cual se hace evidente el deterioro ambiental. En ese entonces fue clara la necesidad de encontrar alternativas de conservación de los ecosistemas y de mitigación de los impactos negativos en la capacidad del planeta para mantenerse y producir bienes suficientes para las poblaciones humanas. Sin embargo, es hasta el año 1997 cuando Gretchen Daily, en el libro *Servicios de la Naturaleza*, los define por primera vez:

“Los servicios ecosistémicos son las condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas, y las especies que los componen, sostienen y satisfacen la vida humana. Mantienen la biodiversidad y la producción de bienes del ecosistema, tales como mariscos, forrajes, madera, combustibles de biomasa, fibras y muchos productos farmacéuticos, productos industriales y sus precursores... (Daily, 1997, pp.3)”

Un año más tarde, 1998, Costanza et al. (1998) hacen la primera valoración económica de los SE del planeta y su capital natural. En dicho estudio se estimó en 33 billones de dólares (33×10^{12}) el valor global promedio de los SE. Por tratarse de la primera valoración económica, en el marco de los SE este trabajo es el más citado, sin embargo, también es uno de los más controversiales debido a los métodos utilizados para hacer dicha valoración. Posteriormente, en el año 2001 la Organización de las Naciones Unidas convocó a un grupo de científicos para formar el Programa de la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MA, por sus siglas en Inglés), cuyos objetivos fueron, (1) evaluar las consecuencias de los cambios en los ecosistemas para el bienestar humano y, (2) crear las bases científicas de las acciones de mejora para la conservación y el uso sostenible de los ecosistemas y su contribución al bienestar humano (Reid et al., 2005).

Es preciso puntualizar que desde su concepción, el enfoque de los SE ha sido antropocéntrico, no por el hecho de que el ecosistema no se considere, sino porque las acciones y actividades de los seres humanos tienen impactos en los ecosistemas y, a su vez, dependen del funcionamiento del mismo, así como de la conservación de la biodiversidad (Balvanera y Cotler, 2007). Aún mas, el marco conceptual de los SE vincula las funciones de la biodiversidad (ecosistema) con las comunidades (socioecosistema) y juzga los beneficios obtenidos en función del valor del bienestar humano (Figura 1). Entonces, por concepto, los SE generan beneficios que tienen valor para los

humanos. La valorización de dichos beneficios es utilizada por las instituciones y las partes interesadas para generar las políticas necesarias y crear las vías de cambio que respondan a condiciones específicas, como se representa en la Figura 1 (Balvanera y Cotler, 2007).

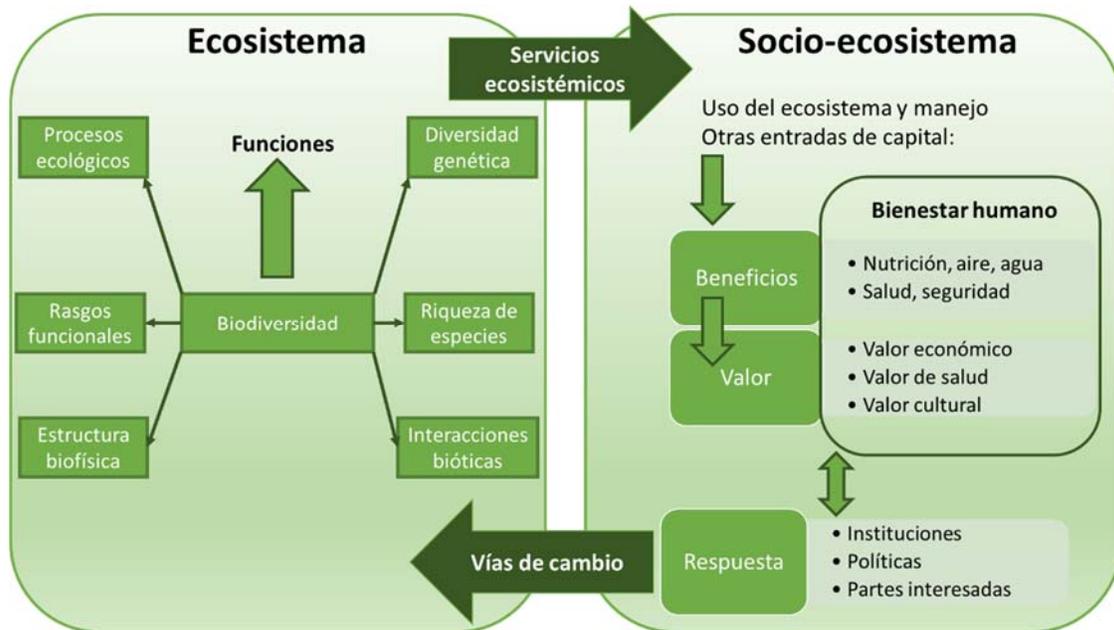


Figura 1. Marco conceptual y modelo de evaluación de los Servicios Ecosistémicos. Modificado de BISE (2018)

Por otro lado, la MA creó un marco conceptual cuyas definiciones serán utilizadas en este capítulo. En primer lugar, tenemos al ecosistema, es decir, el complejo dinámico de comunidades de plantas, animales, microorganismos y el medio ambiente inorgánico que interactúan como unidad funcional; los seres humanos son parte de los ecosistemas. En cambio, los SE son aquellas funciones o procesos ecológicos que directa e indirectamente contribuyen al bienestar humano y se clasifican como servicios de aprovisionamiento, regulación, culturales y de soporte, tal como se muestra en la Figura 2 (Reid et al., 2005).



Figura 2. Clasificación y definición de los Servicios Ecosistémicos (Reid et al., 2005)

Como suma a estos esfuerzos, en México, un grupo de investigadores y el gobierno mexicano publicaron un documento sobre el conocimiento, evaluación y perspectivas de sustentabilidad del Capital Natural de México en el año 2009 (Balvanera et al., 2009). En este documento, se dedica

un apartado a la oferta temporal y espacial de los SE en México, en el cual se enfatiza que el desarrollo de la humanidad depende totalmente de los ecosistemas, tanto naturales como antropizados (modificados por el hombre), y de los SE que nos brindan, y que, a pesar de ello, hasta ahora no hemos sabido valorarlos (Balvanera y Cotler, 2007).

En el caso particular de los drenes agrícolas, éstos poseen características tales como períodos intermitentes de escurrimientos, superficie de agua libre y vegetación emergente que favorecen su capacidad de proveer SE (Dollinger et al., 2015; Herzon y Helenius, 2008; Reid et al., 2005). Esta provisión es resultado de la combinación de diversos procesos biológicos, químicos y físicos, estos últimos gobernados principalmente por componentes hidrológicos (Dollinger et al., 2015). Las principales funciones de los drenes que a su vez derivan en la provisión de SE son: (1) control de inundaciones, (2) prevención de la erosión del suelo, (3) recarga de agua subterránea, (4) regulación del agua de retorno agrícola, (5) retención de nutrientes, sedimentos y pesticidas, (6) purificación del agua y, (7) conservación de la biodiversidad (Dollinger et al., 2015; Herzon y Helenius, 2008). Algunos de ellos se ejemplifican en la Figura 3.

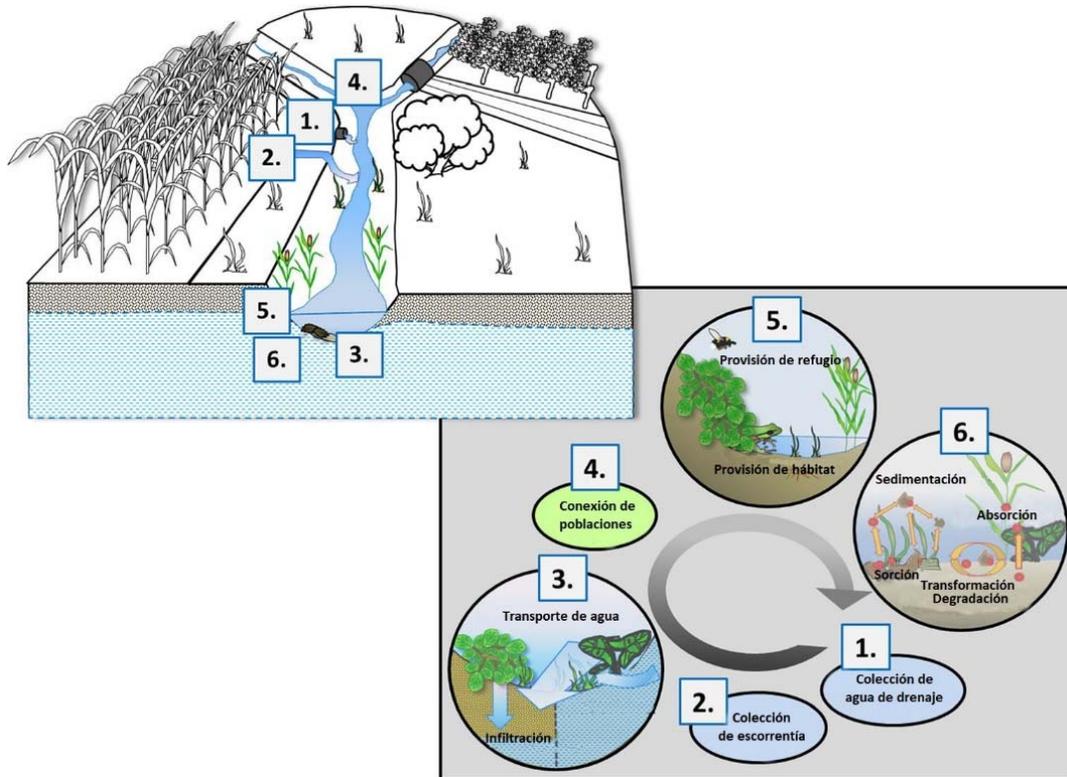


Figura 3. Procesos que ocurren en los drenes agrícolas. Modificado de Dollinger et al. (2015).

4.2 Visión global de los drenes agrícolas de acuerdo con los servicios ecosistémicos que proveen

Hasta hace algunos años, la percepción de los drenes agrícolas en un contexto global era predominantemente negativa debido a que se visualizaban desde un entorno exclusivamente

agrícola. Éstos representan una infraestructura artificial, sin embargo, también han reemplazado a los sistemas naturales de drenaje (Cooper, Moore, Bennett, Smith, y Farris, 2002), como en el caso del Valle de Mexicali, en donde algunos drenes agrícolas reemplazaron a antiguos tributarios del Río Colorado (Sykes, 1937). No obstante, a partir del siglo XX surgió el interés de la comunidad científica por estudiar los procesos y funciones del ecosistema que ocurren en los drenes agrícolas (Cooper et al., 2002). Algunos resultados han demostrado que estos drenes brindan SE y que tienen potencial para maximizar dicha provisión, como beneficio adicional a su principal función de remover excesos de agua, lo que ha disminuido la percepción negativa hacia los mismos. Por esta razón, en este apartado se hace una reseña de los estudios realizados en diferentes países en el contexto de los SE que proveen los drenes agrícolas.

En la literatura científica existen dos publicaciones relevantes sobre los SE provistos por los drenes agrícolas, una de ellas es la de Herzon y Helenius (2008) y la otra es la de Dollinger et al. (2015). En la primera, se presenta una recopilación de los trabajos realizados en drenes agrícolas de las zonas boreales y templadas del hemisferio norte y se muestran los SE que proveen (Tabla 1). La segunda también consiste en una recopilación de los SE que proveen los drenes agrícolas, esta vez desde una percepción global.

Tabla 1. Servicios ecosistémicos provistos por los drenes agrícolas. Modificado de Herzon y Helenius (2008)

Servicios Ecosistémicos	Servicio
De regulación	<ul style="list-style-type: none">• Aceleración de la transferencia del agua y nutrientes solubles• Retención del agua y reciclaje de nutrientes dentro de los drenes• Aceptación y liberación de fósforo y nitrógeno por la vegetación.• Mitigación de herbicidas en vegetación y sedimentos• Control de la erosión• Polinización• Control de plagas
De provisión	<ul style="list-style-type: none">• Provisión de biomasa• Provisión de forraje• Provisión de agua
De Soporte	<ul style="list-style-type: none">• Provisión de hábitat• Ciclo de nutrientes
Culturales	<ul style="list-style-type: none">• Ciencia y recreación• Paisaje armónico

4.2.1 América

Un estudio realizado para identificar los beneficios ambientales de los drenes agrícolas en Mississippi, Estados Unidos, demostró que poseen tres componentes fundamentales, similares a los de los humedales, para proporcionar SE (Cooper et al., 2002): (1) hidroperíodo, el que favorece al establecimiento y la composición vegetal dentro del cauce del dren; (2) hidrosuelo, el que influye en los ciclos biogeoquímicos y en la retención de sedimentos; y (3) plantas hidrófitas, las que contribuyen a disminuir la velocidad del agua en el dren, aumentando así el tiempo de retención e influyendo en los procesos que ocurren en el ecosistema, específicamente en el potencial de reducir la concentración de pesticidas e insecticidas utilizados en los campos agrícolas (Ahiablame et al., 2011; Skaggs et al., 1994). De igual forma, en Indiana también se estudiaron los drenes agrícolas como una oportunidad para abordar la solución de problemas de contaminación del agua por medio de la retención de nutrientes. Se estimaron tasas anuales de reducción de nitratos de entre 15 y 35% (Adeuya et al., 2012), sin embargo, el dragado de los drenes como medida de mantenimiento afectó negativamente a este proceso (Smith y Pappas, 2006). Otro de los servicios ecosistémicos estudiados en los drenes agrícolas de los Estados Unidos fue la provisión de hábitat y refugio. En el estado de Florida, se realizó un estudio para demostrar la contribución de estos drenes a la conservación de la biodiversidad. En él se demostró que, si bien la superficie ribereña en los drenes es menor que en los arroyos naturales, los drenes actúan como un importante depósito de biodiversidad regional, tanto de invertebrados como de peces (Simon y Travis, 2011).

En México, a diferencia de Estados Unidos, existen pocas publicaciones sobre la provisión de SE de los drenes agrícolas; una de ellas es la de Moeder et al., (2017) en la que se analizó el potencial que tienen los drenes agrícolas con vegetación para el manejo (reducción, remoción y/o retención) de contaminantes orgánicos derivados de la escorrentía agrícola y de las aguas residuales domésticas en el estado de Sinaloa. Se demostró que las concentraciones de todos los contaminantes analizados disminuyeron en diferentes puntos del dren. Estos resultados se atribuyeron, principalmente, a la absorción de los contaminantes por el tule (*Typha domingensis*), vegetación acuática establecida en los drenes en estudio.

4.2.2 Europa

El continente europeo es uno de los más actualizados en cuanto a investigaciones realizadas en materia de SE. Los drenes agrícolas han sido analizados como contribuyentes a la biodiversidad y comparados con otros cuerpos acuáticos naturales, tales como arroyos, ríos, y lagos. Por ejemplo, en Inglaterra se estudió la importancia de los drenes agrícolas como contribuyentes a la biodiversidad en las llanuras de inundación del río Frode. Se demostró que los drenes sostienen una fauna rica y diversa, así como variable, de acuerdo a la profundidad, anchura y especies vegetales de los mismos. En comparación con el río, los drenes soportan menor cantidad de especies, lo que se atribuye principalmente a la calidad del agua y a las condiciones de flujo (Armitage et al., 2003). Un estudio similar se realizó en los Países Bajos, en el cual se demostró que los drenes agrícolas son sitios de provisión de hábitat para especies acuáticas e invertebrados. La diversidad de las especies fue mayor en los drenes agrícolas que en los lagos, lo que se debe principalmente a la presencia de vegetación acuática. Sin embargo, la provisión de hábitat está sujeta a la gestión de la cuenca de captación y a las prácticas de manejo de los drenes, en especial

al control de las concentraciones de nutrientes y otros agroquímicos presentes en el agua (Verdonschot et al., 2011).

4.2.3 Asia

Entre los SE que han sido analizados en los países asiáticos se encuentran aquellos relacionados con la depuración del agua, tales como la retención de nutrientes, metales pesados, pesticidas y herbicidas (Chen et al., 2010; Fu et al., 2014; Kumwimba et al., 2017; Nsenga et al., 2017). Las investigaciones muestran tasas de remoción anuales que van desde 3.5 hasta 88.7%, para nitrógeno total, y de 20.5 a 92.6%, para fósforo total. En la Tabla 2 se hace una compilación de los estudios en los que se analiza la remoción de nutrientes en los drenes agrícolas con vegetación. A partir de dichos estudios se concluye que los parámetros fisicoquímicos son factores fundamentales en la remoción de nutrientes en el agua de origen agrícola.

Tabla 2. Eficiencia de remoción de nutrientes en drenes agrícolas del continente asiático

Nutriente	Tasa de remoción anual (%)	Fuente
Nitrógeno total	3.5 a 88.7	Chen et al., (2010)
	27	Fu et al., (2014)
	72	Kumwimba et al., (2017)
	61	Nsenga et al., (2017)
Fósforo total	20.5 a 92.6	Chen et al., (2010)
	26	Fu et al., (2014)
	59.7	Kumwimba et al., (2017)
	51	Nsenga et al., (2017)

4.3 Sistema de drenaje agrícola del Valle de Mexicali

El Valle de Mexicali se encuentra localizado al Noreste de la península de Baja California, en el municipio de Mexicali posee una superficie cultivada de 184,909 ha (CONAGUA, 2015). Los cultivos de mayor predominancia son, por su superficie de cobertura, el trigo (67,757 ha), la alfalfa (29,874 ha) y el algodón (25,763 ha); la superficie restante corresponde a otros cultivos tales como el maíz palomero, cítricos, cebollín, etc. (SAGARPA, 2017). Estos cultivos son irrigados con agua proveniente tanto del Río Colorado como de los acuíferos del Valle de Mexicali y de la Mesa Arenosa de San Luis Río Colorado mediante una red de 2,902 km de canales de la infraestructura agrícola del Distrito de Riego 014-Río Colorado (DR014) (Ramírez-Hernández, 2006; Hinojosa-Huerta y Carrillo, 2013). A partir del año de 1998 este sistema fue concesionado a 22 asociaciones de usuarios agrícolas, denominados Módulos de Riego (Figura 4), los cuales administran el recurso hídrico destinado para la agricultura en el valle (Cortez Lara, 2011). El riego se lleva a cabo principalmente utilizando el método de inundación o surcos, la técnica de regadío más antigua y

de bajo costo y que presenta inconvenientes tales como pérdidas por evaporación, salinización de suelos y pérdidas hídricas durante el transporte en los canales (Carrillo-Guerrero, 2009).

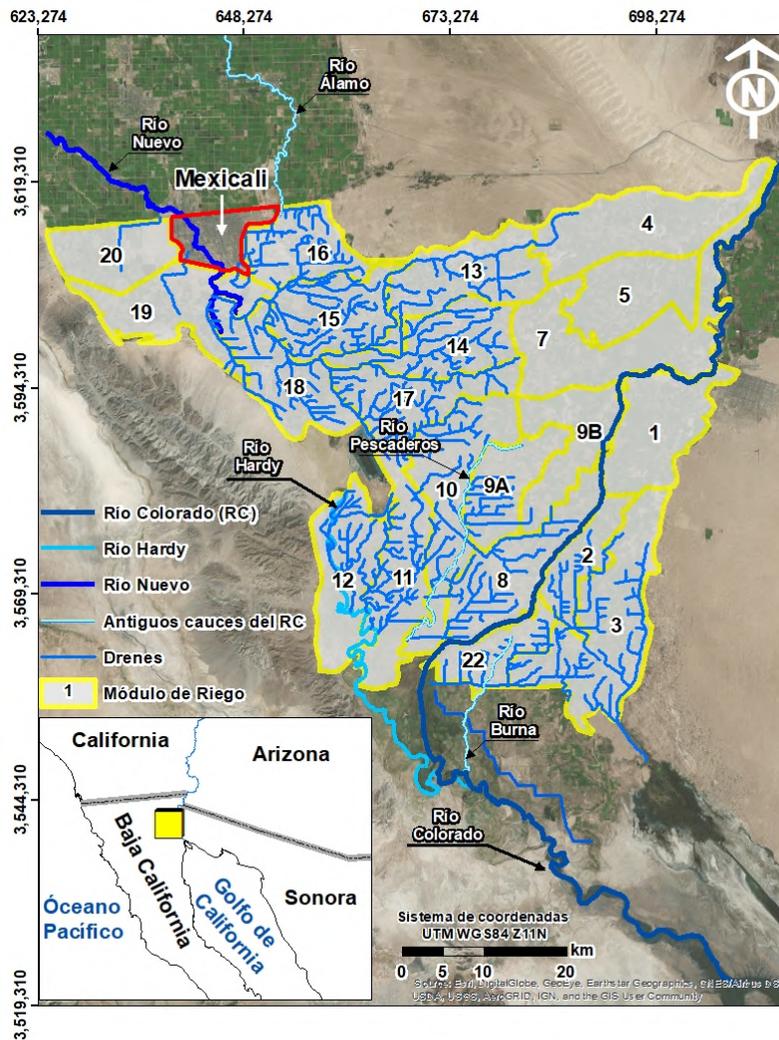


Figura 4. Red de drenaje agrícola del valle de Mexicali, trazada utilizando GoogleEarth®.

Históricamente, los agricultores en el DR014 se han enfrentado al problema de salinidad, lo que ha sido atribuido a: (1) la salinidad propia del suelo, (2) las sales solubles contenidas en el agua de riego y (3) las elevadas tasas de evapotranspiración (Padilla-Arzaluz, 2017; Ramírez-Hernández, 2006). Estos niveles de salinidad justifican el riego por inundación ya que con el exceso de agua los usuarios tratan de “lavar” las sales del suelo. Sin embargo, los excedentes del riego en combinación con el casi inexistente gradiente hidráulico de la zona obligaron a los agricultores a diseñar estrategias para bajar el nivel del agua subterránea y así permitir la aireación del suelo (y de las raíces de los cultivos) y el acceso a los nutrientes (Blannet al., 2009; Ritzema, 1994). Por estas razones, los encargados de la operación del DR014 realizaron excavaciones a cielo abierto y establecieron una red de drenes agrícolas a la que se suman los antiguos cauces del Río Colorado, los ríos Hardy, Álamo, Pescaderos, Nuevo y Burna, los que son utilizados como drenes agrícolas controlados (Sykes, 1937). En conjunto, el sistema de drenaje agrícola del DR014 está conformado

por 1,704 km de drenes, extensión estimada utilizando el software GoogleEarth®. Una importante proporción de sus efluentes (~50%) se descarga a un sistema lagunar del Río Nuevo, ubicado en la ciudad de Mexicali que discurre hacia el Norte. Desde este sistema lagunar, el agua fluye por el Río Nuevo a través de una estructura hidráulica denominada “El Embovedado”, la cual conduce el agua la frontera con los Estados Unidos de América, en donde el Río Nuevo continúa su viaje como un canal a cielo abierto hasta descargar en el Salton Sea (CILA, 2013). El resto de los efluentes se descargan a los ríos Hardy y Colorado, hacia el Sur, confluyendo en el estuario del Delta del Río Colorado (Figura 4).

Los drenes agrícolas del Valle de Mexicali son también los cuerpos de agua receptores de los efluentes de las cinco plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) provenientes de la ciudad de Mexicali y de los centros poblacionales en el valle (CONAGUA, 2015). El agua residual tratada liberada a estos drenes ha sido catalogada por la Comisión Internacional de Límites y Aguas (CILA) como SE de provisión de agua para uso ambiental (CILA, 2013). Se estima que, efectivamente, existe un volumen de 29 Mm³ de agua disponible potencialmente para ser aplicado en usos ambientales (Tabla 3).

Tabla 3. Volúmenes de agua derivados de las plantas de tratamiento de aguas residuales potencialmente aplicables a usos ambientales (CILA, 2013).

PTAR	Volumen anual disponible para uso ambiental (Mm ³ /año)
Arenitas	26.84
Estación Coahuila	0.28
Ciudad Victoria	1.16
Ciudad Morelos	0.51
Algodones	0.22

De igual forma, trabajos como los de Hinojosa-Huerta y Carrillo (2013), López-Hoffman et al (2010), Zamora-Arroyo et al. (2005) y los de asociaciones civiles tales como Sonoran Institute y Pronatura Noroeste han señalado la importancia de los drenes agrícolas en los ecosistemas como el sistema lagunar México-Campestre-Xochimilco del Río Nuevo y del Delta del Río Colorado. Actualmente el agua de drenaje agrícola en combinación con los volúmenes provenientes de las PTAR son la mayor fuente de agua para el estuario y para los humedales de este Delta. Históricamente, estos humedales habían sido alimentados por el Río Colorado, sin embargo, la intensa regulación hídrica y la falta de asignación de un volumen de agua al medio ambiente ocasionaron la pérdida de aproximadamente el 80% de su extensión. Pese a estas circunstancias, la superficie restante ha logrado mantenerse gracias a los ya mencionados flujos de retorno del sistema de drenaje agrícola, a la infiltración de los canales no revestidos, a los esporádicos desfuegos de las presas de Estados Unidos descargados al Río Colorado y a los volúmenes de agua excedentes en la red de canales del DR014 (Glenn et al., 2001). En conjunto, los humedales son considerados de importancia internacional y han recibido las denominaciones Ramsar 814 y 1822, como Área de Importancia para la Conservación de Aves (AICA), ya que albergan a más de 350 especies de aves, incluyendo algunas en peligro de extinción como el Palmoteador de Yuma

(*Rallus longirostris yumanensis*) y el Mosquero Saucero (*Empidonax traillii*) (Zamora-Arroyo et al., 2005). Consiguientemente, es evidente que los flujos de los drenes agrícolas del Valle de Mexicali brindan el SE de provisión de agua al ecosistema del Delta del Río Colorado (Moro Ingniería, 2013; Zamora-Arroyo et al., 2005).

Si bien la calidad de esta agua es un componente fundamental en el estado del ecosistema, los humedales han mostrado resiliencia ante las aplicaciones prácticamente nulas de volúmenes de agua dulce. De esta forma, los drenes agrícolas contribuyen a la conservación de la biodiversidad y a aumentar la relación del paisaje. Éstos crean corredores de vegetación que permiten el movimiento y la conexión de poblaciones de anfibios e insectos (Dollinger et al., 2015), favorecen tanto la diversidad y la redundancia ecológica, como la gestión de la conectividad, así como impactan en dos de los siete principios genéricos para mejorar la resiliencia del ecosistema por mantener los SE (Biggs et al., 2015; Woodward, 2015).

4.4 Caso de estudio dren Plan de Ayala

El DAPA está localizado al Sur del Valle de Mexicali, en las inmediaciones de la colonia Manuel Ávila Camacho, sobre la margen derecha del Río Colorado (Figura 5). Dado que es un colector, en él confluyen otros drenes tales como el Camacho y el Ortega; aguas abajo, en la porción sur, el DAPA converge con el dren Perimetral desde donde el flujo ocurre en dos direcciones, hacia el río Burna y hacia el estuario del Delta del Río Colorado (Figura 5).

A diferencia de otros drenes del Valle de Mexicali, el DAPA forma parte del sistema de humedales remanentes del Delta del Río Colorado y, debido a los volúmenes que aporta, es considerado uno de los más importantes. Este dren colecta aguas de retorno agrícola de una superficie de 24,764 ha dentro de la cual se extiende una red de 168 km de drenes agrícolas, los que forman parte de la infraestructura hidroagrícola de los Módulos de Riego 2, 21 y 22; además, funciona como cuerpo de agua receptor del efluente de la PTAR Km. 57 localizada en el poblado Estación Coahuila. Su cuenca de captación contiene dos sitios, localizados en drenes, que funcionan como desfogues esporádicos del sistema de canales del DR014.

Es conocido y evidente que el DAPA brinda SE, sin embargo, debido a la importancia de sus aportaciones de agua al sostenimiento del frágil ecosistema del delta del Río Colorado, es deseable un análisis particular de su potencial como proveedor de dichos servicios. En esta sección se hará una estimación cuantitativa de las capacidades del DAPA para proveer diversos SE fundamentada en el periodo febrero de 2016 a febrero de 2017.

4.4.1 Metodología

Para evaluar los SE que brinda el DAPA, se llevó a cabo una revisión a partir de aquellos SE que generalmente brindan los drenes. La selección de los indicadores para dicha evaluación se realizó con base en la sección de evaluación de los SE de agua y humedales del documento denominado La Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad (Russi et al., 2012). Los indicadores seleccionados se describen en la Tabla 4.

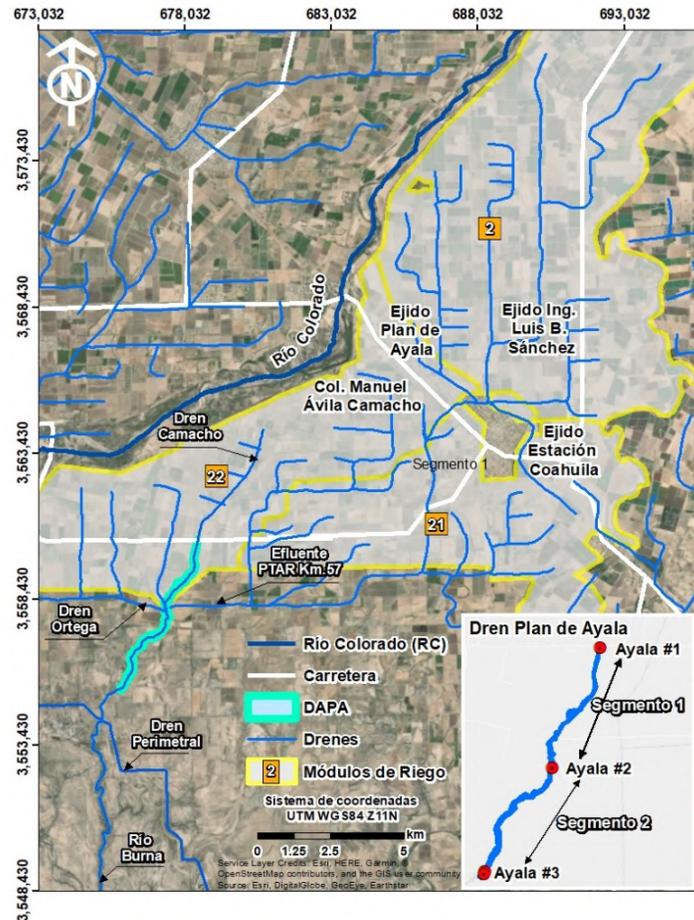


Figura 5. Localización geográfica del DAPA y su superficie de drenaje.

Tabla 4. Indicadores para evaluar los Servicios Ecosistémicos de los drenes. Modificado de Russi et al. (2012).

Servicio ecosistémico	Indicador
De regulación	
Depuración del agua	Remoción de nutrientes (toneladas o porcentaje) Calidad de agua en los ecosistemas acuáticos (sedimentos, turbidez, fósforo, nutrientes, etc.)
De provisión	
Agua	Volumen total de agua dulce en millones de metros cúbicos
Hábitat y refugio	Número de especies

Una vez determinados los indicadores a utilizar, se establecieron tres estaciones de control de aforos y muestreo de calidad de agua en el DAPA, denominadas Ayala #1, Ayala #2, y Ayala #3 (Figura 5). Esta selección se realizó con base en la accesibilidad del sitio y en las confluencias de drenes secundarios a la zona de interés.

Para evaluar el SE de provisión de agua, se midió el flujo de agua quincenalmente durante el período de febrero de 2016 a febrero de 2017. Se utilizó un velocímetro Doppler Acústico FlowTracker® para estimar el flujo en cada una de las estaciones y se aplicó la ecuación de la sección media (ISO, 1992 y 2007), descrita a continuación:

$$q_i = v_i \left[\frac{(b_i - b_{(i-1)})}{2} + \frac{(b_{(i+1)} - b_i)}{2} \right] d_i$$

Donde:

- q_i Descarga a través de la sección parcial (m^3/s)
- v_i Velocidad media en la localización i (m/s)
- b_i Distancia del inicio al punto i (m)
- $b_{(i-1)}$ Distancia de la estación inicial a la estación precedente (m)
- $b_{(i+1)}$ Distancia del punto inicial a la siguiente estación (m)
- d_i Tirante de agua en el punto i (m)

Para analizar la capacidad de depuración de agua del sistema, se obtuvieron muestras quincenales de agua en cada uno de los sitios seleccionados para el periodo febrero a noviembre 2016. Las muestras fueron examinadas en el Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A.C., ubicado en Guaymas, Sonora, y se analizaron las concentraciones de nitratos (NO_3), nitritos (NO_2), amonio (NH_4), nitrógeno total (NT), fosfatos (PO_4) y fósforo total (PT).

Una vez obtenidas las concentraciones de las formas individuales de nitrógeno y fósforo, éstas se relacionaron con el caudal estimándose el flujo másico de los nutrientes, definido como el caudal de agua que pasa por un sitio multiplicado por la concentración de un compuesto particular. Se asume que tanto la concentración como el caudal permanecen constantes durante el tiempo transcurrido entre una medición y la siguiente.

La diferencia de flujos másicos obtenidos entre los segmentos (Ayala #1 a Ayala #2 y Ayala #2 a Ayala #3) permitió cuantificar la remoción de nutrientes en kg en el periodo analizado (febrero a noviembre de 2016).

Con la finalidad evaluar el SE de provisión de hábitat e identificar tanto a las especies migratorias como a las residentes que habitan o utilizan el DAPA como sitio de descanso durante su migración, en febrero de 2017 se realizó un conteo de aves con el método de Censo por Búsqueda Intensiva (Ambrose, 1989). Éste consiste en efectuar una serie de tres censos de 20 minutos cada uno, en tres áreas distintas que el observador recorre por completo en búsqueda de aves. Las aves avistadas, así como el número de individuos, se anotaron en una lista.

4.4.2 Resultados

Los flujos de agua medidos en el DAPA permitieron observar el comportamiento hidrológico estacional de los mismos, los que muestran una variabilidad directamente relacionada con la aplicación de riegos a los cultivos en la cuenca de captación. En la estación Ayala #1 se midieron los flujos más bajos (72 L/s, en promedio), seguidos por los correspondientes a la estación Ayala #3 (414 L/s, en promedio), mientras que en la estación Ayala #2 se midieron flujos de agua más

altos (502 L/s, en promedio). Este comportamiento es debido a que los principales aportes de agua provienen de drenes tributarios localizados entre las estaciones Ayala #1 y #2, mientras que en la estación Ayala #3 los flujos son menores por pérdidas por evapotranspiración, evaporación directa e en menor medida infiltración. En las tres estaciones de aforo los flujos máximo y mínimo se midieron en los meses de abril y octubre, respectivamente.

Los flujos promedio medidos permitieron estimar el volumen de agua en cada estación de aforo como un indicador del SE de provisión de agua. Se estimaron los volúmenes de 2.2 Mm³, 15.5 Mm³ y 13.3 Mm³ anuales en las estaciones Ayala #1, Ayala #2 y Ayala #3, respectivamente. Por lo tanto, considerando los flujos medidos en la estación más al sur de la zona de estudio (Ayala #3), el DAPA aportó 13.3 Mm³ como SE de provisión de agua de febrero 2016 a noviembre de 2016, volumen que contribuye a la supervivencia de los humedales del Delta del Río Colorado.

En lo que respecta a la calidad del agua, particularmente a la concentración total de nutrientes, los valores encontrados en las tres estaciones no sobrepasaron los 32 mg/L para ninguna de las especies de nitrógeno y fosforo analizadas. La presencia más notable corresponde a los nitratos, los cuales igualan los valores típicos en aguas superficiales (32 mg/L), según la Organización Mundial de la Salud (Eisenbrand et al., 2009). A través de la relación entre los flujos promedio de agua y las concentraciones promedio de nutrientes, se estimó el flujo másico de nutrientes en el DAPA. El flujo másico total fue de 9.9 ton/año, 167.9 ton/año y 57.6 ton/año en las estaciones Ayala #1, Ayala #2 y Ayala #3, respectivamente, considerando que la concentración de nutrientes y el flujo de agua medido se mantienen constantes. Es indudable que en el segmento 1 (Figura 5) existe un aporte de nutrientes relacionado con las descargas del dren Ortega y el efluente de la PTAR Km.57 Estación Coahuila. En cambio, en el segmento 2 (Ayala #2 a Ayala #3) se observa remoción de nutrientes, tal como se observa en la Figura 6, en la cual se muestra una disminución de 110 toneladas durante el período de estudio. Si bien, no se distingue si los nutrientes fueron asimilados por la vegetación, fueron retenidos en el suelo o sufrieron algún proceso de transformación, es evidente que el DAPA brinda el SE de depuración del agua.

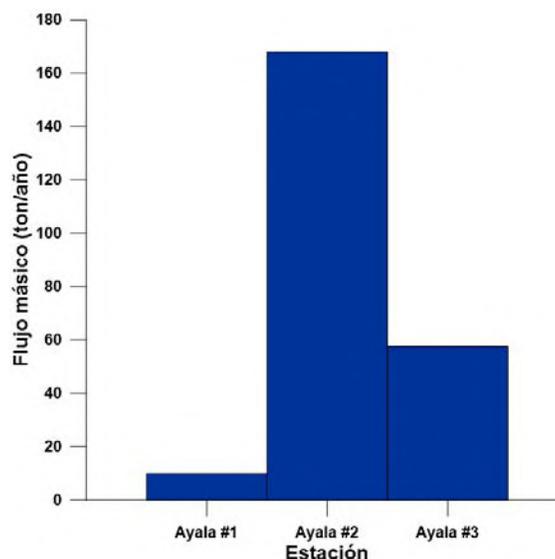


Figura 6. Flujo másico de nutrientes en el DAPA durante el periodo de estudio.

La evaluación del SE de provisión de hábitat y refugio, llevada a cabo a través del conteo de aves, permitió identificar 29 especies que utilizan el DAPA como sitio de refugio. De ellas, 62% son especies residentes y 38% son migratorias. La especie con mayor número de avistamientos durante el monitoreo (37 aves) fue el Chipe Rabadilla Amarilla (*Dendroica coronata*), la cual es una especie migratoria, residente de invierno en el Delta del Río Colorado. La segunda especie más avistada (28 aves) fue el Gorrión Cantor (*Melospiza Melodia*); esta ave es riparia residente del Delta del Río Colorado. La tercera especie más observada fue el Pato de Collar (*Anas Platyrhynchos*), un ave de invierno bastante común en el Delta del Río Colorado y en la Ciénega de Santa Clara (Carrillo-Guerrero, Glenn, y Hinojosa-Huerta, 2013).

Además, se encontró que de las 10 especies de aves más comunes en la zona de inundación del Río Colorado referidas en Hinojosa-Huerta et al. (2008), cinco utilizan la zona de estudio como sitio de refugio. Estas especies son: 1) Tordo Sargento (*Agelaius phoeniceus*), 2) Baloncillo (*Auriparus flaviceps*), 3) Zanate Mexicano (*Quiscalus mexicanus*), 4) Gorrión Cantor (*Melospiza melodía*) y 5) Chipe Rabadilla Amarilla (*Dendroica coronata*).

Los resultados indican que el DAPA brinda el SE de provisión de hábitat y refugio a especies residentes, como es el caso del garzón cenizo (*Ardea herodias*), la cual está sujeta a protección especial de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010. En él también se resguardan especies de interés cinegético como los mencionados patos de collar, avistados durante el conteo de aves.

4.5 Resumen y comentarios finales

Un sistema de drenaje agrícola es indispensable para eliminar el exceso de agua aplicado a las parcelas, abatir el nivel freático y transportar las sales y los remanentes de los agroquímicos por lo que su correcto funcionamiento mejora el rendimiento agrícola. Considerando que en México cerca del 19% del agua aplicada en la agricultura retorna como drenaje agrícola, que la superficie de riego alcanza casi los 3 millones de hectáreas y que a estos sistemas de drenaje se integran aguas residuales tratadas y sin tratar, la cantidad de agua y la extensión del sistema de drenaje no es despreciable. Sin embargo, pese a su valor y su extensión, se ha estudiado poco la importancia biológica y los servicios ecosistémicos que proveen los drenes agrícolas en México.

En el caso aquí presentado, en los valles de Mexicali y San Luis Río Colorado (Distrito de Riego 014) el agua de retorno agrícola es actualmente la principal fuente de agua para los humedales del Delta del Río Colorado, los que incluyen, en su vertiente sur, al estuario y al delta del Río Colorado y, en su vertiente norte, el sistema lagunar México-Campestre-Xochimilco de la ciudad de Mexicali; ambos reconocidos como sitio Ramsar por su importancia internacional para conservar la diversidad biológica.

El funcionamiento del sistema de drenaje agrícola del Distrito de Riego 014, analizado desde su función como proveedor de servicios ecosistémicos, reviste una importancia que debe ser tomada en cuenta por sus usuarios. Particularmente, son tres los servicios ecosistémicos que provee este sistema hidrológico: 1) la provisión de agua para uso ambiental que ascendió a 13.3 Mm³ proveniente del DAPA; 2) la depuración del agua como la diferencia del flujo másico de diferentes especies químicas entre cada uno de los segmentos estudiados; y 3) la provisión de hábitat y refugio

a lo largo de los canales de drenaje localizados al sur del Valle de Mexicali para 29 especies, de las cuales el 38% utilizan el DAPA como refugio temporal durante la migración mientras que el 62% son residentes permanentes (5 de las 10 más comunes en el Delta).

Si bien los drenes agrícolas cumplen una función específica, que es desalojar el agua y las sales de la zona riparia de los cultivos, también pueden proveer, como se mostró en el DAPA, diversos servicios ambientales a los residentes de las zonas agrícolas y a la región en general. Sin embargo, para ello se requiere desarrollar un proceso que, por un lado, les permita a los usuarios y a los administradores del agua de riego y del sistema de drenaje conocer y valorar su importancia y, por el otro, desarrollar estrategias de manejo de la red de drenaje para mantener ambos servicios, el de drenaje y los ambientales referidos.

Este proceso de valoración de los SE que ofrecen los drenes agrícolas requiere: 1) replicar este tipo de estudio en los diversos distritos de riego de México, tales como Río Fuerte, Río Yaqui, Culiacán-Humaya, Bajo Río Bravo, Alto Lerma y Guasave, por mencionar algunos de los más grandes, abordando las características particulares de cada uno de ellos; y, 2) no menos importante, dar a conocer los resultados y las estrategias de manejo a los usuarios, lo que les permitiría tener la confianza de que el sistema, lejos de perder su función original, potenciará su utilidad ambiental.

Referencias

- Adeuya, R., Utt, N., Frankenberger, J., Bowling, L., Kladvik, E., Brouder, S., y Carter, B. (2012). Impacts of drainage water management on subsurface drain flow, nitrate concentration, and nitrate loads in Indiana. *Journal of Soil and Water Conservation*, 67(6), 474–484. <https://doi.org/10.2489/jswc.67.6.474>
- Ahiablame, L. M., Chaubey, I., Smith, D. R., y Engel, B. A. (2011). Effect of tile effluent on nutrient concentration and retention efficiency in agricultural drainage ditches. *Agricultural Water Management*, 98(8), 1271–1279. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2011.03.002>
- Ambrose, S. (1989). The Australian bird count—Have got your numbers. *The Royal Australian Ornithologists Union*, 3039, 1–2.
- Armitage, P. D., Szoszkiewicz, K., Blackburn, J. H., y Nesbitt, I. (2003). Ditch communities: A major contributor to floodplain biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(2), 165–185. <https://doi.org/10.1002/aqc.549>
- Balvanera, P., y Cotler, H. (2007). Acercamientos al estudio de los servicios ecosistémicos. *Gaceta Ecológica*, 84–85(Special issue), 8–15.
- Balvanera, P., Cotler, H., Aburto, O., Aguilar, A., Aluja, M., Andrade, A., y Zarco, A. (2009). Estado y tendencias de los servicios ecosistémicos. *Capital Natural de México, Vol II: Estado de Conservación y Tendencias de Cambio.*, II, 185–245.
- Biggs, R., Schlüter, M., y Schoon, M. L. (2015). Principles for building resilience: Sustaining ecosystem services in social-ecological systems. *Principles for Building Resilience: Sustaining Ecosystem Services in Social-Ecological Systems*. <https://doi.org/10.1017/CBO9781316014240>
- BISE. (2018). Biodiversity Information System for Europe. Obtenido May 2, 2018, de

<https://biodiversity.europa.eu/maes>

- Blann, K. L., Anderson, J. L., Sands, G. R., y Vondracek, B. (2009). Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39(11), 909–1001. <https://doi.org/10.1080/10643380801977966>
- Carrillo-Guerrero, Y., Glenn, E. P., y Hinojosa-Huerta, O. (2013). Water budget for agricultural and aquatic ecosystems in the delta of the Colorado River, Mexico: Implications for obtaining water for the environment. *Ecological Engineering*, 59, 41–51. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.047>
- Carrillo-Guerrero, Y. K. (2009). THE COLORADO RIVER DELTA, MEXICO By Copyright © Yamilett Karina Carrillo-Guerrero 2009 A Dissertation Submitted to the Faculty of the In Partial Fulfillment of the Requirements For the Degree of In the Graduate College.
- Chen, D., Lu, J., Wang, H., Shen, Y., y Kimberley, M. O. (2010). Seasonal variations of nitrogen and phosphorus retention in an agricultural drainage river in East China. *Environmental Science and Pollution Research*, 17(2), 312–320. <https://doi.org/10.1007/s11356-009-0246-x>
- CILA. (2013). Estudio de gran visión. Mexicali.
- CONAGUA. (2015). Inventario Nacional De Plantas Municipales De Potabilización Y De Tratamiento De Aguas Residuales En Operación. Diciembre 2014. Semarnat.
- CONAGUA. (2015). Estadísticas agrícolas de los Distritos de Riego. Año agrícola 2013-2014. Subdirección General de Infraestructura Hidroagrícola. Comisiona Nacional del Agua. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Obtenido de: <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/SGIH-6-15.pdf>
- Cooper, C. M., Moore, M. T., Bennett, E. R., Smith, S., y Farris, J. L. (2002). Alternative environmental benefits of agricultural drainage ditches. *Verhandlungen Des Internationalen Verein Limnologie*, 28(December), 1678–1683.
- Cortez Lara, A. (2011). Gestión y manejo del agua: El papel de los usuarios agrícolas del Valle de Mexicali. *Problemas Del Desarrollo*, 42(167), 71–95. Obtenido de <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=bthyAN=67409604&lang=es&site=ehost-live>
- Costanza, R., D'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., y van den Belt, M. (1998). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Daily, G. C. (1997). Nature's Services: Societal dependence on natural ecosystems. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. <https://doi.org/doi:10.1017/S1367943098221123>
- Davies, B., Biggs, J., Williams, P., Whitfield, M., Nicolet, P., Sear, D., y Maund, S. (2008). Comparative biodiversity of aquatic habitats in the European agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 125(1–4), 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.10.006>
- Dollinger, J., Dagès, C., Bailly, J. S., Lagacherie, P., y Voltz, M. (2015). Managing ditches for agroecological engineering of landscape. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(3), 999–1020. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0301-6>

- Eisenbrand, G., Spiegelhalter, B., y Preussmann, R. (2009). Nitrate and Nitrite in Saliva. *Oncology* (Vol. 37). <https://doi.org/10.1159/000225441>
- Fu, D., Gong, W., Xu, Y., Singh, R. P., Surampalli, R. Y., y Zhang, T. C. (2014). Nutrient mitigation capacity of agricultural drainage ditches in Tai lake basin. *Ecological Engineering*, 71, 101–107. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.043>
- Glenn, E. P., Zamora-Arroyo, F., Nagler, P. L., Briggs, M., Shaw, W., y Flessa, K. (2001). Ecology and conservation biology of the Colorado River delta, Mexico. *Journal of Arid Environments*, 49(1), 5–15. <https://doi.org/10.1006/jare.2001.0832>
- Groenfeldt, D. (2006). Multifunctionality of agricultural water: Looking beyond food production and ecosystem services. *Irrigation and Drainage*, 55(August 2005), 73–83. <https://doi.org/10.1002/ird.217>
- Herzon, I., y Helenius, J. (2008). Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning. *Biological Conservation*, 141(5), 1171–1183. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.03.005>
- Hinojosa-Huerta, O., y Carrillo, Y. (2013). Las cuencas hidrográficas de México: La cuenca Binacional del Río Colorado, 180–187.
- Hinojosa-Huerta, O., Iturribarría-Rojas, H., Zamora-Hernández, E., y Calvo-Fonseca, A. (2008). Densities, species richness and habitat relationships of the avian community in the Colorado River, Mexico. *Studies in Avian Biology*, 37(37), 74–82.
- ISO, T. I. O. for S. (1992). Liquid flow measurement in open channels: Flow measurements under ice conditions.
- ISO, T. I. O. for S. (2007). Hydrometry: Measurement of liquid flow in open channels using current-meters or flots.
- Kadlec, R. H., y Wallace, S. D. (2009). *Treatment wetlands (Second)*. Boca Raton: Taylor y Francis group.
- Kumwimba, M. N., Zhu, B., Dong, Z., Tang, J., Wang, T., Xiao, L., y Kavidia Muyembe, D. (2017). Assessing Nutrient, Biomass, and Sediment Transport of Drainage Ditches in the Three Gorges Reservoir Area. *Clean - Soil, Air, Water*, 45(1). <https://doi.org/10.1002/clen.201501012>
- Kumwimba, M. N., Zhu, B., y Muyembe, D. K. (2017). Estimation of the removal efficiency of heavy metals and nutrients de ecological drainage ditches treating town sewage during dry and wet seasons. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(9). <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6136-7>
- López-Hoffman, L., Varady, R. G., Flessa, K. W., y Balvanera, P. (2010). Ecosystem services across borders: A framework for transboundary conservation policy. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(2), 84–91. <https://doi.org/10.1890/070216>
- Marja, R., y Herzon, I. (2012). The importance of drainage ditches for farmland birds in agricultural landscapes in the Baltic countries: Does field type matter? *Ornis Fennica*, 89(3), 170–181.
- Moeder, M., Carranza-Diaz, O., López-Angulo, G., Vega-Aviña, R., Chávez-Durán, F. A., Jomaa,

- S., y Delgado-Vargas, F. (2017). Potential of vegetated ditches to manage organic pollutants derived de agricultural runoff and domestic sewage: A case study in Sinaloa (Mexico). *Science of the Total Environment*, 598, 1106–1115. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.149>
- Nsenga, M. K., Dzakpasu, M., Zhu, B., Wang, T., Ilunga, L., y Kavidia Muyembe, D. (2017). Nutrient removal in a trapezoidal vegetated drainage ditch used to treat primary domestic sewage in a small catchment of the upper Yangtze River. *Water and Environment Journal*, 31(1), 72–79. <https://doi.org/10.1111/wej.12225>
- Padilla-Arzaluz, L. S. (2017). Variabilidad espacial de la salinidad en los suelos del Distrito de Riego 014, Mexicali Baja California. Universidad Autónoma del Estado de México.
- Ramírez-Hernández, J. (2006). Una visión de la problemática ambiental de Mexicali y su valle: elementos para su gestión, 202. Obtenido de <https://books.google.com/books?id=Lw7senG4B2ACypgis=1>
- Reid, W. V., Mooney, H. A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S. R., Chopra, K., y Zurek, M. B. (2005). Evaluación de los Ecosistemas del Milenio Informe de Síntesis. World Resource Institute. Washington DC, 1–43. Obtenido de <http://scholar.google.com/scholar?hl=enybtnG=Searchyq=intitle:Evaluaci?n+de+los+Ecosis temas+del+Milenio+Informe+de+S?ntesis#4>
- Ritzema, H. P. (1994). Subsurface flow to drains Chapter 8 part one. *Drainage Principles and Applications*, 263–282.
- Russi, D., ten Brink, P., Farmer, A., Badura, T., Coates, D., Foster, J., y Davidson, N. (2012). *The Economics of Ecosystem and Biodiversity for Water and Wetlands*.
- SAGARPA. (2017). Registra la cédula de cultivos 2017 del Valle de Mexicali, un avance del 90%. Obtenido May 15, 2018, de <http://sagarpa.gob.mx/Delegaciones/bajacalifornia/boletines/Paginas/2017B128A.aspx>
- Simon, T. N., y Travis, J. (2011). The contribution of man-made ditches to the regional stream biodiversity of the new river watershed in the Florida panhandle. *Hydrobiologia*, 661(1), 163–177. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0521-3>
- Skaggs, R. W., Brevé, M. A., y Gilliam, J. W. (1994). Critical Reviews in Environmental Science and Technology Hydrologic and water quality impacts of agricultural drainage * Hydrologic and Water Quality Impacts of Agricultural Drainage *. *Crit. Rev. Environ. Sci. Tech.*, 24(June 2013), 1–23.
- Smith, D. R., y Pappas, E. A. (2006). Effect of ditch dredging on the fate of nutrients in deep drainage ditches of the Midwestern United States. *Journal of Soil and Water Conservation*, 62(4), 252–261.
- Sykes, G. (1937). *The Colorado Delta*. (G. Joerg, W., L., Ed.). Washington: American Geographical Society.
- Verdonschot, R. C. M., Keizer-vlek, H. E., y Verdonschot, P. F. M. (2011). Biodiversity value of agricultural drainage ditches: A comparative analysis of the aquatic invertebrate fauna of ditches and small lakes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21(7), 715–727. <https://doi.org/10.1002/aqc.1220>

Woodward, G. U. Y. (2015). Ecosystem Services - De Biodiversity to Society, Part 1. *Advances in Ecological Research* (Vol. 53). [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(15\)00044-6](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(15)00044-6)

Zamora-Arroyo, F., Steve, C., Pitt, J., Glenn, E., Nagler, P., Moreno, M., y Garcia, J. Adeuya, R., Utt, N., Frankenberger, J., Bowling, L., Kladivko, E., Brouder, S., y Carter, B. (2012). Impacts of drainage water management on subsurface drain flow, nitrate concentration, and nitrate loads in Indiana. *Journal of Soil and Water Conservation*, 67(6), 474–484. <https://doi.org/10.2489/jswc.67.6.474>

5 Integración de un modelo hidrogeológico conceptual: caso acuífero del Valle de Maneadero

Juan J. Ruiz-Bermejo, Jorge Ramírez-Hernández, J. Eliana Rodríguez-Burgueño

Universidad Autónoma de Baja California, Instituto de Ingeniería

5.1 Introducción

El agua dulce es un recurso relativamente escaso en el mundo, por lo que es de vital importancia cuidar las fuentes que lo abastecen. Para ello, es necesario realizar un manejo eficiente y responsable del agua utilizada en actividades altamente demandantes, como la agricultura, con el fin de asegurar el buen estado de ríos, acuíferos y humedales, los que también proveen servicios ambientales necesarios para la vida. Adicionalmente, con el cambio climático y un aumento general en la demanda de agua, se prevé una distribución de recursos hídricos irregular en el tiempo y una menor disponibilidad.

Alcanzar el uso sustentable del recurso hídrico subterráneo en regiones agrícolas sometidas a la sobreexplotación de sus acuíferos, la disminución de la disponibilidad, el aumento de la demanda y la contaminación del agua, requiere del cuidadoso desarrollo de estrategias de conservación. Entre las primeras acciones es necesario analizar la evolución del nivel freático y generar un modelo hidrodinámico que aporte herramientas de gestión y que, para el caso analizado en este capítulo, considere la recarga artificial de agua residual tratada (ART).

A su vez, la formulación de un modelo hidrodinámico requiere de la construcción del modelo conceptual, entendiéndose por modelo conceptual a la descripción cualitativa y/o gráfica del sistema acuífero, incluyendo el ambiente hidrogeológico y el régimen del agua subterránea actual. Los modelos conceptuales frecuentemente simplifican las propiedades hidrogeológicas naturales, el sistema hidrogeológico en sí mismo y las diversas influencias antrópicas sobre el sistema (Anderson & Woessner, 1995). Entre los factores más importantes en la construcción de un modelo conceptual está el grado de conocimiento del acuífero y de sus propiedades, además del propósito para su construcción.

Este capítulo ilustra, haciendo uso de un ejemplo, las fases en la construcción de un modelo conceptual y, para este propósito, se divide en dos secciones bien determinadas. La primera parte se enfoca en la compilación de información hidrológica, geológica e hidrogeológica que se ha generado a través de los años y que es de suma relevancia en la construcción del modelo conceptual de un sitio de interés, en este caso, el acuífero del Valle de Maneadero (AVM). En la segunda sección del capítulo se presentan las bases científicas que integran el proceso de construcción de un modelo conceptual y se discute el caso del ejemplo. Se espera que, adicionalmente, este capítulo sirva como referencia del estado del arte y de la práctica en el AVM.

5.2 El valle de Maneadero y su acuífero

Baja California es uno de los Estados con mayor superficie agrícola en la República Mexicana, aunque se caracteriza por ser una región con precipitación extremadamente baja con 238 mm anuales promedio (Ramírez-Hernández et al., 2010). En la porción Suroeste del Estado, el abastecimiento del recurso hídrico depende casi totalmente del agua subterránea, lo que ha propiciado la sobreexplotación de los acuíferos y, en el caso de los acuíferos costeros, la intrusión salina (INEGI, 2001). Uno de estos acuíferos costeros es el que subyace al ejido Rodolfo Sánchez Taboada, conocido localmente como Valle de Maneadero (VM), ubicado en el municipio de Ensenada, Baja California.

El VM se caracteriza por una intensa actividad agrícola y pecuaria, la que se ha incrementado en los últimos años creando una importante cantidad de empleos para los habitantes de la zona. La mayoría de los productos agrícolas obtenidos son exportados al mercado de los Estados Unidos, lo que convierte a la agricultura en una actividad esencial para la economía, tanto local como regional (SEFOA, 2015). Dicha bonanza se fundamenta en la extracción de agua subterránea, la que también se usa para el abastecimiento público urbano, industrial y comercial. Por lo tanto, en esta región, toda actividad de carácter social y económico utiliza agua del acuífero.

El acuífero costero del VM (Figura 1) se ubica dentro de la Región Hidrológica 1, Baja California Noroeste (Ensenada, RH1) (INEGI, 2001) a aproximadamente 11 km al Sur de la ciudad de Ensenada, Baja California, México. El AVM está limitado al Oeste por el Estero Punta Banda, en donde se establece el límite del agua salada; al Este por la Sierra Juárez, un macizo montañoso que limita la extensión del relleno sedimentario; y, al Sur por montañas que de igual manera limitan el relleno sedimentario. El sistema acuífero es alimentado principalmente por el Arroyo San Carlos que entra por la porción Noreste del VM y por el Arroyo Las Ánimas que entra por la porción Sureste (SEFOA, 2017). La zona de estudio tiene una superficie aproximada de 76 km², abarcando estrictamente la superficie de todo el valle agrícola.

Desde el punto de vista hidrogeológico, el AVM es considerado de tipo libre y heterogéneo (CONAGUA, 1999c) y con una dirección de flujo regional que va de Este a Oeste (Belmonte-García, 2016). En su frontera Oeste, está conectado hidráulicamente con el Océano Pacífico, lo que permite que el agua de mar se infiltre ante la disminución constante de sus niveles freáticos (CONAGUA, 2003) y forme una cuña por debajo del agua dulce, debido a las diferencias de densidad, la que fue reconocida cuando el acuífero se reportó en estado de sobreexplotación (Belmonte-García, 2016). A causa de dicha sobreexplotación, la intrusión marina se adentra cada vez más en el VM, tal y como fue reportado por Vega Aguilar (1989), quien indicó que entre 1980 y 1989 el agua de mar se desplazó aproximadamente 500 m hacia el valle.

En resumen, la intensa actividad agrícola en el VM ha generado una mayor demanda de agua, resultando en la sobreexplotación del agua subterránea, lo que ha provocado la disminución de los niveles del acuífero y su contaminación por intrusión salina (CONAGUA, 2003), por lo que es imperante encontrar fuentes alternas del recurso hídrico (CONAGUA, 1999c) que incrementen la disponibilidad.

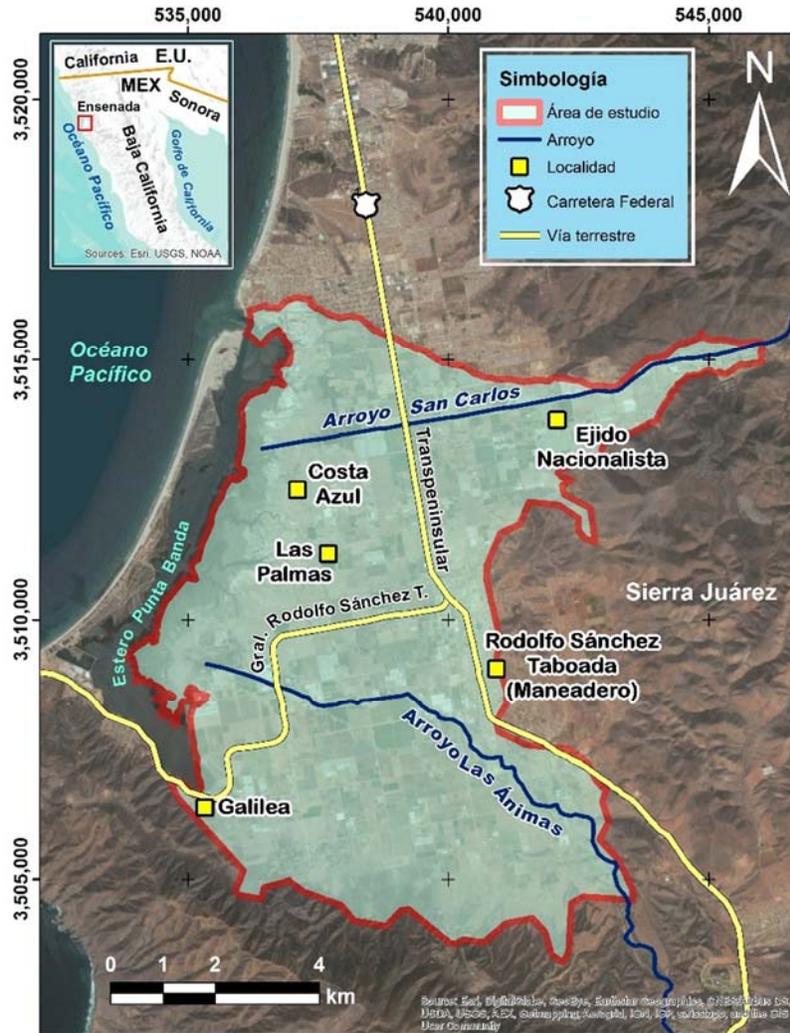


Figura 1. Localización del área de estudio.

5.2.1 Obras hidráulicas y Agua Residual Tratada

A finales del Siglo XIX tres empresas comenzaron la actividad agrícola en el VM (CONAGUA, 2003). Sin embargo, el ejido Rodolfo Sánchez Taboada, conocido localmente como Maneadero, tiene su origen oficial a partir de la entrega provisional de parcelas por el coronel Rodolfo Sánchez Taboada el día 15 de agosto de 1937, por instrucciones del entonces presidente de la república el General Lázaro Cárdenas del Río (IMIP, 2011).

El acuífero fue vedado por primera vez el 21 de febrero de 1961 debido a los primeros indicios de desequilibrio entre la recarga y descarga de agua a causa de la intensa explotación del mismo. Se estudiaron estrategias de provisión de agua para la agricultura y, desde ese entonces, se planteó la posibilidad de reutilización de ART proveniente de la ciudad de Ensenada, el mayor centro poblacional de la zona. Este planteamiento inició la construcción de más de una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) en la porción Sur de la zona de interés (CONAGUA, 2003).

En 1976, la Comisión Estatal de Servicios Públicos de Ensenada (CESPE) puso en operación la PTAR El Gallo con la finalidad de hacer uso sustentable del recurso hídrico y brindar protección a los cuerpos de agua, en los que usualmente se vertían aguas residuales no tratadas de uso público urbano. Esta PTAR cuenta con una capacidad de 225 L/s y un gasto promedio de 168 L/s y descarga su efluente directamente en el mar. A partir del desarrollo de ésta PTAR, se ideó la construcción de más plantas de este tipo, entre las cuales se pueden mencionar El Sauzal, El Naranjo, Noroeste y Maneadero (CESPE, 2012).

Como una iniciativa interinstitucional en la que participaron la CESPE, la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) y la Secretaría de Fomento Agropecuario (SEFOA), y contando con el respaldo de los agricultores a través del Comité Técnico de Aguas Subterráneas del acuífero de Maneadero A.C. (COTAS Maneadero), en el año 2005 se construyó un conducto emisor mediante el cual se conduce ART desde la PTAR El Naranjo hasta el VM. La obra de conducción cuenta con una longitud de 13.4 km y con un tanque de almacenamiento de 2,000 m³ (CESPE, 2005).

Estas obras hidráulicas dieron lugar al aprovechamiento del ART como una fuente alterna del recurso hídrico para uso agrícola, sin embargo, dada la naturaleza del ART, fue de vital importancia analizar el patrón local de los cultivos que se seleccionarían para esta aplicación. Para la selección de los cultivos apropiados para ser regados con ART, se tomaron en cuenta los límites permisibles de contaminantes que establece la normatividad en relación con las actividades agrícolas, los parámetros fisicoquímicos, la temperatura, el pH, la concentración y el tipo de sales, así como el contenido bacteriológico y los contaminantes orgánicos, tales como pesticidas, herbicidas, plaguicidas, entre otros (SEFOA, 2017). Esto se analizó con el fin de evitar alteraciones en la producción agrícola de la localidad, o bien, una reducción de la inocuidad de los productos agrícolas con efectos negativos para toda la región (SEFOA, 2017). La flor fue uno de los cultivos seleccionados ya que se contaba con experiencia en su cultivo local y no se trata de un producto de consumo directo, por lo que resultó idónea para la aplicación de ART (SEFOA, 2017).

5.2.2 Compilación cronológica de los estudios en el Acuífero del Valle de Maneadero

El AVM es uno de los acuíferos más estudiados de Baja California al ser la fuente de abastecimiento de agua para la ciudad de Ensenada y por el proceso de intrusión salina que se ha presentado desde los inicios de su explotación. En este apartado se hace una reseña cronológica de los diversos estudios que han contribuido al conocimiento de la geometría del acuífero, composición litológica, relación dinámica con el mar y el fenómeno de intrusión salina, así como sus fronteras tectónicas y su espesor sedimentario. Esta descripción considera el análisis de la recarga proveniente de los dos principales arroyos que, en épocas de lluvia, descargan sus aguas sobre el relleno aluvial. Se incluyen también los estudios realizados para evaluar la disponibilidad de agua del acuífero y, en general, su funcionamiento hidrodinámico. La reseña cronológica abarca un período de 47 años (1971 a 2018), va dirigida a enfatizar la importancia de la información histórica en el establecimiento del modelo conceptual del AVM y finaliza con los últimos estudios disponibles publicados o realizados por las entidades gubernamentales, relacionados fundamentalmente con el uso del ART en la porción central del valle.

El primer estudio geohidrológico, realizado en el año 1971, incluye al VM y a otros valles ubicados en el Estado de Baja California. Para el AVM se obtuvo un censo general de todos los alumbramientos subterráneos y se determinó la calidad del agua subterránea (López-Fernández, 2012). Adicionalmente, se hizo una campaña de hidrometría y piezometría con el objeto de mitigar la sobreexplotación del acuífero. El estudio concluye que en la totalidad del acuífero se observaron niveles estáticos por debajo del nivel del mar y se identificaron concentraciones de sólidos totales disueltos (STD) de entre 1,000 y 2,500 ppm (CONAGUA, 2003).

Ese primer estudio dio pie a la realización de un estudio geohidrológico que se llevó a cabo en 1974 para determinar el avance de la intrusión marina hacia el VM (TMI, 1974). Utilizando herramientas geofísicas se estableció una correlación entre los materiales aluviales del valle, la descarga hacia el Océano Pacífico, la intrusión del agua de mar y los volúmenes de agua almacenados (López-Fernández, 2012). Así mismo, se evaluó el potencial y condiciones de equilibrio del acuífero mediante nivelación de brocales de pozos, censo de captaciones, muestreos de agua, pruebas de bombeo y 10 sondeos eléctricos verticales. Los resultados mostraron un aumento de casi el doble de la concentración de STD en el agua, así como una sobreexplotación de 1 hm³/año derivada de un volumen de extracción de 20 hm³/año y un volumen de recarga de 19 hm³/año (CONAGUA, 2003). En ese mismo año y de forma independiente, se hizo la interpretación de los 10 sondeos eléctricos verticales dando como resultado la determinación de la composición del subsuelo de las zonas en que se realizaron (CONAGUA, 2003).

Posteriormente, en 1976, otro estudio geohidrológico mostró que había aumentado el nivel de sobreexplotación del acuífero al determinarse un volumen de extracción de 24 hm³/año y un volumen de recarga de 22.5 hm³/año, resultando en un déficit de 1.5 hm³/año, mayor que el reportado en 1974. Además, se corroboró que los niveles estáticos generales del acuífero se mantenían por debajo de la cota promedio del mar (López-Fernández, 2012; CONAGUA, 2003).

El avance de la intrusión salina y la consecuente degradación de la calidad del agua resultaron en la relocalización de pozos a zonas con calidad de agua favorable para los usos consuntivos de la región, por lo que fue necesario actualizar el inventario de aprovechamientos de agua subterránea. En 1977, con el propósito de conocer las características litológicas de una zona recomendada para la relocalización de pozos y considerando las condiciones de salinidad del agua subterránea, se realizaron 15 sondeos geoeléctricos verticales y se obtuvieron los perfiles geológicos de 4 secciones (CONAGUA, 2003). Se recomendó la relocalización de pozos a una zona ubicada al Suroeste del poblado del ejido Rodolfo Sánchez Taboada (Maneadero), con una superficie aproximada de 5 km², en donde era posible alcanzar hasta 300 m de profundidad en materiales granulares permeables que presentaban diferentes grados de consistencia (TMI, 1977).

En 1978, debido a la reconocida sobreexplotación del AVM, se realizó un estudio de factibilidad hidrológica en Maneadero y zonas circunvecinas (ICGASAC, 1978). El estudio incluyó la formulación de programas de desarrollo agropecuario con actualización del censo de captaciones, una cuantificación de los recursos agropecuarios y el diagnóstico del acuífero. Las conclusiones fueron que la sobreexplotación había superado los 5 hm³ anuales, como consecuencia de que anualmente se extraía un volumen de 24.5 hm³/año contra un volumen de recarga de 19.5 hm³/año (CONAGUA, 2003). No obstante, hasta ese momento, no se tenía suficiente conocimiento del

funcionamiento de acuífero, por lo que era necesario determinar algunas características físicas como la estructura del basamento y la conformación de los estratos del suelo.

Para el año de 1980, un estudio de gravimetría, potencial natural, sondeos eléctricos verticales y perfiles de campo telúrico (Gil-Venegas, 2010) identificó la tendencia de descenso de la resistividad del subsuelo en dirección hacia la costa, es decir, se observa la presencia de agua salina de menor resistividad en el acuífero. A su vez, determinó que la recarga natural del AVM se lleva a cabo mediante el flujo de agua que viene del Este, por la Sierra Juárez, y que el acuífero (agua dulce) se ubica en la parte central del valle, extendiéndose hacia el Este (Gil-Venegas, 2010). También, se estimó la profundidad del basamento en la porción Sur del VM, la cual varió entre 1,700 y 900 m (Serrano-Ortiz, 2011).

Después del trabajo realizado en 1980, sólo se tenía una vaga idea de la geometría del basamento en algunas porciones del acuífero y no fue hasta 1982 que se determinó en la cuenca, a partir de mediciones telúricas y de datos gravimétricos, un espesor máximo de sedimentos de 580 m. Adicionalmente, se interpretó la presencia de lentes de agua dulce sobrepuestos a un medio más salino y, por la respuesta del campo telúrico a 8 Hz y a 0.04 Hz, se observó que la conductividad eléctrica aumenta hacia el Oeste y que el espesor de los sedimentos aumenta de Este a Oeste hasta llegar a la costa (Fabriol et al., 1982).

En 1986 se hizo un estudio gravimétrico con el que se completó la delineación del basamento del acuífero para un área que abarcó 51 km². Se estimó el basamento a una profundidad de 500 a 650 m en la parte más profunda, hacia el Suroeste. Esta configuración permitió estimar la capacidad de almacenamiento de $2.94 \times 10^9 \text{ m}^3 \pm 4.10 \times 10^8 \text{ m}^3$, considerando variaciones de profundidad del nivel freático de 4.5 a 8.5 m y una porosidad del sedimento del 13 al 17% (Cruz-Falcón, 1986).

Una vez que se obtuvo un mejor conocimiento de las características del subsuelo y de las posibles rutas de flujo subterráneo, fue necesario hacer mediciones directas de los niveles de agua subterránea y seguir revisando la calidad de ésta. En 1988 se realizó un estudio de actualización piezométrica y geoquímica en el AVM (Residencia General de Administración y Control de Sistemas Hidrológicos, 1988). El estudio concluyó que hubo una recuperación de los niveles estáticos debido a las fuertes precipitaciones que se presentaron entre 1980 y 1984, alcanzando elevaciones por arriba del nivel del mar. A su vez, se determinó un volumen de extracción de 25 hm³/año y una recarga de 19 hm³/año, lo que representó un déficit menor que el reportado en 1978 (CONAGUA, 2003). Por otro lado, el proceso de intrusión marina fue identificado en dos frentes, el primero en la porción Norte del valle, en donde el agua alcanzó las 6,000 ppm de STD; el segundo frente se determinó hacia el centro del valle, al Oeste de Maneadero, con concentraciones de 4,000 ppm (Residencia General de Administración y Control de Sistemas Hidrológicos, 1988).

En 1989, debido a la identificación de frentes de intrusión marina, se realizaron dos perfiles geoelectrónicos perpendiculares a la línea de costa para diferenciar entre la existencia de agua salobre proveniente del mar por intrusión salina y la presencia de arcillas, ya que ambas muestran una respuesta eléctrica similar (Vega-Aguilar, 1989). Se localizó el frente de agua salada e identificaron las zonas que presentaban mayor contenido de arcillas, clasificando el área en cuatro zonas: (1) la zona con suelo residual, (2) la zona saturada de agua dulce, (3) la zona de transición

entre el agua dulce y el agua salobre, y (4) la zona de agua salobre. Se concluyó que el agua de mar se desplazó aproximadamente 500 m hacia el VM, en dirección Este, en un lapso de 9 años (Vega-Aguilar, 1989).

La velocidad de desplazamiento del agua de mar alertó a las autoridades y en 1991 se llevó a cabo otro estudio de actualización piezométrica y geoquímica del AVM (CONAGUA, 1991). En este estudio se describió la distribución espacial y la calidad del agua del acuífero y se recomendó reducir las extracciones en un 50%, principalmente cerca de la costa. El estudio reportó un volumen de extracción de 40 hm³/año contra un volumen de recarga de 19 hm³ anuales (CONAGUA, 2003).

Con la información obtenida durante los años anteriores, en 1996 se construyó un modelo conceptual y un modelo numérico tridimensional de flujo de agua subterránea (Sarmiento-López, 1996). El modelo numérico fue calibrado conforme a las variaciones hidráulicas y físicas del acuífero, considerando el efecto de extracción de los pozos en el AVM. Este modelo fue utilizado para predecir la condición del acuífero durante los siguientes 3 años. Se supuso una extracción de 30 hm³ anuales, conforme el total de 101 pozos ubicados en la zona para ese tiempo, y se consideró una recarga subterránea anual de 20.5 hm³ proveniente principalmente de los arroyos San Carlos y Las Ánimas. Además, se incorporó la información litológica de recortes de algunos pozos para conocer las características del subsuelo. La recarga subterránea fue simulada mediante una batería de pozos que alimentaba el acuífero desde cada arroyo, reproduciendo las tendencias principales de dichos cauces. En una de las simulaciones, se estableció que el nivel de agua subterránea disminuyera por debajo del nivel del mar en los cauces de los arroyos San Carlos y Las Ánimas, representando la vulnerabilidad de esa zona a la intrusión salina en caso de continuar con la sobreexplotación en el VM. Los resultados del modelo mostraron que los niveles piezométricos disminuyeron 6 m hacia el área central de la planicie costera, favoreciendo el avance del agua de mar hacia el AVM (Sarmiento-López, 1996).

En el año de 1997 se realizó una nueva exploración geofísica con el objeto de determinar el tipo de materiales presentes en el subsuelo y sus posibilidades para la disponibilidad de agua subterránea. A partir de la información geológica disponible, la interpretación de datos de campo y 11 sondeos de transiente electromagnético (TDEM), se informó que hacia el límite Suroeste del VM hay una zona en la que el basamento se estima a 60 m de profundidad, y que en otra zona hacia el Sur central del VM, se muestra un espesor de sedimentos no consolidados del orden de 170 m y se incrementa hasta más de 300 m hacia el Norte (CICESE, 1997).

En ese mismo año, 1997, se recomendó que para el manejo sustentable de los recursos se continuaran evaluando los niveles de agua subterránea, por lo tanto, fue actualizada la piezometría del AVM (CONAGUA, 1997a). El promedio de la profundidad del nivel freático fue de 14.57 m, con variaciones desde 1.22 m a 52.76 m; las mayores profundidades al nivel estático se presentaron hacia la porción Sur del VM y las menores profundidades hacia el Oeste y en las entradas de los arroyos San Carlos y Las Ánimas al valle. Las elevaciones del nivel freático por debajo del nivel medio del mar, entre 0 y -8 m, abarcaron aproximadamente dos terceras partes de la superficie del valle. El rango de STD del agua varió de 800 a 5,000 ppm, confirmando la presencia de agua de mala calidad. Los valores de STD menores resultaron de la influencia del Arroyo San Carlos, con

un rango de 800 a 1,000 ppm (CONAGUA, 1997a). También en 1997, se realizó un estudio técnico justificativo de la zona geohidrológica del VM mostrando que el AVM se encontraba sobreexplotado debido a que la extracción superaba a la recarga, lo que provocó una disminución gradual del almacenamiento, un abatimiento del nivel freático y una reducción en la eficiencia de los equipos de bombeo. Como en estudios anteriores, en dicho documento se afirmó la importancia de emprender acciones para restablecer y preservar las condiciones del acuífero, tanto en calidad como en cantidad, y así asegurar su desarrollo sustentable y el régimen productivo del valle (CONAGUA, 1997b).

Para 1998, en el VM se hicieron trabajos puntuales que brindaron más información respecto a las características del AVM. Se renovó un pozo de la CESPE para uso público urbano que da servicio a la ciudad de Ensenada a través de un acueducto denominado Maneadero (CESPE, 1998). También se realizaron sondeos eléctricos verticales como parte de un estudio hidrogeológico presentado ese año. Este tipo de acciones aportaron información de la profundidad de basamento, la presencia de agua de buena calidad y la secuencia sedimentaria interpretada (Andrade-Borbolla, 1998).

Dado que el problema de la salinización del agua del subsuelo continuó incrementando, en 1998 se realizó otro estudio de actualización geohidrológica del AVM. En este estudio se propuso determinar nuevamente las principales características del acuífero, definir el modelo de funcionamiento, conocer el grado de explotación y delimitar zonas con calidad de agua deficiente, a través de un censo de obras de captación, medición piezométrica, balance hidrológico e hidrogeoquímica. Este estudio confirmó, una vez más, la sobreexplotación del AVM, determinando un volumen de extracción de 25.6 hm³ anuales contra el volumen de recarga de 20.79 hm³/año (CONAGUA, 1998). La explotación se apreció significativamente al Sureste del valle, por primera vez se propusieron proyectos para rehabilitar el acuífero mediante la inyección de agua tratada y se exhortó a evitar los bombeos cercanos al agua de mar por el Estero de Punta Banda al Oeste del VM (CONAGUA, 2003). Es entonces, en el año 1998, cuando se inicia la discusión sobre la posibilidad de usar ART para disminuir la sobreexplotación del acuífero.

A partir de 1999, para seleccionar los sitios para perforar pozos de extracción de agua se realizó un estudio que determinó la zona de interfase salina y con mayor concentración de STD en el agua. Este estudio además cuantificó el volumen de agua salobre almacenada en el sistema acuífero (CONAGUA, 1999a). Posteriormente, se publicó la disponibilidad de agua del AVM para ese tiempo, informando que se seguía operando bajo condiciones de sobreexplotación, con un déficit de 4.96 hm³ anuales (CONAGUA, 1999b). En ese mismo año, la Comisión Federal de Electricidad (CFE) presentó información de un análisis de calidad de agua subterránea del VM (CFE, 1999), a través del cual reportó que, de manera general, se caracteriza al agua subterránea del valle como salobre por contener minerales disueltos en el rango de 1,530 a 4,860 mg/L, y se interpretó a la predominancia de iones de sodio y cloro en ciertas zonas como indicativo de intrusión del agua de mar hacia el acuífero. Por otro lado, esta agua presentó una calidad bacteriológica aceptable y no se evidenció la presencia de sustancias que le aportaran algún carácter tóxico (CFE, 1999).

Posteriormente, con la información adquirida hasta ese momento, se desarrolló el segundo modelo hidrodinámico tridimensional del AVM (CONAGUA, 1999c). Los resultados de este modelo

permitieron establecer un balance de agua y el diseño de una red piezométrica (López-Fernández, 2012). Además, se llevó a cabo un análisis geológico, superficial y del subsuelo, con el que se definieron las características hidráulicas y el modelo conceptual para el modelo tridimensional. Se cuantificó la sobreexplotación al determinar un volumen de extracción anual de 28.2 hm³ y un volumen de recarga en 19.4 hm³/año. Por lo tanto, se recomendó reducir las extracciones hasta un promedio de 19.4 hm³ anuales, para evitar que se deteriorara la calidad del agua del acuífero y permitirle alcanzar un equilibrio. Aún más, se sugirió que, si no se evitaba el incremento de las extracciones de agua potable para la ciudad de Ensenada, deberían reducirse las extracciones para uso agropecuario e industrial y, de esta forma, llegar al equilibrio en el balance, por lo que sería de vital importancia el uso de ART (CONAGUA, 2003).

Dado que la reducción de la extracción no parecía ser una opción viable ante el creciente florecimiento de cultivos de exportación que hacían de la actividad agrícola una actividad muy rentable, el uso del ART se vio como la mejor alternativa. En el año 2002, se desarrolló el Plan de Manejo para el AVM que incluyó los diferentes retos y oportunidades de las personas beneficiadas por el acuífero, en el que participaron especialistas académicos, los tres niveles de gobierno y usuarios del agua subterránea del VM (López-Fernández, 2012). El objetivo general fue el de estabilizar al AVM reduciendo la sobreexplotación intentando frenar así la intrusión marina, esto mediante una política integral de manejo con acciones básicas para un mejor uso del agua. Se contempló la optimización de los sistemas hidráulicos urbanos y agrícolas para reducir la cantidad del agua subterránea utilizada. Como líneas de acción se consideraron: el saneamiento, el control de explotación de arenas en cauces, mejorar la información sobre el acuífero, realizar estudios complementarios para el aumento de la oferta de agua, implementar una reglamentación del uso del agua, aplicar medidas de control y obtener financiamiento externo para llevar a cabo dichas acciones (CONAGUA, 2002).

Aumentar el conocimiento respecto al AVM requería acciones diversas, por lo que en el 2003 se nivelaron los brocales de pozos posicionados en el VM (Geomática Integral de Servicios de Baja California S.C., 2003) y se realizó un estudio sobre la reactivación de la red de monitoreo piezométrico del AVM por parte del Consorcio de Ingeniería Mexicana, con la finalidad de conocer la evolución de los niveles de agua subterránea, de evaluar dicha evolución y sus tendencias, y discernir entre la influencia de efectos naturales o antropogénicos (López-Fernández, 2012). En ese mismo año, se elaboró el Plan de Manejo Integrado del Agua para el AVM, el que, a diferencia del plan del año 2002, incluyó un apartado referente a la política de manejo sustentable (CONAGUA, 2003).

En el 2004, la integración de los datos gravimétricos y magnéticos de estudios previos en la zona, permitió afinar la geometría del acuífero generando un modelo del basamento (Figura 2). Se estimó una profundidad promedio de 550 m al basamento, y se interpretó que la zona hacia el Estero Punta Banda (Oeste del AVM) era la más profunda con un valor de 850 m al basamento (Pérez-Flores et al., 2004). En la Figura 3 se muestra una integración de los sondeos, secciones y perfiles geológicos reportados en los estudios geológicos y geofísicos llevados a cabo en el AVM hasta el año 2004.

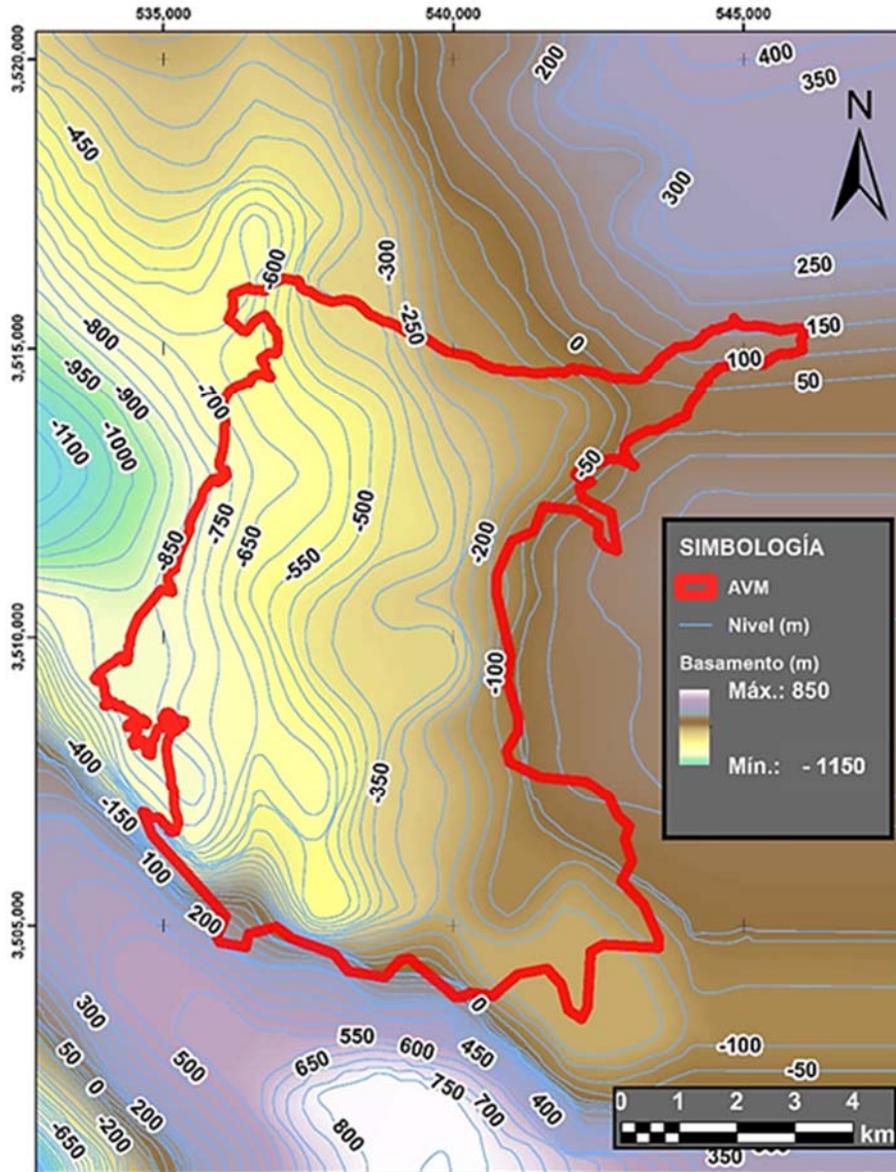


Figura 2. Modelo del basamento en el área de estudio. Modificado de Pérez Flores et al. (2004).

Para el año 2005 se puso en marcha el plan de incorporar el ART de la PTAR El Naranjo a las actividades agrícolas del VM. La construcción de un emisor que conduce el agua desde dicha PTAR hasta el valle, se llevó a cabo gracias al interés de los ejidatarios pertenecientes al ejido Rodolfo Sánchez Taboada (Maneadero), quienes mediante la elaboración de cartas de intención manifestaron su disposición de reusar esta agua, con una aceptación del 74% (CESPE, 2005). Mientras tanto, en ese mismo año, un estudio de la calidad del agua del acuífero mostró un aumento de STD (principalmente en la porción central y Sur del área de estudio) por el avance del agua de mar, afectando los sitios de bombeo de agua para la ciudad de Ensenada (Daesslé et al., 2005).

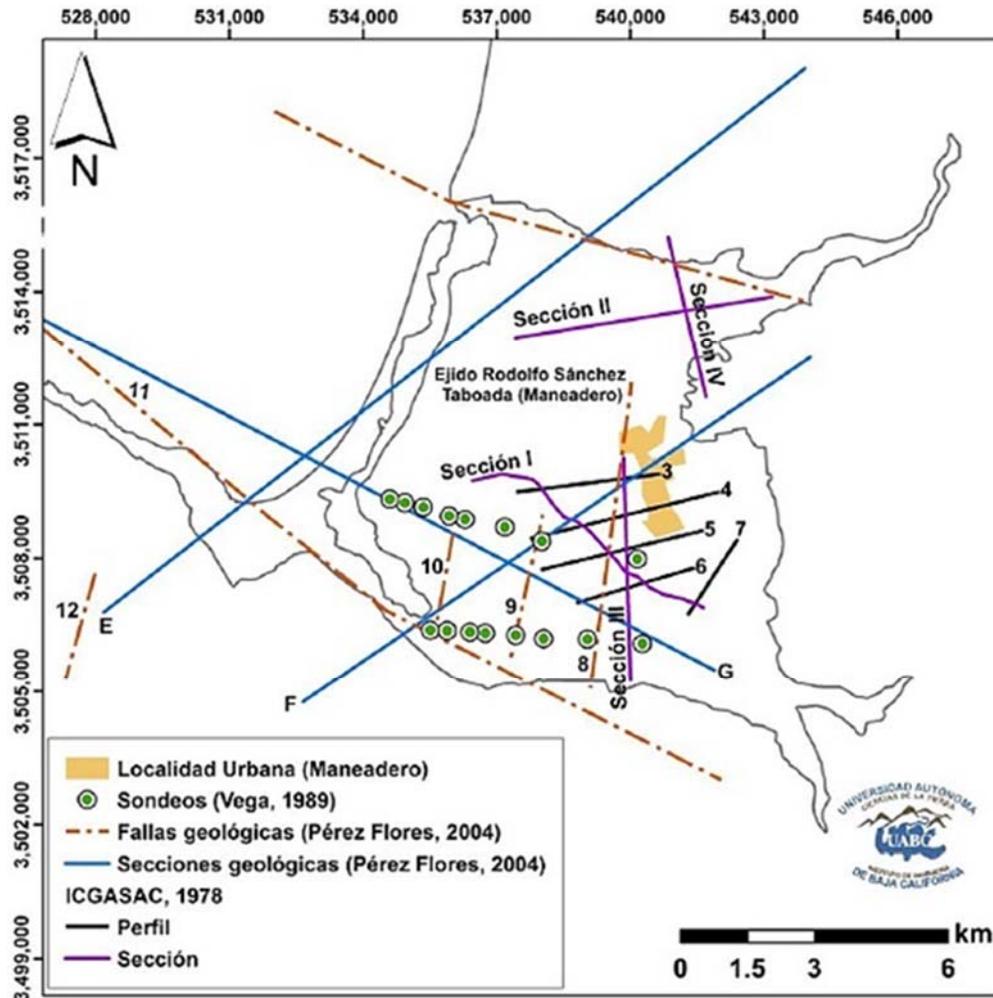


Figura 3. Ubicación de sondeos, secciones y perfiles geológicos realizados en el área de estudio por ICGASAC (1978), Vega Aguilar (1989) y Pérez Flores et al. (2004). Modificado de SEFOA (2017).

En el 2006, se realizaron sondeos audiomagnetotelúricos en 4 perfiles perpendiculares a la línea costera cuya interpretación confirmó el avance de agua de mar (Belmonte-García, 2016). Los niveles de salinidad interpretados mostraron una disminución al alejarse de la costa, por lo que se asoció a la intrusión marina (Belmonte-García, 2016). La salinidad en la porción occidental del valle se encontró en un rango de 10,000 a 35,000 ppm a profundidades no mayores a 200 m, mientras que en la parte oriental el rango fue menor, de 900 a 1,000 ppm (Gil-Venegas, 2010).

A partir del año 2007, se empezó a incluir en los estudios del AVM lo relacionado a la integración del ART conducida hasta el VM por el emisor construido en 2005. Se realizaron estudios fisicoquímicos, geoquímicos y bacteriológicos del AVM que abarcaron los años 2007 a 2009, además, se reactivó y actualizó la red de monitoreo piezométrica del acuífero (López-Fernández, 2012). Resultados obtenidos para el año 2009, indicaron que en el período de 1991 a 2009 (18 años) se registró un incremento en los STD de 438.75 ppm en el agua subterránea del valle, presentándose específicamente para 2009 valores promedio de 3,356.96 ppm y valores máximos de 22,144 ppm. También se informó que las elevaciones del nivel estático de un 35% de los pozos

del VM registraron valores inferiores a la cota 0 (nivel del mar), alcanzando un máximo de 6.90 m bajo el nivel del mar (COTAS, 2009).

Con esta nueva compilación de información hidrogeoquímica del AVM, el nuevo modelo del basamento y resultados de otros estudios del VM, en 2010 se elaboró un modelo numérico del AVM para determinar el posible impacto hidrológico por el bombeo de 8 pozos en batería que serían colocados en la planicie costera al Noroeste del VM para abastecer una desalinizadora que proveería agua potable a la ciudad de Ensenada (Gil-Venegas, 2010). El estudio concluye que, en condiciones de equilibrio existe un gradiente hidráulico positivo con flujo hacia la costa. En la condición de sobreexplotación, con una marcada intrusión marina, se da un gradiente hidráulico negativo, con flujo desde la costa hacia las zonas de agua continental, dando lugar al proceso de intrusión de agua salina (Gil-Venegas, 2010). En ese mismo año 2010, se realizaron otros 2 estudios, uno relacionado con la geoquímica del agua subterránea del AVM y otro aplicando técnicas geofísicas. Los resultados obtenidos de este último, indican claramente la intrusión marina con valores de STD que van desde 40 g/L (típico para agua de mar) hasta 1 g/L en el borde oriental de la cuenca, a 4 km de distancia de la costa (Luján & Romo, 2010). También, se llevó a cabo un estudio de disponibilidad de agua superficial en el que se analizaron los registros de precipitación de las estaciones climatológicas cercanas a la cuenca de escurrimiento, encontrando que la precipitación media anual estimada para el período de 20 años que corresponde de 1990 a 2009 fue de 236.8 mm anuales, y que el escurrimiento medio anual para el Arroyo San Carlo fue de 12 hm³ entre los años de 1964 a 1994 (Ramírez-Hernández et al., 2010).

A pesar de que los estudios realizados respecto a la intrusión marina parecían contundentes, en el año 2011 se realizó un nuevo estudio de estroncio en el agua del AVM como indicador de intrusión marina. El estudio concluye que la salinidad en algunos pozos del VM no se debe a la intrusión marina de tiempos recientes y que el aporte marino de este elemento es muy bajo o nulo en pozos cercanos a la costa. Explicando la alta salinidad del agua del AVM a la existencia de agua fósil que se ha visto forzada a surgir a causa de la sobreexplotación del acuífero (Lara-Valenzuela, 2011). La interpretación de sondeos de resistividad en la porción Sur del VM, realizados este mismo año, reveló una mejor calidad de agua relacionada con la recarga del Arroyo Las Ánimas. En la porción Norte del VM se observaron corrientes de agua subterránea que podrían interactuar con la intrusión salina (Serrano-Ortiz, 2011). Mientras tanto, también en 2011, se llevó a cabo la nivelación de brocales de la red de monitoreo piezométrica del VM (López-Fernández, 2012).

En 2012, un estudio geoquímico de la calidad del agua en la red de monitoreo del AVM mostró que de 1974 a 2012 la variación en STD fue de 3,060 ppm, con un incremento promedio de 80.52 ppm anual (López-Fernández, 2012). Con la finalidad de proponer el uso de ART en las actividades agrícolas del VM, era indispensable conocer con mayor certidumbre las zonas en la que se aplicaría dicha agua para evitar la potencial contaminación del acuífero. Los estudios previos ya mencionados indicaban que la porción central del valle y próxima a la línea de costa era la zona más impactada por la salinización de la tierra y el agua. Por ello, en el año 2014, se llevó a cabo el estudio geoquímico y geofísico del AVM con el objetivo de identificar posibles lugares de recarga con ART, incluyendo el desarrollo de un modelo estructural obtenido con métodos geofísicos (Daesslé et al., 2014). Se clasificaron 4 zonas con diferente calidad de agua,

las cuales son: (1) zona de agua dulce cercana los arroyos del VM; (2) zona de mezcla entre el agua dulce y el agua de mar en el área próxima a la costa; (3) zona significativamente enriquecida con nitratos en el área aledaña al poblado del ejido Rodolfo Sánchez Taboada (Maneadero); y (4) zona de agua salobre que presenta señales de no haber interactuado recientemente con agua dulce en áreas lejanas a los arroyos. Se interpretaron patrones de flujo subterráneo hasta 30 m de profundidad mediante geofísica e identificaron la influencia de nuevas áreas de recarga. Se determinó la distribución regional de STD (Figura 4) a partir de datos del año 2011. Se concluyó que las zonas más adecuadas para la recarga con ART son aquellas en las que se presenten concentraciones de STD iguales o más altas a 2,500 ppm, por lo tanto, dichas zonas se ubicarían en donde se encuentra el agua salobre y en los límites costeros de la zona de mezcla (Daesslé et al., 2014).

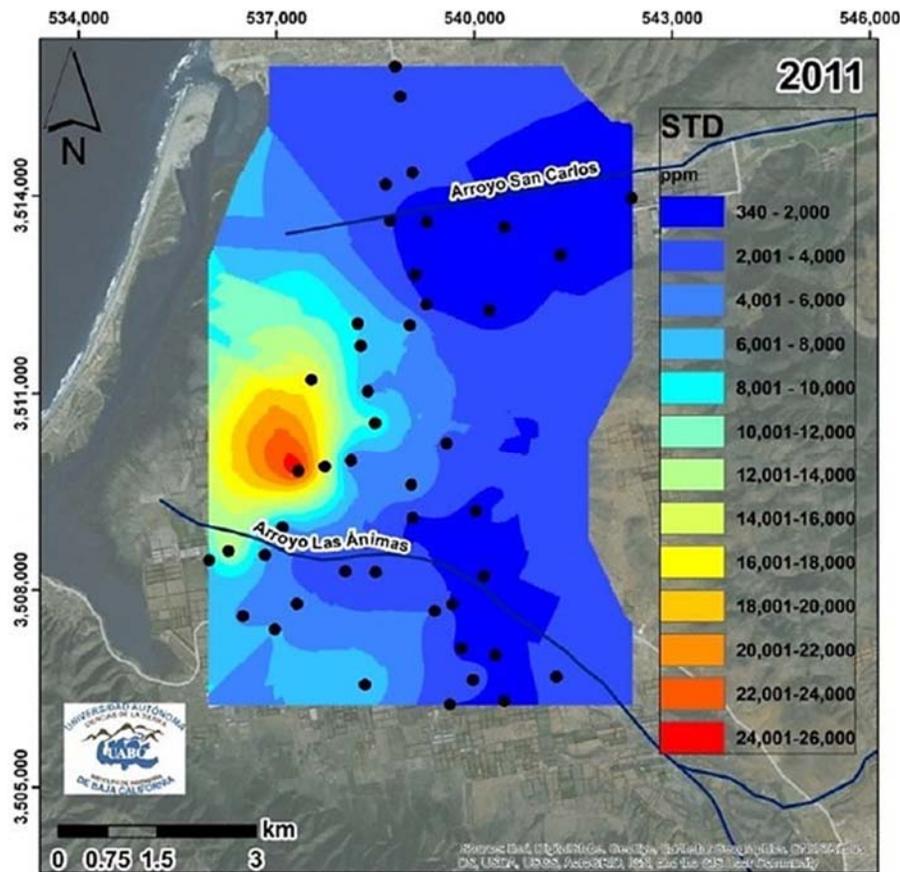


Figura 4. Concentración de STD en el AVM para el año 2011 presentada por Daesslé et al. (2014). Tomado de SEFOA (2017).

En el mismo 2014, el efluente de la PTAR El Naranja se empezó a derivar hacia determinados cultivos del VM. La cantidad de nutrientes y su menor contenido de sales, respecto del agua del acuífero, la hacía adecuada para la agricultura (SEFOA, 2017). El riego de algunas parcelas ubicadas en la zona impactada con agua salobre presumió la incorporación de ART al acuífero por retorno de riego, o bien, por infiltración en los estanques de almacenamiento para bombeo.

En 2016, se utilizaron perfiles geoelectrónicos para determinar la infiltración de ART de un estanque permeable ubicado hacia el centro del VM (Belmonte-García, 2016), los que mostraron que el agua infiltrada en los primeros 15 m de profundidad desplaza al agua de mar a niveles inferiores, dando como resultado una discontinuidad de la intrusión marina por debajo del estanque donde se produce la descarga de ART. Por otra parte, se determinó que el ART infiltrada eleva el nivel freático y cambia la dirección de flujo hacia el mar, siguiendo el flujo regional del AVM. Aun cuando el ART infiltrada no cumple con la NOM-014-CONAGUA, tiene menor concentración de sales (2,000 ppm) que la del agua subterránea en la zona central Oeste del VM, la que se sabe que contiene aproximadamente 25,000 ppm (Belmonte-García, 2016).

En 2017, se propuso un monitoreo constante del suelo alimentado con ART para determinar la evolución de las características del suelo y prevenir la acumulación de contaminantes como sales y metales. De igual manera, se propuso un monitoreo de los cultivos regados con ART para llegar a detectar deficiencias y/o toxicidades de macro y micronutrientes esenciales (SEFOA, 2017).

En el año 2018, análisis de isótopos estables y de la composición hidrogeoquímica del agua del AVM, junto con métodos de estadística multivariable y una tomografía de resistividad en dos dimensiones, mostraron que en el AVM existe una mezcla de sales disueltas atribuidas a evaporitas, rocas volcánicas, factores antropógenos e intrusión marina. Se concluyó que los residuos sólidos urbanos, las aguas residuales y los desechos animales locales son las principales fuentes antropógenas de contaminantes al acuífero y que el agua del ART es aceptable para riego agrícola en la región. Además, se obtuvieron evidencias hidrogeoquímicas y geofísicas que sugieren que es altamente probable que el ART de retorno de riego y descargada directamente al cauce del Arroyo Las Ánimas alcanzó pozos que se encontraban localizados aproximadamente a 1 km del lugar de la descarga, lo que indica una alta permeabilidad en la zona (Gilbert-Alarcón et al., 2018).

5.3 Modelo conceptual del Acuífero del Valle de Maneadero

El modelo conceptual desarrollado en esta sección incorpora el conocimiento geológico, edafológico, geofísico e hidrológico que hasta este momento se tiene sobre el acuífero; incluye la composición litológica del acuífero somero, su geometría, su funcionamiento hidrodinámico y sus propiedades hidrogeológicas, entre otros aspectos. El modelo fue complementado con datos disponibles de los niveles piezométricos hasta 2018. Con base en este modelo conceptual actualizado, se desarrolló un modelo hidrodinámico (modelo numérico) del AVM que incluye la influencia de la recarga por infiltración del riego agrícola con ART en la planicie costera que aloja al mencionado acuífero. La aplicación de dicho modelo numérico permitirá proponer estrategias para el manejo sustentable del recurso hídrico considerando el uso de ART.

La revisión de todos los estudios del AVM ha aportado elementos para establecer el modelo conceptual del AVM (Figura 5) que permite describir la geometría y funcionamiento del acuífero a partir de la incorporación de ART. El modelo conceptual toma en cuenta las características geomorfológicas y físicas del sistema hidrogeológico, así como las zonas de recarga y descarga, la evolución del nivel freático, las líneas de flujo y los cambios en el almacenamiento.

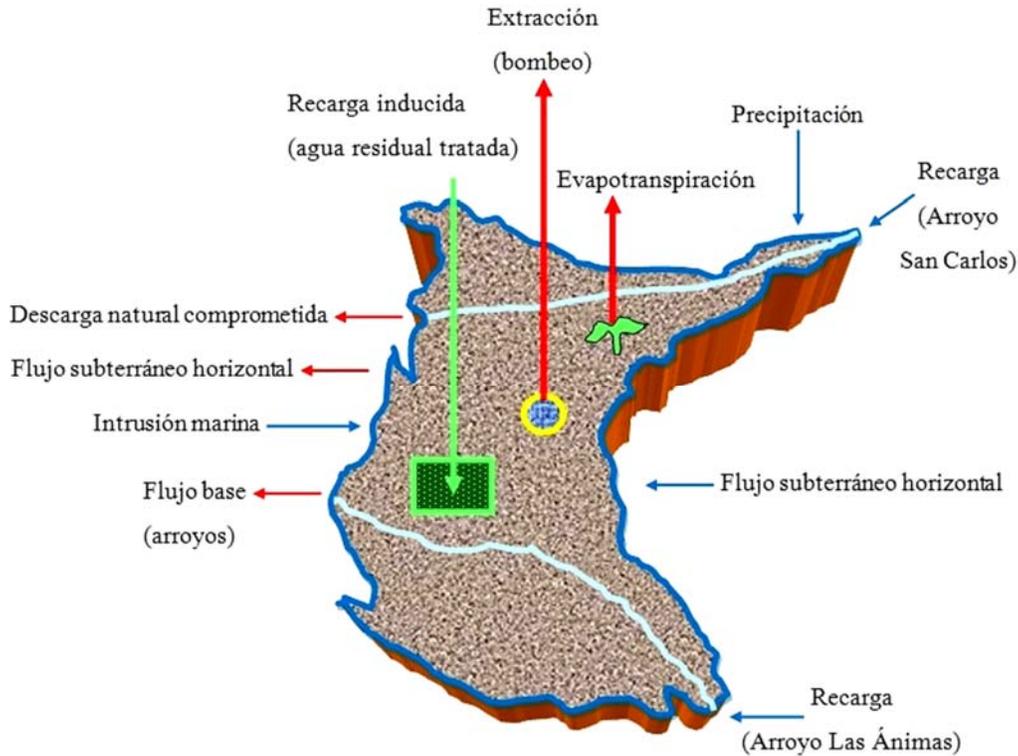


Figura 5. Modelo hidrodinámico conceptual del AVM. Las flechas en dirección al sistema acuífero indican recarga y las flechas en dirección fuera del sistema acuífero indican descarga.

5.3.1 Conceptualización de las entradas (recargas) de agua al sistema hidrogeológico

Para el AVM se consideran como entradas: la recarga vertical (precipitación), la recarga por flujo subterráneo horizontal (principalmente a lo largo de los lechos de los arroyos) y la recarga inducida que incluye tanto el retorno de riego agrícola como la infiltración del ART.

- **Recarga vertical.** Este proceso hace referencia a la infiltración de la lluvia que precipita sobre la superficie del VM y está ligado a los eventos meteorológicos locales. Los registros de precipitación son obtenidos de forma rutinaria por CONAGUA y su inclusión en el modelo requiere multiplicar la lámina de lluvia por la superficie del VM y por un factor de infiltración.
- **Recarga por flujo subterráneo.** Esta se refiere a la infiltración de los escurrimientos provenientes de las partes altas del AVM, en el contacto entre las rocas impermeables de la Sierra Juárez y los depósitos aluviales del acuífero. El proceso de infiltración es mayor a lo largo de rupturas, fallas, fracturas o grietas en las rocas del basamento y cercanas a los arroyos que conducen este escurrimiento. En este caso se requiere conocer el escurrimiento producido por las precipitaciones y el factor de recarga. Este parámetro separa la parte de la lluvia que escurre por los cauces y la que se infiltra en el contacto con el aluvial.
- **Recarga por infiltración en los cauces de los arroyos.** Parte del agua que es captada por la cuenca escurre por los arroyos hasta descargar al mar. Los dos arroyos principales que discurren en el VM son el Arroyo San Carlos y el Arroyo Las Ánimas; el agua que circula por sus cauces se infiltra a través del lecho de cada arroyo a lo largo de todo su paso por el

valle, recargando al acuífero. Esta recarga se estima considerando un porcentaje del agua que corre por los mismos. Los escurrimientos producidos por las lluvias en la cuenca se pueden estimar de forma indirecta (Ramírez Hernández et al. 2010), o bien, a través de mediciones directas en estaciones hidrométricas. Esta cuenca cuenta con una estación hidrométrica para el Arroyo San Carlos que estuvo en funcionamiento en los periodos 1962 a 1979, 1981 a 1984, 1994 y de 2001 a 2003 (SEMARNAT, 2017).

- **Recarga Inducida.** Esta se conforma por la infiltración de los excedentes de agua destinada al uso agrícola, por lo que ocurre en las parcelas que se riegan con ART, pudiendo llegar a la superficie freática del AVM, influyendo así en el sistema acuífero.
- **Flujo horizontal por intrusión marina.** Como consecuencia del abatimiento del nivel freático que se presenta en el VM debido a la sobreexplotación del acuífero, se manifiesta la intrusión de agua de mar hacia el AVM al ir ocupando los espacios libres de agua dulce presentes en los materiales del subsuelo.

Cuando los niveles de agua subterránea suben, en comparación con algún año anterior, se entiende que se han presentado lluvias que aportan suficiente agua a las fuentes de recarga del acuífero como para provocar su recuperación.

5.3.2 *Conceptualización de las salidas (descargas) del sistema hidrogeológico*

Las salidas o extracciones de agua del sistema pueden ser por procesos hidrogeológicos o por acciones antropógenas. En este caso, para el AVM son: evapotranspiración, extracción (bombeo), flujo base (arroyos), flujo subterráneo horizontal y la descarga natural comprometida.

- **Evapotranspiración.** Se refiere a la cantidad de agua transferida del suelo a la atmósfera por evaporación y transpiración de las plantas, por lo que se considera como una forma de pérdida de humedad del sistema acuífero. Existen dos maneras en las que se manifiesta este proceso, la evapotranspiración real (considera la etapa de desarrollo de las plantas) y la evapotranspiración potencial (contenido de humedad en el suelo) (CONAGUA, 2015a).
- **Extracción por bombeo.** La extracción de agua subterránea se da por medio de pozos distribuidos a lo largo del área del VM, comenzando con un registro de 11 obras en 1937, con una producción de 2.57 hm³ (TMI, 1974). La cantidad de pozos ha aumentado con el tiempo y la ubicación de algunos se ha modificado conforme a la manifestación de la intrusión marina, por lo que se han ido posicionando lejos de la costa, aunque no existe un registro público de esta migración de pozos hacia las zonas de recarga.
- **Flujo base (arroyos).** El flujo base es sostenido por el escurrimiento subterráneo. Este flujo se da en los cauces permanentes, es decir, no desaparece durante las épocas de estiaje. En la modelización hidrodinámica del AVM no se incluirá este tipo de descarga ya que se considera que el acuífero no transfiere agua al arroyo, lo que se refleja en un cauce seco, o bien, que no existe conexión hidráulica entre el acuífero y el río cuando este último no conduce agua.

- **Flujo subterráneo horizontal.** No se asignará ningún valor para este tipo de descarga en la modelización hidrodinámica actual del AVM ya que es considerada nula a causa de la sobreexplotación del acuífero.
- **Descarga natural comprometida.** La descarga natural comprometida es la suma de los volúmenes del agua concesionada de los manantiales, del caudal base de los arroyos comprometido como agua superficial para diversos usos y de la descarga subterránea que se debe conservar para no afectar a las unidades hidrogeológicas, es decir, la destinada a sostener el gasto ecológico. En el AVM dicha descarga se considera inexistente por lo que no se contempla en la modelización hidrodinámica actual (CONAGUA, 2015b).

5.3.3 Geometría del acuífero y condiciones de frontera

El área de estudio está delimitada principalmente por la geología y la topografía del lugar y queda comprendida en el territorio ocupado por aluvión (presente en la mayoría del área del VM) y en los depósitos palustres del Cuaternario (presentes hacia la costa), abarcando una superficie aproximada de 76 km². La definición del límite vertical inferior del modelo es a partir del basamento de Pérez Flores et al. (2004), y el límite vertical superior fue definido a partir de las curvas de nivel proporcionadas por la página oficial de internet de INEGI (INEGI, 2018), estableciendo de esta manera el relieve topográfico de la región (Figura 6).

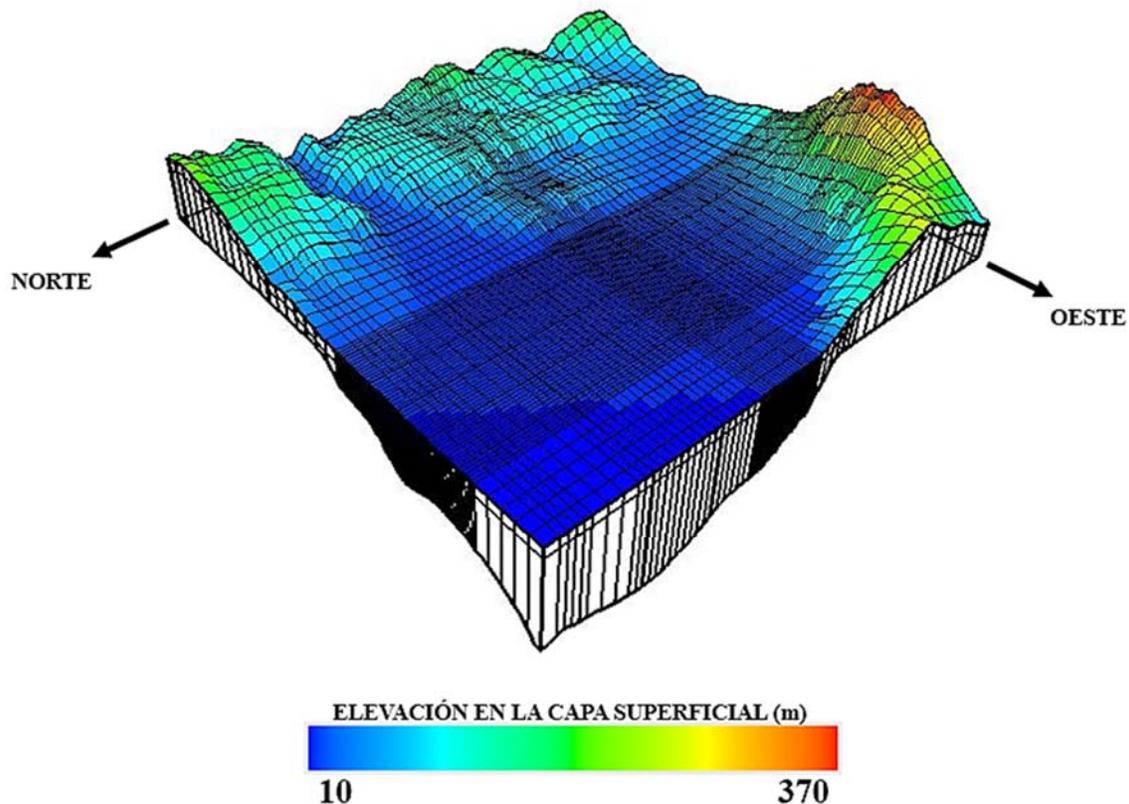


Figura 6. Relieve topográfico en tercera dimensión del modelo del AVM. Se aprecia la geometría del terreno natural en la capa superficial del área de estudio y parte de la geometría del basamento en el límite vertical inferior.

A partir de las descripciones anteriores, las condiciones de frontera para el modelo hidrodinámico del AVM se establecen de la siguiente manera (Figura 7):

- Al Norte se encuentra una elevación topográfica relacionada con la Falla Estero Beach, ubicada cerca del Arroyo San Carlos. Para los objetivos del presente estudio, el límite Norte será representado por este escarpe que divide la zona urbana de la zona agrícola, consolidando únicamente el área de cultivos del VM. Esta frontera se manejará con una carga general conforme a la profundidad del nivel estático de la porción central Norte del VM.

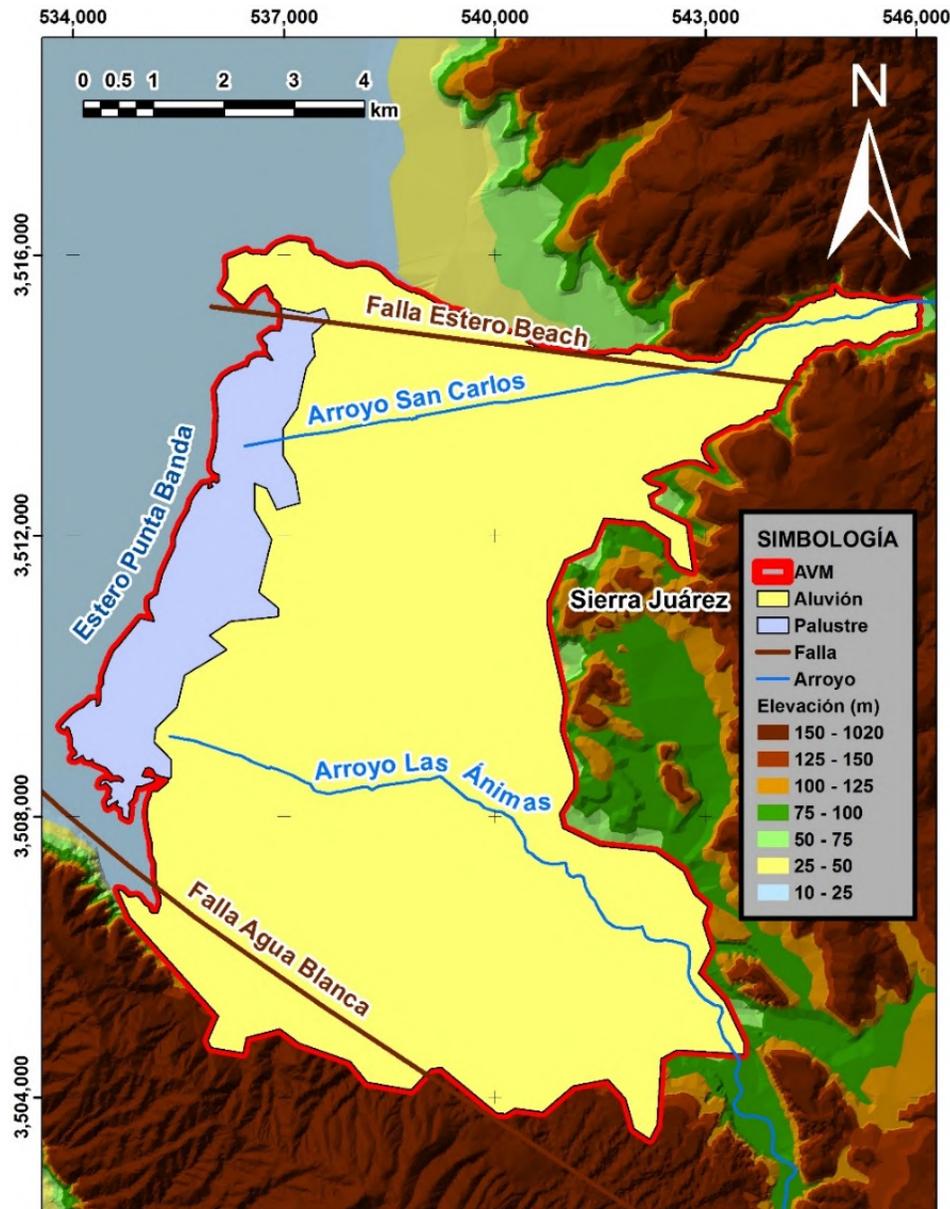


Figura 7. Condiciones de frontera para la modelización numérica del AVM.

- Al Este se establecerá la barrera de no flujo de la Sierra Juárez, ya que está conformada por roca ígnea impermeable. Además, la topografía provoca que el agua fluya hacia el pie de la montaña y, mayormente, escurra por los arroyos San Carlos y Las Ánimas, es decir, en dirección de Este a Oeste hacia el VM. Para la entrada proveniente de cada arroyo en el modelo, se asigna una celda con carga general constante que servirá como condición de frontera en esas zonas al Este del valle. El valor de la carga en esos puntos toma como referencia a los mapas de elevación del nivel estático que se presentan como información histórica del AVM. De esta manera, se puede evaluar la recarga subterránea al momento en que el programa realiza los cálculos con los parámetros geohidrológicos integrados, sin importar si el cauce de los arroyos se considera seco o si se considera que existe una lámina de agua.
- Al Sur se tomará a la Falla Agua Blanca como condición de no flujo, lo que es de gran relevancia en el comportamiento hidrogeológico del AVM. Esta falla marca el contacto entre el aluvión que conforma al acuífero y la roca ígnea ubicada al Sur del mismo. Al igual que la frontera formada por la Sierra Juárez, la topografía indica una dirección de flujo hacia el VM.
- Al Oeste se cuenta con la frontera del mar por el Estero Punta Banda, la que se considerará de carga constante, con nivel cero, debido a que los espacios de tiempo que se toman en cuenta para este estudio son mucho más grandes que los de la marea, que son diarios. Además, no existe una gran oscilación de mareas como pasa con el Golfo de California, al otro lado de la península de Baja California.

5.3.4 Tipos de suelo

En el área de estudio se observan diferentes tipos de suelo (Figura 8). Entre los de mayor extensión en la superficie de análisis se encuentran los suelos que se derivan de los sedimentos de tipo aluvión y palustre del Cuaternario. Sobre el aluvión del VM se distinguen 4 tipos de suelo: litosol, hacia las montañas; fluvisol éutrico, en el área de los arroyos San Carlos y Las Ánimas; xerosol háplico, hacia la zona urbana del valle en el Este; y, regosol éutrico, siendo este último el que se presenta en mayor extensión en el área de estudio y en el que se ubican la mayoría de las parcelas agrícolas. Sobre el palustre, que se ubica hacia la costa, sólo se presenta el tipo solonchak gléyico que es un suelo salino representativo de los ambientes áridos y semiáridos, también relacionado a zonas de regadíos mal gestionados. Este último presenta serias limitaciones al momento de considerar la infiltración del agua hacia el acuífero en su porción costera, mientras que los suelos derivados del aluvión son de alta permeabilidad, lo que facilita la recarga (URA, 2014).

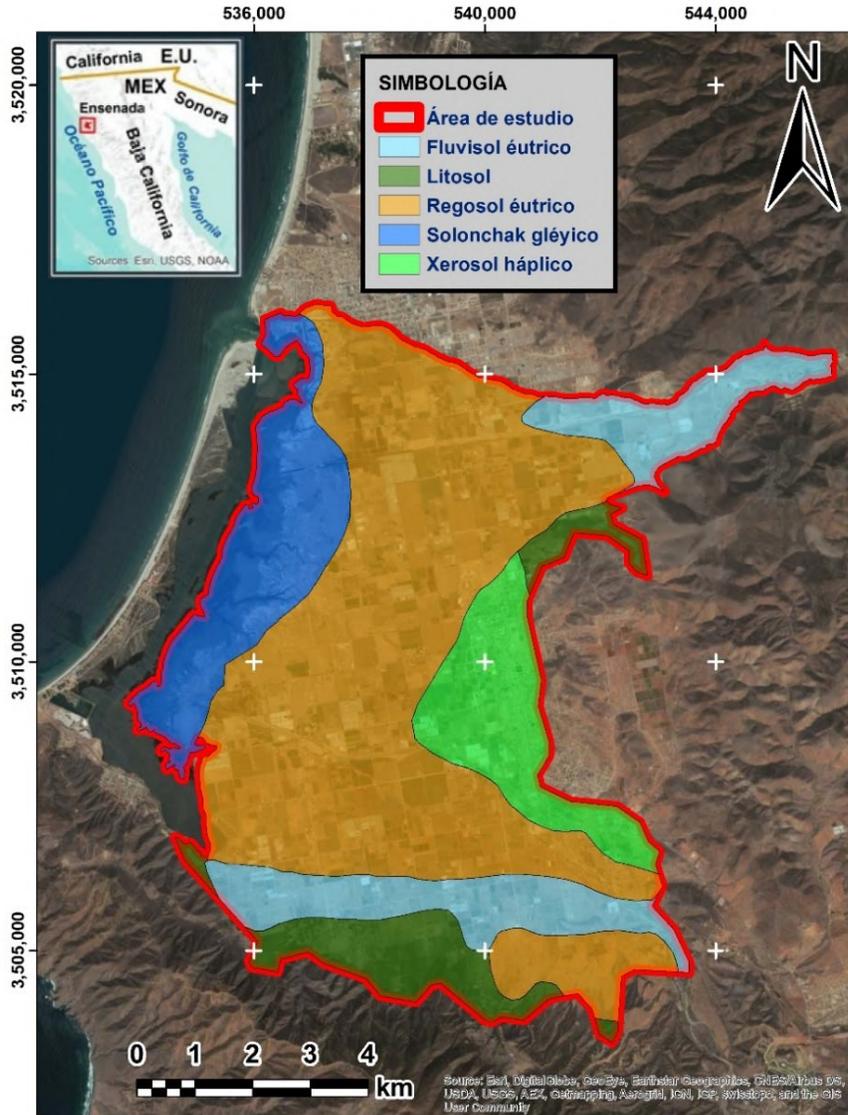


Figura 8. Vista en planta de la capa superficial del AVM y la distribución de los tipos de suelos.

5.3.5 *Secuencia sedimentaria (capas)*

Para llegar al modelo conceptual definitivo del funcionamiento del AVM, se esquematizó una vista en perfil donde se representa la división litológica en capas homogéneas desde la superficie del terreno natural hasta el basamento de roca impermeable (Figuras 9 y 10).

Las capas dependen de las características hidrogeológicas del acuífero. Se distinguen 2 divisiones representativas en el área de estudio correspondientes a los sedimentos aluvión y palustre, que a su vez se dividen verticalmente en capas llegando conformar un total de 5 capas de la siguiente manera:

- El palustre consta de 2 capas con diferente conductividad hidráulica vertical hasta llegar al basamento.
- El aluvión consta de 3 capas con diferente conductividad hidráulica vertical hasta llegar al basamento.



Figura 9. Esquema representativo de las capas verticales del AVM. Vista en perfil.

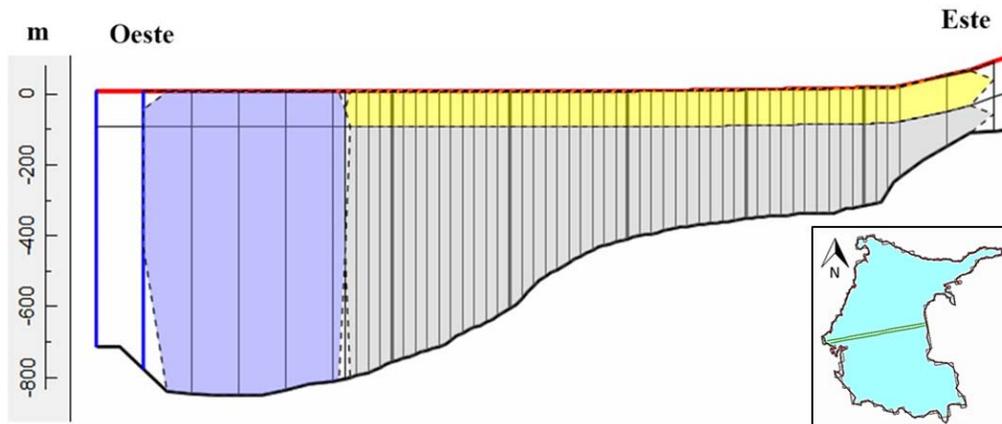


Figura 10. Perfil central compuesto por capas homogéneas que forman el dominio de flujo para el modelo numérico y representan la división litológica del AVM.

La primera capa del modelo del AVM, la capa superficial, se estableció con un espesor de 2 m en la extensión total del área de estudio independientemente del tipo de suelo. Se evalúa restándole 2 m a la elevación del terreno natural en cada celda. Esto se determinó por las descripciones litológicas y los resultados de estudios geofísicos que se han realizado a lo largo del tiempo en la planicie costera del VM como los de Sarmiento López (1996).

Hacia la porción Oeste del perfil se diferencian 2 capas, la capa superficial y la segunda capa que se extiende desde el término de la capa superficial hasta el basamento. La capa superficial es el tipo de suelo solonchak gléyico, la segunda capa es material palustre que se extiende hasta la roca impermeable.

Hacia la porción Este del perfil se diferencian 3 capas, la capa superficial que está conformada por los diferentes tipos de suelo que se extienden sobre el material aluvial a lo largo de la región, la segunda capa que se extiende desde el término de la capa superficial hasta alcanzar un espesor de

100 m y la tercera capa que se extiende desde el término de la segunda capa hasta la roca impermeable. Para determinar la profundidad de la capa permeable en el aluvión (segunda capa), se analizó la información sobre las perforaciones que se han realizado para la extracción de agua subterránea y las perforaciones de pozos exploratorios. Además, se consideró lo que indican los estudios previos como los de Serrano (2011), CONAGUA (2003b) y Daesslé et al. (2005). Esta segunda capa presenta una mayor conductividad hidráulica que la tercera.

5.3.6 Propiedades hidrogeológicas consideradas

Porosidad. La porosidad de los materiales del subsuelo es el porcentaje de vacío que se presenta entre las partículas de roca o suelo de una unidad de material analizado (Fetter, 2000).

Conductividad hidráulica. La conductividad hidráulica (K) es una propiedad del material que depende de la facilidad con la que el agua puede pasar a través de él se le puede referir como el coeficiente de permeabilidad (Fetter, 2000).

Transmisividad. Para estimar el valor de la transmisividad en un acuífero, el cálculo consiste en multiplicar la conductividad hidráulica por el espesor de la capa de material por la que atraviesa el agua, indicando la facilidad que tiene el agua para circular horizontalmente por una formación geológica (Sánchez-San Román, 2013). En este caso, la transmisividad varía en cada celda del modelo hidrodinámico actual del AVM debido a que se utiliza la geometría variable que conforma el basamento.

Coefficiente de almacenamiento. El coeficiente de almacenamiento adimensional depende del tipo de roca y se define como la altura de agua liberada en todo el espesor del acuífero al descender una unidad el nivel piezométrico, y suponiendo que el flujo es casi horizontal, el agua liberada procede de la reacción elástica y del descenso de nivel de una unidad (Custodio y Llamas, 1988).

5.3.7 Actualización de la información del nivel freático en el Valle de Maneadero

Como ya se ha mencionado, los niveles de agua subterránea en el VM se han visto afectados a través de los años debido a la sobreexplotación que existe en el acuífero.

COTAS Maneadero realizó trabajo de campo para la obtención de datos respecto a la profundidad al nivel freático en el VM desde el año 2014 hasta el año 2018. El grupo de Ciencias de la Tierra y Medio Ambiente del Instituto de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Baja California (UABC) apoyó en esta labor desde diciembre de 2017 hasta noviembre de 2018, actualizando la información disponible hasta ese momento.

En las mediciones de la profundidad al nivel freático se obtuvieron variaciones entre 4 m hasta 80 m, siendo las de mayor profundidad las ubicadas en la zona central Sur del área de estudio, y las mínimas en la zona cercana a la costa. Lo anterior puede estar relacionado a la concentración de pozos en la parte central del valle agrícola con una mayor extracción, mientras que hacia la costa la presencia de pozos es escasa por la decreciente calidad del agua ya que es donde se produce la intrusión salina. En la mayoría de los pozos, el nivel estático se profundiza durante el mes de marzo y se recupera los meses posteriores, probablemente por las temporadas de riego que generan un

retorno agrícola propiciando la recarga del acuífero. Se observó también una evolución del nivel freático de 2014 hasta la última medición en el 2018 posiblemente asociada a la recarga de ART.

Los puntos de medición del nivel piezométrico no fueron los mismos durante el período analizado, por diversas razones, pero principalmente porque los usuarios no podían detener el funcionamiento de los aprovechamientos en las temporadas de riego de sus cultivos. Debido a esta situación, los pozos que se monitorearon de una forma más continua fueron los que están inactivos.

5.3.8 Agua residual tratada en el modelo del Acuífero del Valle de Maneadero

El uso de ART en las actividades agrícolas del VM se da a partir del año 2014, con un valor que sobrepasa los 2 millones de metros cúbicos (SEFOA, 2017) como una medida de manejo sustentable de los recursos del AVM. Al inicio del reuso del ART proveniente de la PTAR El Naranja se incorporan 152.7 ha de tierras de un total de 13 productores, que en su mayoría corresponden a cultivos de flores y el forraje y en mucho menor superficie los frutales, todos ellos con regímenes de riego perenes (SEFOA, 2017).

Con el tiempo, el número de parcelas en las que se aplica ART para riego ha ido aumentando. En la zona central del valle donde es mayor la densidad de parcelas en las que se utiliza ART se puede apreciar la elevación del nivel estático a partir del trabajo de campo realizado en 2018. Los gastos estimados del ART están dentro del rango de los 40 a 50 m³/día/ha (SEFOA, 2017). El modelo propuesto incorpora esta recarga considerando el gasto estimado y las superficies donde se utiliza ART. Se calcula el volumen infiltrado por unidad de área, considerando al dividir la cantidad total aplicada de ART entre la superficie de parcelas de cultivo (variable en el tiempo) y multiplicada por un factor de infiltración de acuerdo con el tipo de cultivo y riego.

5.3.9 Conclusiones

A lo largo de la historia de extracción del agua del AVM se han realizado diversos modelos hidrogeológicos (Sarmiento López 1996; CONAGUA 1999c; Gil Venegas 2010), sin embargo, el modelo desarrollado en este trabajo aporta elementos que no habían sido considerados antes y que dan mayor robustez a los resultados obtenidos.

- Abarca estrictamente la superficie de todo el valle agrícola, tomando como límite norte el escarpe relacionado a la Falla Estero Beach.
- Considera los tipos de suelo de la región, que son un reflejo de los cambios en las características texturales y litológicas de las subyacentes capas del acuífero para simular el comportamiento de la capa superficial de la planicie costera, que es donde se ubican las parcelas de cultivo y se lleva a cabo la mayor hidrodinámica del acuífero.
- Se actualizó la información referente a la profundidad al nivel freático en el AVM para el período de 2014 a 2018, en el cual se incluye por primera vez la aplicación de ART en la agricultura y su posible recarga al acuífero.
- La conceptualización del modelo permite ampliar la zona en que se aplique ART como se espera en los próximos años permitiendo que el modelo siga siendo útil.

5.4 Comentarios finales

La integración de un modelo conceptual para simular el comportamiento de un acuífero requiere establecer con precisión el objeto del modelo, determinar el uso que se le dará y qué preguntas se quieren responder. Es por lo anterior que, en un mismo acuífero, como sucede en el caso de estudio presentado, se desarrolla más de un modelo hidrogeológico, ya que cada uno responde a preguntas específicas.

De igual forma, el conocimiento de los sistemas acuíferos va progresando a medida que se tiene una mejor cobertura de mediciones de la hidrodinámica del acuífero y de la estructura del mismo, por lo que es común ver que modelos subsecuentes muestran mayor precisión en la descripción del sistema físico, de las variaciones en los niveles piezométricos y en la calidad del agua. Sin embargo, los modelos postulados en las fases tempranas de explotación deben ser considerados como base en la postulación de nuevos modelos tomando de ellos la visión general del sistema y evaluando tanto la forma en que se respondieron a las preguntas de investigación como las nuevas preguntas que se quieren responder con la nueva información obtenida.

Lo anterior permite evaluar qué tipo de información se requiere para la construcción de un modelo que sea funcional y que información, aunque sea incipiente, es suficiente para los nuevos objetivos del modelo. Los altos costos de adquisición de datos geohidrológicos requieren analizar y jerarquizar la información vital para el modelo y la información que otros modelos han asumido como válida y que podría ser suficiente para los nuevos objetivos.

Finalmente, la construcción e implementación de los modelos tienen el objetivo de explicar su funcionamiento, pero también el de identificar y en muchos casos predecir su comportamiento para llegar al fin último que es hacer un uso sustentable del recurso hídrico.

Referencias

- Anderson, M., & Woessner, W. (1995). *Applied ground water modeling: Simulation of flow and advective transport*. San Diego, CA: Academic Press.
- Anderson, M., Woessner W. & Hunt, R. (2015). *Applied Groundwater Modeling*.
- Andrade-Borbolla, M. (1998). *Estudio hidrogeológico con apoyo en sondeos geofísicos realizado en la vecindad del Rancho Cerro Colorado, Delegación Maneadero, Municipio de Ensenada, Baja California*.
- Badillo, M., & Valdera, F. (2009). Manual de buenas prácticas de riego en viñedo, olivar, cítricos y fresa. *Propuestas de WWF Para Un Uso Eficiente Del Agua En La Agricultura*, 2–32.
- Belmonte-García, V. (2016). *Monitoreo de la pluma de agua tratada que se descarga en una zona costera del acuífero del Valle de Maneadero, Baja California, mediante métodos eléctricos*.
- Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, B. C. (1997). *Exploración geofísica en el área del Ejido Coronel Esteban Cantú, Ensenada, B.C.*
- Comisión Estatal de Servicios Públicos de Ensenada. (1998). *Expediente técnico reposición de Pozo No.1 Valle de Maneadero*.

- Comisión Estatal de Servicios Públicos de Ensenada. (2005). *Expediente técnico emisor de aguas tratadas de 500 lps de planta El Naranjo - Parcela 195 Valle de Maneadero Municipio de Ensenada.*
- Comisión Federal de Electricidad. (1999). “*Informe técnico sobre las características de calidad del agua subterránea del Valle El Maneadero*” Ensenada, B.C.N.
- Comisión Nacional del Agua. (1991). *Estudio de actualización piezométrica y geoquímica del Valle de Maneadero, Municipio de Ensenada, B.C. Reporte interno de la CONAGUA.*
- Comisión Nacional del Agua. (1997a). *Actualización piezométrica del Acuífero BC-12 Valle de Maneadero, B.C. Reporte interno de la CONAGUA.*
- Comisión Nacional del Agua. (1997b). *Estudio técnico justificativo de la zona geohidrológica del “Valle de Maneadero.” Reporte interno de la CONAGUA.*
- Comisión Nacional del Agua. (1998). *Actualización geohidrológica del Acuífero BC-12 Maneadero, Baja California. Reporte interno de la CONAGUA.*
- Comisión Nacional del Agua. (1999a). *Localización de Pozos Exploratorios para Extracción de Agua Salobre en el Valle de Maneadero. Reporte interno de la CONAGUA.*
- Comisión Nacional del Agua. (1999b). *Documento de respaldo para la publicación de la disponibilidad Acuífero BC-12 Maneadero. Reporte interno de la CONAGUA.*
- Comisión Nacional del Agua. (1999c). *Estudio de Simulación Hidrodinámica del Acuífero de Maneadero, B.C. Reporte interno de la CONAGUA.*
- Comisión Nacional del Agua. (2002). *Integración del plan de manejo para el Acuífero de Maneadero, B.C. Reporte interno de la CONAGUA.*
- Comisión Nacional del Agua. (2003). *Plan de Manejo Integrado del Agua para el Acuífero de Maneadero, B.C. Reporte interno de la CONAGUA.*
- Comisión Nacional del Agua. (2015a). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Rio Culiacán (2504), Estado de Sinaloa. Diario Oficial de la Federación.*
- Comisión Nacional del Agua. (2015b). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Maneadero (0212), Estado de Baja California. Diario Oficial de la Federación.*
- Comité Técnico de Aguas Subterráneas del acuífero de Maneadero A.C. (2009). *Estudio de geoquímica en el acuífero de Maneadero, municipio de Ensenada, B.C.*
- Cruz-Falcón, A. (1986). *Gravimetría de la cuenca del Arroyo San Carlos, Ensenada B.C.*
- Custodio, E., & Llamas M. R. (1988). *Hidrología subterránea. Tomo II.*
- Daesslé, L. W., Pérez-Flores, M. A., Serrano-Ortiz, J., Mendoza-Espinosa, L., Manjarrez-Masuda, E., Lugo-Ibarra, K. C., & Gómez-Treviño, E. (2014). A geochemical and 3D-geometry geophysical survey to assess artificial groundwater recharge potential in the Pacific coast of Baja California, Mexico. *Environmental Earth Sciences*, 71(8), 3477–3490.
- Daesslé, L. W., Sánchez, E. C., Camacho-Ibar, V. F., Mendoza-Espinosa, L. G., Carriquiry, J. D., Macias, V. A., & Castro, P. G. (2005). Geochemical evolution of groundwater in the Maneadero coastal aquifer during a dry year in Baja California, Mexico.

Hydrogeology Journal, 13(4), 584–595.

- Del Toro-Kobzeff, A. (2015). *Caracterización y análisis comparativo de la salinidad de suelos de cultivo de importancia económica de la región de Ensenada, B.C. y zona vitícola de Caborca, Sonora*.
- Diario Oficial de la Federación. (2018).
- Fabriol, H., Martínez, M., & Vázquez-G., R. (1982). Mediciones gravimétricas y telúricas en el Valle de Maneadero, Ensenada, Baja California. *Geofísica Internacional*, 21–1, 41–56.
- Geomática Integral de Servicios de Baja California S.C. (2003). *Nivelación de brocales de la red de monitoreo piezométrico del acuífero 0212 del Valle de Maneadero Ensenada, B.C. Reporte interno de la CONAGUA*.
- Gil-Venegas, L. E. (2010). *Modelo numérico para determinar el impacto por la operación de pozos costeros en la zona del acuífero de Maneadero*.
- Gilbert-Alarcón, C., Daesslé, L. W., Salgado-Méndez, S. O., Pérez-Flores, M. A., Knöller, K., Kretschmar, T. G., & Stumpp, C. (2018). Effects of reclaimed water discharge in the Maneadero coastal aquifer, Baja California, Mexico. *Applied Geochemistry*, 92(January), 121–139.
- Ingenieros Civiles y Geólogos Asociados, S. A. (1978). *Estudio de factibilidad hidrológica en San Quintín y Maneadero, B. C. N.*
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2001). Síntesis de Información Geográfica del Estado de Baja California, 95.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2018). *INEGI. México: Topografía - INEGI*. <https://www.inegi.org.mx/temas/topografia/default.html#Descargas>
- Lara-Valenzuela, K. M. (2011). *Evaluación de intrusión marina utilizando isótopos de estroncio como trazador: un ejemplo de Ensenada, B.C., México*.
- López-Fernández, C. M. (2012). *Estudio de Calidad del Agua (Geoquímica), de la Red de Monitoreo del Acuífero de Maneadero, Municipio de Ensenada, Baja California. Reporte interno de la CONAGUA*.
- Luján, V., & Romo, J. M. (2010). Audiomagnetotelluric investigation of seawater intrusion using 2-D inversion of invariant impedances. *Geologica Acta*, 8(1), 51–66.
- Perez-Flores, M. A., Suarez-Vidal, F., Gallardo-Delgado, L. A., Gonzalez-Fernandez, A., & Vazquez, R. (2004). Structural pattern of the Todos Santos coastal plain, based on geophysical data--Patron estructural de la planicie costera de Todos Santos, con base en datos geofísicos. *Ciencias Marinas*, 30(2), 349–364.
- Pissani, Z. J. F. (1993). *Método del pozo barrenado, invertido*.
- Ramírez-Hernández, J., Reyes-López J. A., Carreón-Díazconti C., & Lázaro, M. O. (2010). Estudio para Actualizar la Disponibilidad Media Anual de las Aguas Nacionales Superficiales en las 85 (ochenta y cinco) Subregiones Hidrológicas de las 7 (siete) Regiones Hidrológicas 1,2,3,4,5,6 y 7 de la Península de Baja California. Comisión Nacional del Agua. Organismo de Cuenca Península de Baja California. Subgerencia Regional Técnica. Convenio: SGT-OCPC-BC-10-GASIR-001. Universidad Autónoma de Baja California. Mexicali, B.C.

México.

Registro Público de Derechos de Agua. (2018). *Página oficial de internet*.

Residencia General de Administración y Control de Sistemas Hidrológicos. (1988). *Estudio de actualización piezométrica y geoquímica en el Valle de Maneadero municipio de Ensenada, B.C.*

Sánchez-San Román, F. J. (2013). *Conceptos fundamentales de hidrogeología*.

Sarmiento-López, C. (1996). *Modelo preliminar de flujo tridimensional del acuífero de la planicie costera del Valle de Maneadero, B.C., México*.

Secretaría de Fomento Agropecuario. (2015). *Panorama general de “Maneadero” Baja California, 2015*.

Secretaría de Fomento Agropecuario. (2017). *Proyecto de reúso de aguas residuales tratadas en la agricultura Valle de Maneadero, Municipio de Ensenada, B.C.*

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2017). *Diseño de indicadores de sensibilidad territorial a la disminución de agua para los centros de población urbana y la infraestructura asociada. Bajo escenarios actuales y de cambio climático*.

Serrano-Ortiz, J. (2011). *Determinación de la geometría 2D y 3D del acuífero del sur del valle de Maneadero , mediante mediciones de resistividad*.

Técnicas Modernas de Ingeniería, S. A. (1974). *Estudio geohidrológico del Valle de Maneadero en el Estado de Baja California Norte*.

Técnicas Modernas de Ingeniería, S. A. (1977). *Estudio geofísico del Valle de Maneadero en el Estado de Baja California Norte*.

Ur Agentzia, (2014). *Actualización de la evaluación de recursos hídricos de la CAPV 2010*.

Vega-Aguilar, M. E. (1989). *Combinación de sondeos de resistividad y polarización inducida en el estudio de un acuífero costero*.

**Parte III: Innovación,
investigación y desarrollo**

6 Análisis del pronóstico meteorológico numérico bajo distintas parametrizaciones de Capa Límite Planetaria: caso de un sistema frontal

J. Ernesto López-Velázquez¹, Armando Rello-García¹, Rafael García-Cueto¹, Alejandro Lambert Arista², Néstor Santillán Soto¹, David E. Flores-Jiménez¹

¹Universidad Autónoma de Baja California, Instituto de Ingeniería

²Universidad Autónoma de Baja California, Facultad de Ingeniería Mexicali

6.1 Introducción

Un pronóstico meteorológico tiene como propósito principal, predecir el comportamiento de la atmósfera en un determinado sitio hacia el futuro. Diariamente, alrededor del mundo se realizan pronósticos del tiempo atmosférico que son utilizados como herramienta en diferentes actividades de la industria del transporte, navegación, energía, agricultura, protección civil, etc. La demanda de pronósticos certeros genera, a su vez, la necesidad de distintos tipos de pronósticos especializados, lo cual se traduce en la búsqueda de mejoras en su desarrollo computacional.

Entre los desafíos más importantes en la modelación computacional de pronósticos meteorológicos, se encuentra la definición de los valores iniciales y de frontera de los modelos. Cuando un pronóstico se integra en el tiempo, la evolución de la atmósfera en un periodo futuro puede simularse a partir de las observaciones meteorológicas actuales y datos de las últimas horas previas al punto de inicio de la simulación (datos de condiciones iniciales), bajo la reserva de reproducir y propagar errores si estos valores iniciales no son actualizados conforme el tiempo avanza. Entonces, se asume que un modelo computacional es capaz de pronosticar adecuadamente si cumple con dos aspectos principales; en primer lugar, contar con precisión en las condiciones iniciales y, en segundo lugar, obtener una representación física adecuada de los procesos que rigen el comportamiento de la atmósfera (Kalnay, 2003).

En la representación física queda implícito otro aspecto importante en la modelación computacional: la topografía de la superficie terrestre. Se ha demostrado que la topografía influye significativamente en las regiones climáticas, así como en las interacciones entre las capas bajas de la atmósfera y la superficie (Kapos, et al., 2000), por lo que su representación física en los modelos computacionales resulta de gran importancia en la simulación de las variables meteorológicas a niveles bajos (Carvalho et al., 2012). De acuerdo a Arnold et al. (2012), un área de “terreno complejo” puede definirse como la superficie donde existe una importante variación del gradiente de altitud a lo largo de una corta extensión de kilómetros y, a la vez, confluyen diferentes formas topográficas, tales como colinas, montañas, planicies, valles, mesetas, etc.

Las condiciones de terreno en la zona fronteriza del sur de California y norte de Baja California, sumado a la disponibilidad de datos medidos en superficie por estaciones meteorológicas, resulta de interés particular para esta investigación pues permite evaluar a niveles bajos de la atmósfera, mediante la implementación de un modelo meteorológico computacional, el resultado de las predicciones de las variables atmosféricas y el acoplamiento de la Capa Límite Planetaria (CLP) y la capa superficial, principalmente cuando la circulación sinóptica dominante se ve perturbada por sistemas meteorológicos típicos de la temporada de invierno, como los frentes fríos.

6.2 Modelo computacional WRF

El WRF es un modelo numérico de predicción meteorológica y un sistema de simulación atmosférica diseñado para investigación y aplicaciones operacionales (Skamarock et al., 2008). Como se ejemplifica en la Figura 1, WRF representa el estado de la atmósfera en una malla tridimensional en términos de variables fundamentales, es considerado un modelo tipo no-hidrostatico que resuelve las ecuaciones primitivas que controlan la circulación atmosférica, además de permitir pronosticar variables meteorológicas con una alta resolución a partir de una condición inicial y una de frontera.

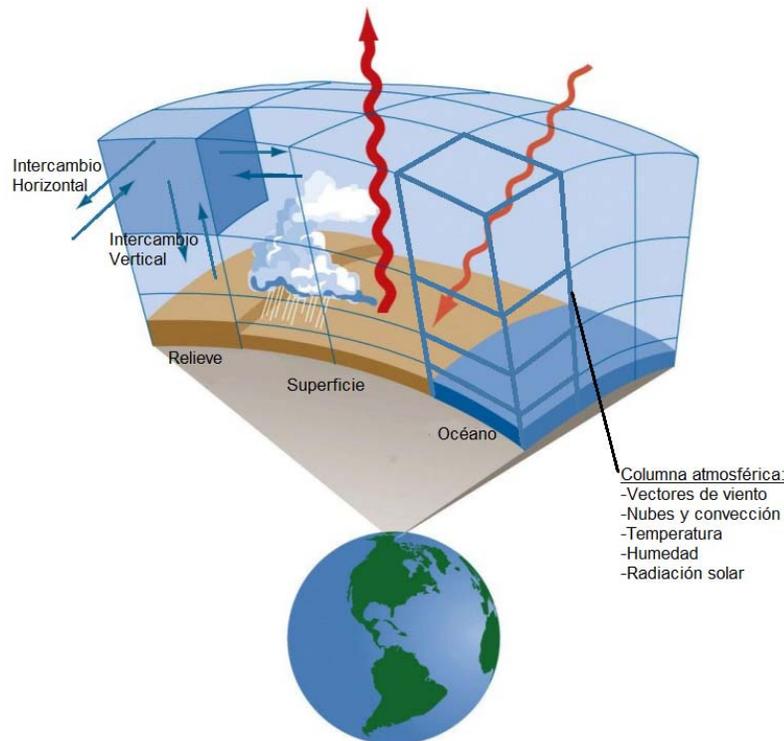


Figura 1. Representación general de la estructura 3D de un modelo meteorológico computacional (Modificada de Ruddiman, 2001).

Dentro del modelo WRF existe la posibilidad de configurar parámetros que influyen en procesos atmosféricos a niveles bajos de la atmósfera, es decir, permite simular el comportamiento de diversas variables atmosféricas bajo distintos parámetros de microfísica, tales como convección,

radiación, capa superficial y CLP. La CLP se localiza en la parte más baja de la atmósfera, típicamente dentro del primer kilómetro de altura desde la superficie. Por tanto, es la región en mayor contacto con el continente u océano, donde los flujos de calor, momentum y humedad tienen lugar y generan procesos turbulentos en una escala corta de tiempo. Dichos procesos resultan difíciles de representar como una estructura física que los modelos computacionales puedan resolver fácilmente (Stull, 1988). Por este motivo, los procesos turbulentos a niveles bajos de la atmósfera se representan mediante módulos denominados parametrizaciones, las que consisten en algoritmos que calculan el efecto del fenómeno no resuelto en función de las variables que el modelo sí es capaz de resolver. Una vez resuelto, el efecto o tendencia se aplica a subyacentes campos del modelo (García-Diez, 2013).

Simular un proceso atmosférico imposible de pronosticar directamente por las ecuaciones del modelo, requiere de un esquema de parametrización basado en una representación física o estadística razonable. Generalmente el esquema debe usar un conjunto de suposiciones para derivar información acerca de los procesos a partir de las variables de las ecuaciones de pronóstico.

6.2.1 Parametrizaciones de Capa Límite Planetaria

Los esquemas de parametrización de CLP se clasifican en locales y no-locales. Los locales utilizan variables y parámetros que están definidos en cada nivel vertical o en sus vecinos, mientras que los esquemas no-locales pueden depender de parámetros que utilizan todo el perfil vertical, o relaciones entre niveles diferentes. El modelo WRF cuenta con doce parametrizaciones de capa límite y de acuerdo a lo mencionado por García-Diez (2013) en su tesis doctoral, tres de estas son las más importantes; destacan por su popularidad y antigüedad en el modelo, es decir, son tres de los esquemas más experimentados por las investigaciones de los últimos 10 años, y que además representan aproximaciones diferentes, como: la difusión no local, el cierre local y la combinación entre ambos.

6.2.2 Descripción de un frente frío

Es sabido que la principal zona de génesis de masas de aire gélidas se localiza en los polos, sin embargo, los “frentes” pueden formarse en cualquier latitud del planeta. Si dos masas de aire con diferentes características termodinámicas se encuentran entre sí, pueden originarse dos tipos de sistemas: fríos o cálidos. Cuando dos masas de aire, una fría y otra cálida, chocan entre sí, la superficie que separa una de otra se denomina “frente frío” (FF; Lazaridis, 2011). En estos casos la masa de aire cálido se localiza inicialmente a niveles bajos y se mueve más lentamente que la de aire frío, por tanto, la masa de aire frío se desplaza más rápido y traspasa a niveles bajos a la masa cálida, lo cual a su vez se traduce en intensos desplazamientos verticales. El aire forzado a ascender es enfriado adiabáticamente, es decir, sin intercambiar calor con su entorno, por lo que le resulta fácil alcanzar la saturación. Como el ascenso del aire cálido es rápido y abrupto, no sólo hay formación de nubes bajas y medias sino también de grandes nubes de desarrollo convectivo, asociadas a tormentas, niebla o intensa lluvia, en periodos cortos. Los FF se originan generalmente cerca del polo norte, cruzan parte de la costa oeste de los E.U.A. y llegan al noroeste de México. Son por lo regular sistemas con duración de tres a siete días, generan lluvia moderada, favorecen

la disminución de las temperaturas y el aumento de las velocidades del viento. Su ocurrencia va de septiembre a mayo, aunque la mayoría acontece en temporada invernal.

6.3 La región fronteriza de Baja California: sitio de estudio

El área de estudio comprende la región conformada por los colindantes sur de California, E.U.A, y norte de Baja California, México; esta región es un claro ejemplo de terreno complejo (Figura 2). En California se encuentra la cadena montañosa Sierra Nevada (SN), la que se extiende por casi 650 kilómetros a lo largo de los estados de California y Nevada, con altitudes superiores a los 4000 metros sobre el nivel del mar (msnm); el Central Valley (CV), localizado entre la Sierra Nevada y la cadena montañosa costera; y, al sur, la región montañosa que conforma San Bernardino (SB), en donde algunos de los picos más altos superan los 3000 msnm. Con características topográficas similares, el norte de Baja California tiene la influencia de la Sierra de Juárez (SJ), la cual posee una longitud media de 140 kilómetros con altitud aproximada de 1,700 msnm. De igual forma, un poco más al sur, en la región de Ensenada, se encuentra la sierra de San Pedro Mártir, donde existen elevaciones importantes como la Providencia y la Encantada, a más de 3000 msnm, las que a su vez separan la zona desértica al noreste del estado y la región de Valles al noroeste. Por tanto, Baja California es considerado un terreno complejo con influencia directa del Océano Pacífico, lo que favorece variaciones adicionales en los regímenes climáticos y de vegetación entre la costa, la región montañosa y la zona de desiertos (Durrenberger, 1968).

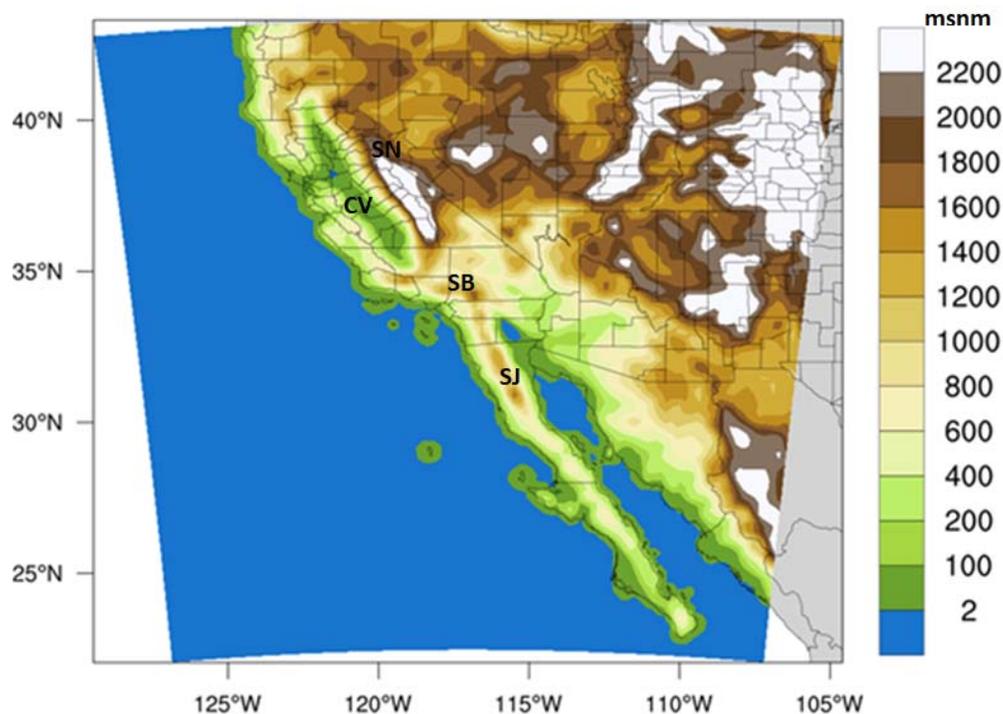


Figura 2. Mapa de altura del terreno del área de estudio y ubicación de algunos sistemas orográficos importantes. SN - Sierra Nevada, CV - Central Valley; SB - San Bernardino; SJ - Sierra de Juárez.

Por lo anterior, los objetivos de este trabajo se centran en (1) analizar y evaluar estadísticamente el desempeño del modelo de simulación atmosférica Weather Research and Forecasting (WRF)

durante la influencia de un sistema frontal típico de invierno y, (2) evaluar y determinar la configuración de parametrizaciones físicas de CLP que mejor simule los datos medidos por la estación meteorológica automática en superficie.

6.3.1 Datos iniciales y observaciones

Para este trabajo se consideraron dos fuentes de datos de las condiciones iniciales del modelo WRF: los datos de Análisis Global Operacional Final (FNL, por sus siglas en inglés) del Centro Nacional de Predicción y Medio Ambiente (NCEP, por sus siglas en inglés) y los datos del Sistema de Pronóstico de Mesoescala de Norteamérica (NAM, por sus siglas en inglés). Los datos de NAM son los más utilizados por la NCEP en pronósticos meteorológicos de mesoescala en Norteamérica, tienen una resolución de 12 kilómetros en el dominio madre y 3 km en anidados, su cobertura incluye a México y Estados Unidos y sus salidas cuentan con variables disponibles como, temperatura, precipitación y energía cinética turbulenta (EMC-NCEP, 2018). Mientras tanto, los datos FNL, pertenecen al Sistema Global de Asimilación de Datos (GDAS, por sus siglas en inglés), poseen una resolución espacial de $1^\circ \times 1^\circ$ y una resolución temporal de 6 horas, disponibles en superficie, en 26 niveles en la vertical y con una cobertura espacial de escala global (NCEP-FNL, 2018).

Así mismo, con la finalidad de realizar una comparación visual y estadística de las salidas obtenidas del modelo WRF, se utilizaron datos observados en superficie por estaciones meteorológicas automáticas, principalmente la ubicada en el Instituto de Ingeniería UABC-Mexicali, la cual es una estación meteorológica modelo Davis Vantage Pro2 que registra cada minuto información de la temperatura ambiente, humedad relativa, precipitación, velocidad y dirección del viento.

6.3.2 Descripción de los dominios

Las simulaciones numéricas se realizaron con el modelo WRF versión 3.3 (Skamarock et al., 2008), divididas en tres experimentos cada una, bajo una distinta opción de CLP y tres dominios, un dominio madre (D1) y dos anidados o interiores (D2 y D3), como se detalla la Figura 3. En estos dominios se propone mantener una relación en la resolución de 3:1, con la resolución mayor en el D3, de 2.3 x 2.3 kilómetros.

Dado el objetivo principal del trabajo, fue necesario que el dominio D1 se extendiera fuera de la región de interés con la finalidad de incorporar una zona de amortiguamiento en cada dirección y evitar posibles distorsiones en los bordes del dominio de las simulaciones numéricas. Por este motivo, como se puede observar en la Figura 3, el dominio madre, abarca en su totalidad al estado de Baja California, el sur de California y la correspondiente zona costera del noroeste de México. D2 se extiende sobre la zona fronteriza de California y Baja California y la porción costera del Pacífico. El motivo para considerar estas dimensiones fue la ocurrencia de los fenómenos atmosféricos de mesoescala que se desarrollan cerca de la costa e ingresan por el oeste de la región. Con D3 se busca centrarse en la región desértica de Baja California y cubrir la mayor parte de la superficie terrestre comprendida entre las ciudades de Caléxico, CA, E.U.A. y Mexicali, B.C., México ($32^\circ 37' 50''$ N y $115^\circ 26' 50''$ W). Sin embargo, debido a las resoluciones configuradas y a

que el propósito de este trabajo se enfoca en el contraste de las simulaciones del modelo en comparación a los datos medidos en superficie sobre Mexicali, únicamente los dominios interiores (D2 y D3), fueron analizados.



Dominio (D)	1 (21x21km)	2 (7x7km)	3 (2.3x2.3km)
Oeste-Este	100	82	52
Sur-Norte	113	94	46

Figura 3. Dominios utilizados en las simulaciones del área de estudio.

6.3.3 Configuración del periodo simulado

La simulación de las condiciones atmosféricas se realizó dentro de una malla de resolución espacial de 2.3 km y temporal de 1 hora, que cubre la zona de estudio anteriormente descrita en la figura 3; el análisis y la comparación de los resultados se centró en las mediciones de superficie realizadas en la ciudad Mexicali durante la influencia de un sistema frontal acontecido del 9 al 14 de diciembre del 2014.

El evento analizado en esta investigación fue el FF N°10, el cual afectó a la región de estudio durante el mes de diciembre del 2014 (Figura 4). Este evento ejemplificó las variaciones en la velocidad del viento, temperatura y humedad que un sistema típico de invierno en Baja California genera a su paso. Este FF fue registrado como el N°10 del año 2014, y afectó a la región de estudio aproximadamente durante 5 días (9-14 de diciembre del 2014), a partir de su llegada a la costa

suroeste de California hasta su desplazamiento al este fuera de la zona de interés. El análisis de este evento permitió poner a prueba la capacidad del modelo WRF para simular las variaciones generadas por el sistema en un corto periodo de tiempo.

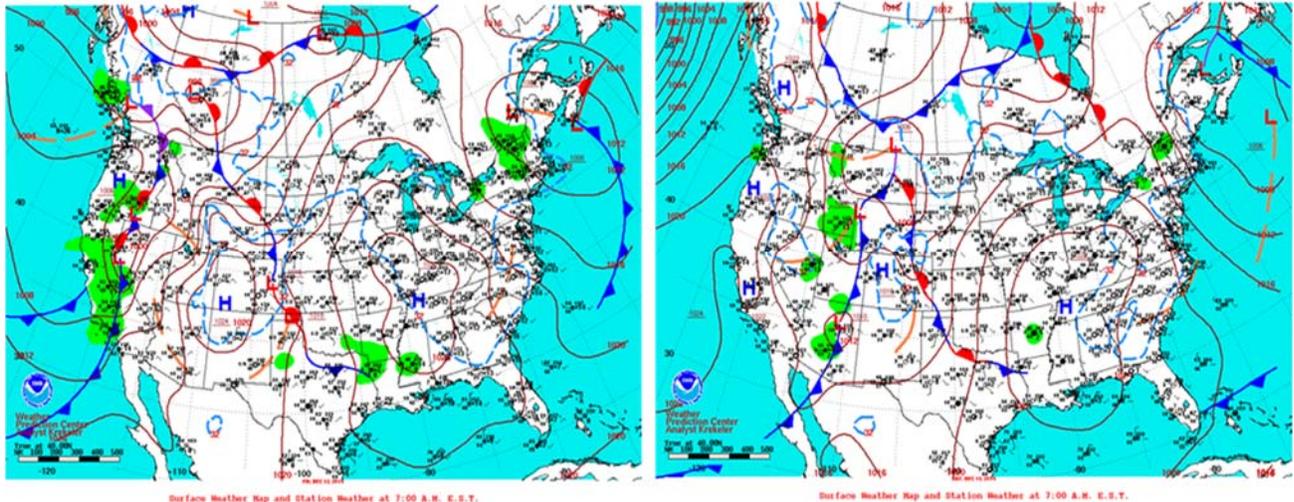


Figura 4. Análisis de superficie durante el desplazamiento del frente frío N°10 sobre la región de estudio en los días 12 (izquierda) y 13 (derecha) de diciembre del 2014 (Modificada de WPC-NCEP, 2018).

Para evaluar la sensibilidad de las tres parametrizaciones de CLP de interés, se realizaron experimentos con los distintos datos iniciales propuestos, para cada uno de los dominios. Los esquemas seleccionados para este trabajo son de los más conocidos y completos disponibles en el modelo WRF. Además, resultan representativos, pues funcionan bajo 3 aproximaciones distintas: difusión no-local (YSU), difusión local (MYJ) y la combinación de ambos (ACM2)

La distribución generalizada de los experimentos, a partir de las fuentes de datos iniciales, los dominios y las opciones de esquemas de parametrización modificadas en la CLP, se presentan en la Figura 5. Entre los dominios interiores D2 y D3, y las 3 opciones de CLP, se generaron un total de 6 experimentos. De los cuales se extrajeron las series de tiempo de las variables de interés; temperatura (T-2m), humedad relativa (HR-2m) y velocidad del viento (VV-10m), las cuales representan una altura default que el modelo obtiene como resultado, y que para el caso de estudio pueden ser consideradas representativas en comparación a las mediciones de la estación meteorológica de superficie; posteriormente se calcularon los estadísticos de error en comparación con los datos observados.

Con el propósito de cubrir el inicio y final del desplazamiento del sistema frontal sobre la región, y evitar los problemas de estabilidad que el modelo puede presentar al inicio de una simulación, el experimento comprendió un periodo total de 30 días y analizó únicamente el lapso del 09 de diciembre del 2014, a las 00:00, al 14 de diciembre del 2014, a las 00:00 UTC (Tiempo Universal Coordinado), con resultados cada 60 minutos. Para evaluar los resultados de los experimentos, se calcularon los errores estadísticos entre los datos horarios observados y estimados de tres variables, temperatura, velocidad del viento y humedad relativa. Estos fueron calculados mediante los siguientes estadísticos: error absoluto medio (MAE), porcentaje del sesgo o error medio (%BIAS), la raíz cuadrada del error cuadrático medio (RMSE) y el coeficiente de determinación (R^2).

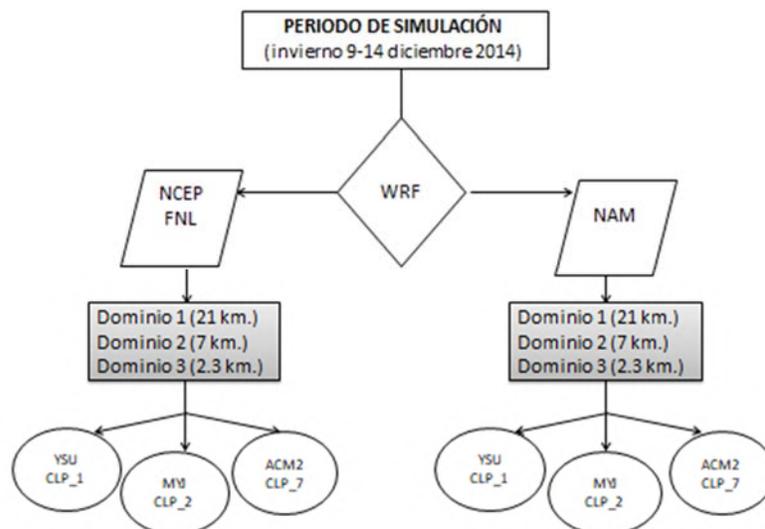


Figura 5. Diagrama generalizado de la configuración del modelo para la simulación del periodo 9/12/2014 al 14/12/2014.

6.3.4 Resultados y discusión

Como se observa en la Tabla 1, las tres opciones de parametrización de CLP indican que tanto los datos NAM como los NCEP funcionan en la simulación de la temperatura (T-2m) y la humedad relativa (HR-2m). Sin embargo, la opción 2 (MYJ) destacó por un valor de R^2 de 0.9 y %BIAS de -0.7, mientras que los valores de MAE y RMSE se mostraron similares en las opciones 1 y 7 de CLP.

Tabla.1 Cálculo de los errores estadísticos de las simulaciones en las variables de temperatura (T-2m), humedad relativa (HR-2m) y velocidad del viento (VV-10m). Las opciones con los valores estadísticos más favorables son señalados en rojo y los menores en azul.

Variable	CLP	NAM				NCEP			
		R^2	RMSE	MAE	%BIAS	R^2	RMSE	MAE	%BIAS
T-2m	opc 1	0.83	1.53	1.25	-2.2	0.81	1.67	1.25	2.8
	opc 2	0.85	1.59	1.34	-4.4	0.90	1.16	0.98	-0.7
	opc 7	0.83	1.60	1.34	-2.6	0.86	1.52	1.20	2.9
HR-2m	opc 1	0.80	9.39	7.43	-2.4	0.80	12.76	9.69	-16.5
	opc 2	0.79	9.53	7.63	1.4	0.83	10.17	8.28	-8.7
	opc 7	0.82	8.88	6.97	-2.6	0.84	11.66	8.58	-14.7
VV-10m	opc 1	0.20	1.09	0.82	11.8	0.18	1.53	1.09	26.1
	opc 2	0.12	1.11	0.83	9.1	0.11	1.32	0.96	16.1
	opc 7	0.2	1.2	0.88	17.6	0.19	1.54	1.12	35

La variación de la temperatura a lo largo del periodo de influencia del frente frío simulado (09-14 diciembre), permite observar (Figura 6) que los valores a lo largo del tiempo se mantienen dentro del rango de diferencias no mayores a los $\pm 4^{\circ}\text{C}$, lo que corrobora los valores estadísticos favorables observados en las opciones de CLP. Se destaca que una de las diferencias más pronunciadas en la serie de temperatura se localiza entre las horas 80 y 100 que corresponden al lapso en que el sistema frontal pasa sobre la ciudad de Mexicali, en donde las simulaciones del experimento tienen algunas dificultades para seguir el comportamiento de la variable.

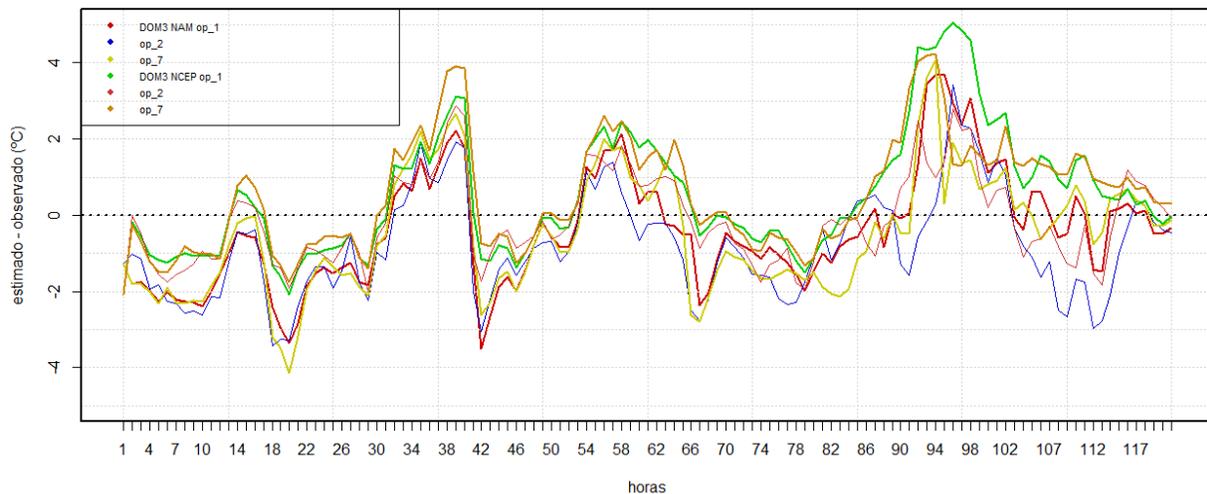


Figura 6. Serie de tiempo horaria del D3 para los distintos resultados de la variable T-2m (diferencia entre estimado y observado), para el periodo de influencia del sistema frontal del 9-14 de diciembre del 2014.

En cuanto a la variable de humedad relativa, los datos NCEP en las opciones 2 y 7, tuvieron el mejor desempeño con valores de R^2 de 0.83 y 0.84 respectivamente; sin embargo, también destacaron las mismas opciones (2 y 7) en los datos NAM pues, aunque se obtuvieron valores de R^2 menores, 0.79 y 0.82, respectivamente, los errores RMSE, MAE y BIAS mostraron valores más favorables que en NCEP. En el análisis gráfico del comportamiento de la humedad relativa (Figura 7), se observa que la serie de tiempo oscila en el rango de diferencias +20% a -30% y que en la mayor parte del tiempo los valores del pronóstico tienden a subestimar.

Esta tendencia de subestimación en la variable HR-2m se corrobora en la mayoría de las opciones de CLP (Tabla 1), las que muestran valores negativos del %BIAS en NAM y NCEP. Es de destacar que al igual que el comportamiento de la T-2m, la HR-2m presenta notorias dificultades en las simulaciones durante el paso del sistema frontal sobre la ciudad.

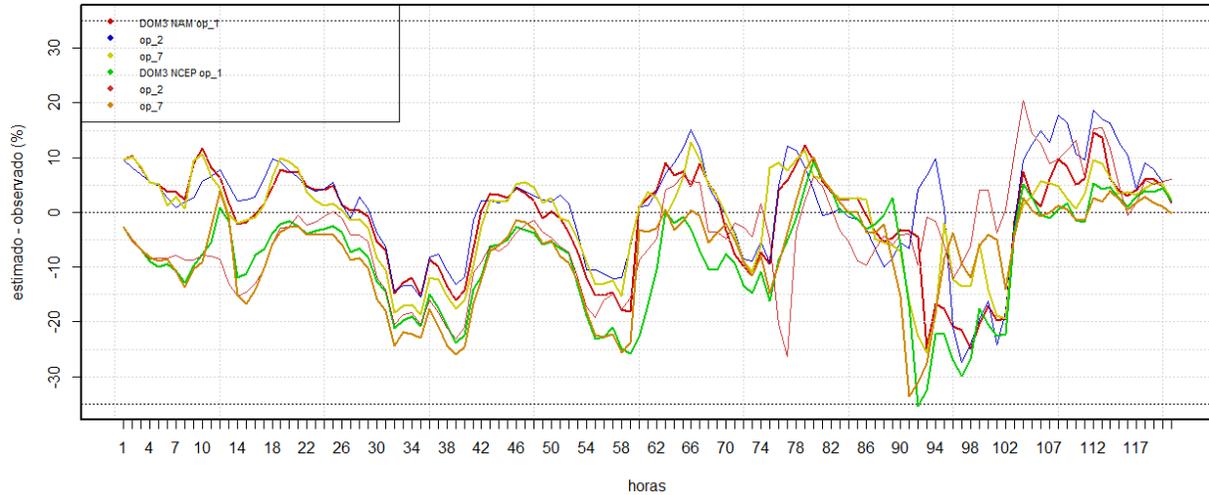


Figura 7. Serie de tiempo horaria del D3 para los distintos resultados de la variable HR-2m (diferencia entre estimados y observados), durante el periodo del sistema frontal del 9-14 de diciembre del 2014.

La variable velocidad del viento a 10 metros (VV-10m), mostró el desempeño menos favorable en casi todas sus opciones de CLP. Sin embargo, como se puede observar en los valores de correlación de la Tabla 1, las opciones 1 y 7 de NAM, tuvieron un desempeño relativamente bueno. Como se muestra en la serie de tiempo de la Figura 8, durante las primeras 60 horas, los valores de VV-10m tienen una sobreestimación de $2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, además, en horas posteriores durante el paso del FF sobre la ciudad de Mexicali, los valores sobreestimados aumentaron de magnitud y, en algunos casos, rebasaron los $4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Es importante notar que para esta misma variable, la opción 2 resultó ser la estimación con menor R^2 (0.11) de todos los experimentos con datos de NCEP.

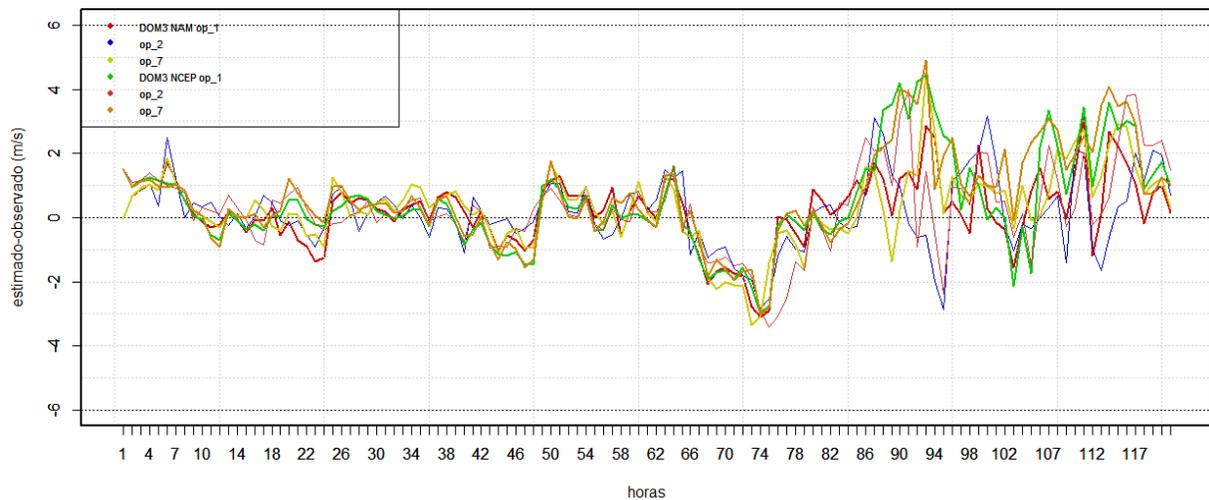


Figura 8. Serie de tiempo horaria del D3 para los distintos resultados de la variable VV-10m (diferencia entre estimados y observados), durante el periodo del sistema frontal del 9-14 de diciembre del 2014.

La variable HR-2m tuvo buenos resultados en las opciones MYJ y ACM2, especialmente con los datos NCEP, muy similares a los de T-2m. Mientras que la VV-10m, no pudo ser representada satisfactoriamente por las opciones de CLP usadas en este caso de estudio. Sin embargo, cuando

se contrastan gráficamente las series observadas y simuladas (Figura 9), se puede ver que en ninguna de las opciones de los experimentos se pudieron replicar adecuadamente las perturbaciones en una escala de tiempo corta menores a 6 horas. En la mayoría de los casos, el modelo reacciona de una manera lenta, es decir, no es sensible a la representación de cambios rápidos en las variables durante ciertos periodos de influencia del sistema meteorológico, sino hasta después de 3-6 horas en que se tiene registró en las mediciones de superficie. En algunos casos esto podría atribuirse a un desfase entre los resultados comparados, sin embargo, no se observa una clara periodicidad en todas las ocasiones.

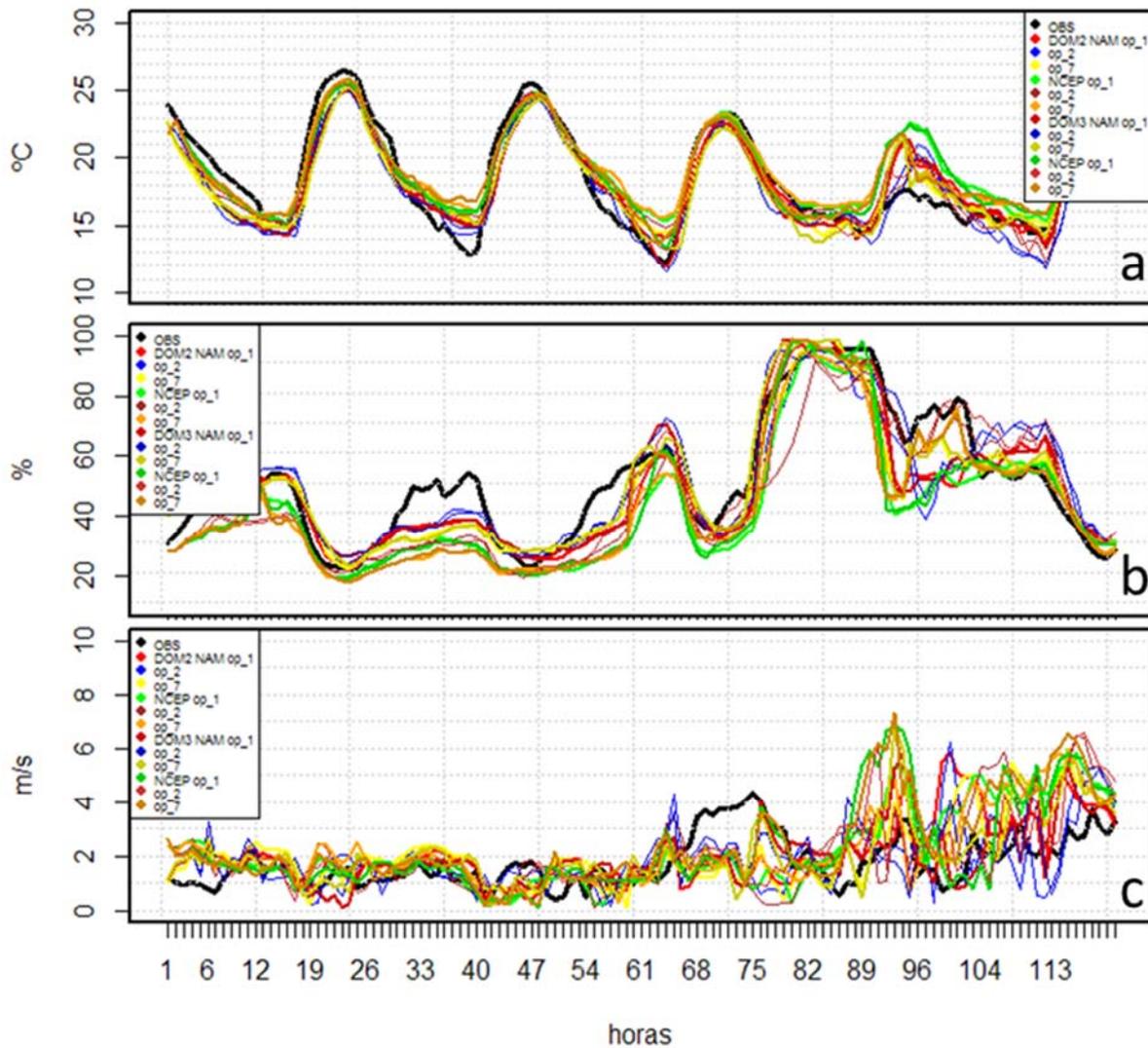


Figura 9. Serie de tiempo del D2 y D3, del 9 al 14 de diciembre de 2014, de temperatura (a), humedad relativa (b) y velocidad del viento (c), durante el periodo del sistema frontal simulado. La línea negra gruesa representa los valores observados mientras que las líneas de colores muestran los diferentes resultados de acuerdo a la parametrización de CLP.

6.3.5 Conclusiones

Tras la realización de diversos experimentos en el modelo meteorológico WRF, con el propósito de evaluar el comportamiento de las variables atmosféricas bajo la configuración de tres diferentes opciones físicas de parametrización de CLP, se obtuvieron resultados que denotan que dentro de una región de características orográficas complejas y bajo la influencia de un sistema frontal, las variables de temperatura (T-2m), humedad relativa (HR-2m) y velocidad del viento (VV-10m) no son pronosticadas con la misma precisión durante todo el periodo. Los resultados fueron contrastados con los datos medidos en superficie por la estación meteorológica del Instituto de Ingeniería, UABC-Mexicali y se mostró que en la mayoría de los casos existe una subestimación de las variables analizadas. El caso específico de la variable T-2m, destaca por haber presentado los mejores resultados; se puede decir que fue pronosticada adecuadamente con la mayoría de las opciones de parametrización de CLP y datos iniciales que se probaron. Respecto a los dominios, el D2 y D3, mostraron similitud en los valores estadísticos, pero fue el D3 el que presentó errores menores y valores más favorables en la evaluación de la mayoría de los experimentos. Es por esto que se puede decir que existe una respuesta relativamente favorable del modelo de pronóstico WRF ante la predicción de las variables atmosféricas durante el paso de un FF de invierno, especialmente si el modelo es alimentado de datos iniciales del NCEP.

Con base en las observaciones de los experimentos y los resultados de la evaluación de este caso de estudio, es importante resaltar que la aplicación del modelo y las configuraciones probadas en los experimentos buscan aportar mejoras en las predicciones de invierno, y no necesariamente en las de otra temporada del año. Debido a esto, resulta natural proponer como trabajo futuro, realizar la simulación y evaluación de más opciones de parametrización de CLP, especialmente aquellas basadas en la difusión local (o similar a MYJ, opción 2) disponibles en el modelo, pues los resultados obtenidos con este esquema fueron de los más favorables. También existe la posibilidad de encontrar fortalezas en la predicción si se realizan experimentos de nuevos eventos de invierno, que varíen en su extensión temporal y espacial dentro de la misma región de estudio. Extender los experimentos a diferentes temporadas del año, bajo distintas condiciones espaciales y temporales también es una opción que debe ser considerada para mejorar la metodología de implementación del modelo de predicción a lo largo de todo el año. De igual forma, aumentar la cantidad y ampliar la distribución de las estaciones de medición en superficie que permitan comprobar los resultados de las simulaciones en más de un punto, puede favorecer la comprensión del comportamiento y sensibilidad del modelo en un área más extensa durante el desplazamiento del sistema.

6.4 Comentarios finales

En los esfuerzos de modelización meteorológica, las opciones y posibilidades son numerosas. En el caso aquí discutido se demostró que, en una región con características orográficas complejas y bajo la influencia de condiciones atmosféricas específicas, las variables de temperatura, humedad relativa y velocidad del viento no siempre pueden pronosticarse con la misma precisión durante todo un periodo. Luego entonces, es claro que aún queda mucho por hacer y que, con el propósito de fortalecer los métodos de predicción de eventos meteorológicos de corto plazo en zonas de

orografía compleja, se debe dar continuidad a la investigación enfocada en la evaluación del desempeño de los modelos de pronóstico bajo distintas configuraciones de parametrización física.

Referencias

- Arnold, D., D. Morton, I. Schicker, P. Seibert, M. W. Rotach, K. Horvath, J. Dudhia, T. Satomura, M. Müller, G. Zängl, T. Takemi, S. Serafin, J. Schmidli, S. Schneider (2012): High Resolution Modelling in Complex Terrain. Report on the HiRCOT 2012 Workshop, Vienna, 21-23 February 2012. BOKU-Met Report 21, 42 pp. ISSN 1994-4187 (Online). Disponible en http://www.boku.ac.at/met/report/BOKU-Met_Report_21_online.pdf.
- Carvalho, D., Rocha, A., Gómez-Gesteira, M., & Santos, C. (2012). A sensitivity study of the WRF model in wind simulation for an area of high wind energy. *Environmental Modelling & Software*, 33, 23-34.
- Durrenberger, R. W. (1968), *Elements of California Geography*, Natl. Press Books, Palo Alto, California.
- García-Díez, M. (2013). Realismo físico, valor añadido y sensibilidad a la elección de las parametrizaciones de un modelo regional del clima sobre Europa (Tesis doctoral). Universidad de Cantabria.
- Kalnay, E. (2003). *Atmospheric modeling, data assimilation and predictability*. Cambridge university press.
- Kapos, V., Rhind, J., Edwards, M., Price, M.F. y Ravilious, C. (2000). Developing the map of the world's mountain forests. En: *Forests in sustainable Mountain Development: a state-of-knowledge* (Editores: M.F. Price y N. Butt. CAB international). Report for 2000, 4-9.
- Lazaridis, M. (2011). *First Principles of Meteorology*. En *First Principles of Meteorology and Air Pollution* (pp. 81-82). Springer, Dordrecht.
- NCEP-FNL, 2018. National Centers for Environmental Prediction/NOAA. Descripción del modelo NCEP FNL (Operational Model Global Tropospheric Analyses). Obtenido de <https://rda.ucar.edu/datasets/ds083.2/#!description>
- EMC-NCEP, 2018. Environmental Modelling Center/ National Centers for Environmental Prediction/NOAA. Descripción del modelo NAM. Obtenido de <http://www.emc.ncep.noaa.gov/index.php?branch=NAM>
- Ruddiman, W.F. (2001). *Earth's Climate: Past and Future*. W.H. Freeman & Sons, New York.
- Skamarock, W. C. (2008). *A Description of the Advanced Research WRF Version 3*. Notas técnicas de NCAR/TN-475+STR
- Stull, R. B. (1988). *An introduction to boundary layer meteorology* (Vol. 13). Springer Science & Business Media.
- WPC-NCEP, 2018. Daily Weather Maps. Obtenido de <http://www.wpc.ncep.noaa.gov/dailywxmap/index.html>

7 Herramientas para el estudio de microplásticos en zonas costeras

Juan C. Álvarez-Zeferino^{1,2}, Sara Ojeda-Benitez¹, Alethia Vázquez-Morillas², Vania L. Rosado-Piña², Margarita Beltrán-Villavicencio², Nayely Mendoza-Muñoz²

¹Universidad Autónoma de Baja de California, Instituto de Ingeniería

²Universidad Autónoma Metropolitana, División de Ciencias Básicas e Ingeniería

7.1 Introducción

Los residuos sólidos, en particular los fabricados con plásticos, afectan al ambiente, ya que si no son gestionados adecuadamente pueden llegar a diferentes ecosistemas. Su posible degradación debido a factores bióticos o abióticos, puede llevarlos a fragmentarse y convertirse en microplásticos (Andrady y Anthony, 2011). Estos contaminantes emergentes están presentes en la mayoría de playas del mundo (Barboza y Gimenez, 2015) y contribuyen a su deterioro en términos económicos, sociales y ambientales. Debido a que los microplásticos (MP) presentan tamaños del orden de milímetros a nanómetros, es imposible retirarlos por medios mecánicos de los ambientes marinos.

Los MP provienen de diversas fuentes tales como la fragmentación de residuos de mayor tamaño, el derrame de pellets (materia prima de la industria del plástico) en embarcaciones o puertos, las aguas residuales que descargan en zonas costeras, así como la desembocadura de ríos (Willis et al. 2017). Su abundancia y distribución global ha aumentado durante las últimas décadas y los efectos ambientales que puedan generar son poco entendidos. Con el fin de dimensionar adecuadamente el problema y así generar estrategias de solución, es indispensable desarrollar metodologías sistemáticas, repetibles y confiables de evaluación de la presencia de MP en playas.

Este capítulo se ha organizado en tres secciones, en la primera, se presentan los elementos conceptuales, teóricos y empíricos sobre la contaminación de residuos plásticos en playas para ubicar la presencia de MP en el ambiente marino, se explica el origen de los MP, los problemas de contaminación que provocan, así como su presencia en el sistema marino. En la segunda sección, se analizan las diferentes estrategias para el muestreo de MP, destacando la necesidad de establecer una metodología que pueda ser aplicada para establecer criterios de comparación entre los muestreos de MP en playas. En la última sección se presenta un caso de estudio, en el cual se comparan dos metodologías para el muestreo de MP en una playa mexicana con el propósito de analizar cómo el método de muestreo seleccionado afecta los resultados obtenidos.

7.1.1 Contaminación por residuos plásticos en playas

Los residuos sólidos urbanos (RSU) se observan comúnmente en todas las playas, ingresan al mar desde fuentes terrestres, embarcaciones, instalaciones en el mar, las cuales pueden ser, puntuales o difusas (Galgani, Hanke y Maes, 2015). Los plásticos son los residuos de mayor incidencia y

cuando su gestión no es correcta, pueden viajar largas distancias y quedar varados en los giros oceánicos, llegar al fondo marino debido al incremento de su densidad por la formación de biopelículas, o depositarse en las playas por el oleaje.

La organización internacional, Ocean Conservancy, fundada en 1972, dedicada a la preservación de ecosistemas marinos, ha reportado la presencia de residuos en playas a través de su evento anual “Trash Free Seas” (Ocean Conservancy, 2017). Los datos reportados para México en el periodo 2013-2015 muestran que los diferentes residuos plásticos constituyen la mayor proporción entre los residuos encontrados, con aproximadamente el 33.2%. De hecho, diferentes residuos plásticos ocupan cinco de las primeras posiciones en términos de presencia en las playas mexicanas analizadas, sólo detrás de las colillas de cigarro (Figura 1).

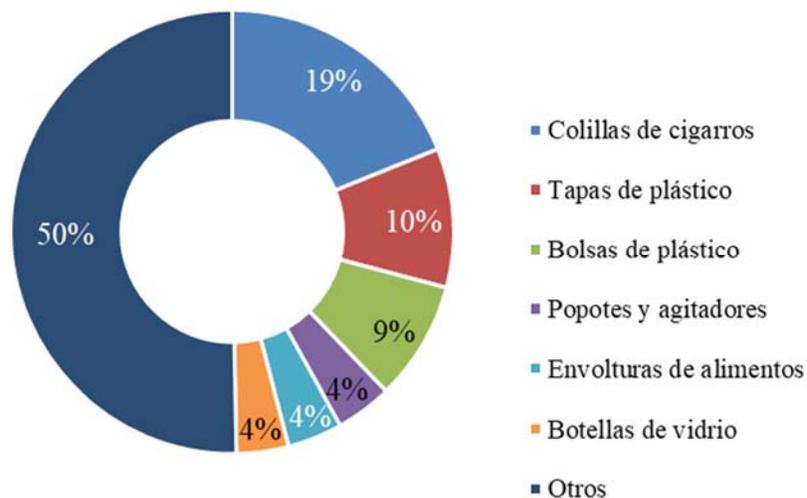


Figura 1. Porcentaje del valor promedio de los residuos más comunes en playas de México 2013-2015. Elaborado con datos de Ocean Conservancy.

Los residuos de plásticos presente en las playas, al degradarse se fragmentan y convierten en MP, los cuales están presentes en la mayoría de playas del mundo y pueden tener repercusiones económicas, sociales y ambientales.

7.1.2 Contaminación por microplásticos en ambientes marinos

Las partículas de plásticos ubicadas en el intervalo 0.001-5 mm en al menos dos de sus tres dimensiones son denominadas MP (Rocha-Santos y Duarte, 2014). Son potencialmente riesgosos, debido a la biodisponibilidad que presentan para los organismos (Wessel et al. 2016).

Los MP se clasifican en primarios y secundarios. Los primarios han sido manufacturados desde su origen están conformados por microperlas (comúnmente conocidas por su nombre en inglés: microbeads), pellets y microfibras. Los pellets son la forma en que se comercializan las resinas plásticas, que llegan al océano debido a fugas durante su manufactura, transporte y utilización (Turra et al. 2014). Los microbeads son pequeñas esferas plásticas usadas en productos de cuidado personal, que son descargados en las aguas (Lei et al. 2017). Las microfibras, por su parte, se generan durante el lavado de prendas textiles sintéticas (Hernandez et al. 2017).

Los MP secundarios se forman por la fragmentación de residuos plásticos de mayor tamaño (>5 mm), que pueden degradarse por factores tanto de origen biótico o abiótico. Los factores que más inciden en la formación de MP a partir de fragmentación son la generación de biopelícula en la superficie, la exposición a la radiación solar, la temperatura, el desgaste mecánico y la fricción (Alvarez-Zeferino, 2014). La Figura 2 ilustra las diferentes fuentes de macro y MP que llegan al océano.

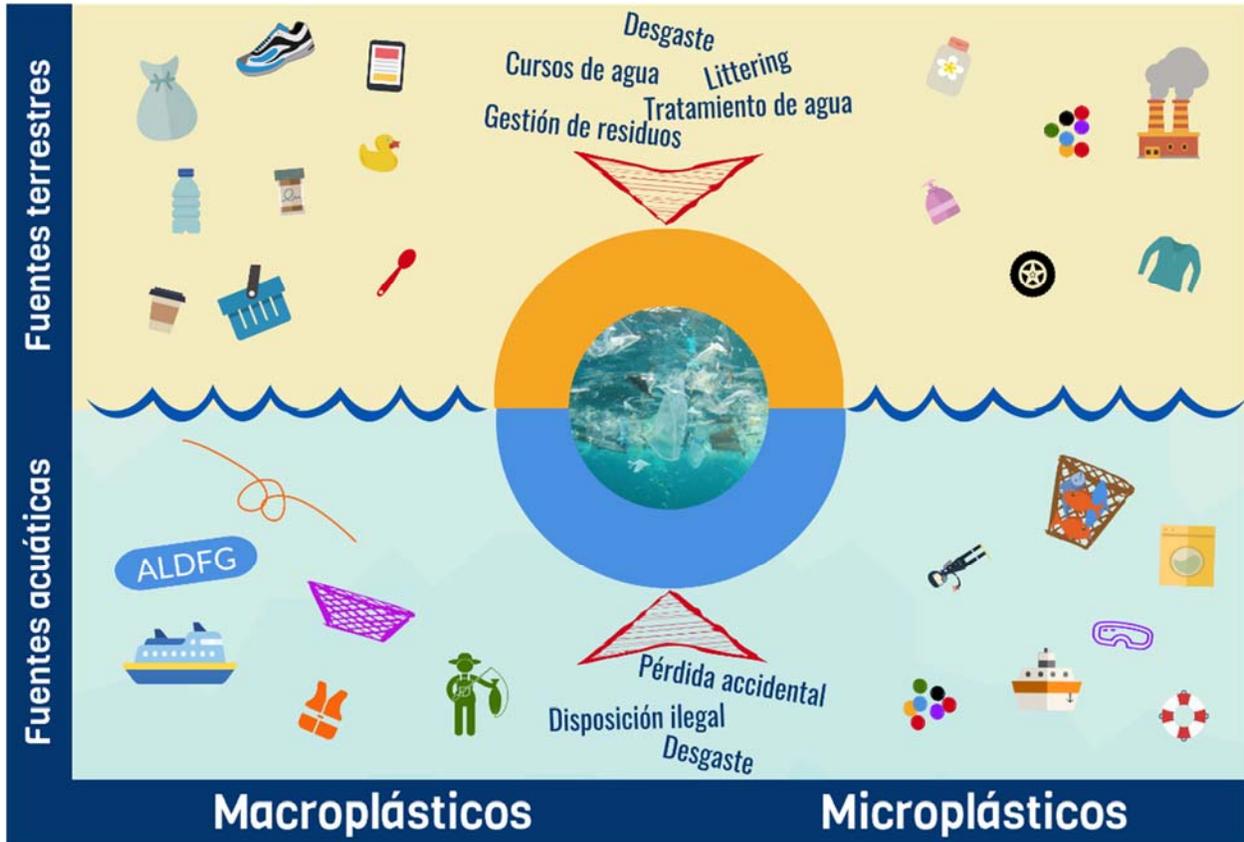


Figura 2 Origen de macro y microplásticos.

7.1.3 Efecto de los microplásticos en ambientes marinos

Aunque los efectos de los MP no son comprendidos en su totalidad, se ha encontrado evidencia de diferentes afectaciones:

a) Ingestión

Los MP son ingeridos, en forma voluntaria o accidental, por diferentes especies que habitan el medio marino, desde el plancton (Setälä, Fleming-Lehtinen y Lehtiniemi, 2014) hasta los grandes mamíferos (Germanov et al. 2018) e, incluso, aves acuáticas (Moser y Lee 1992). Dentro de los organismos, estos contaminantes se acumulan y pueden producir bloqueos respiratorios o digestivos (Avio, Gorbi y Regoli, 2016).

b) Adsorción y lixiviación

Los MP, por su carácter hidrofóbico, pueden concentrar contaminantes hidrofóbicos presentes en el medio marino, tales como compuestos orgánicos y metales (Frias, Sobral y frias, 2010; Holmes, Turner y Thompson, 2012; Kedzierski et al. 2018). Estos contaminantes, al igual que los propios aditivos presentes en los plásticos, pueden lixivarse una vez que los MP son ingeridos, favoreciendo la bioacumulación de los contaminantes (Teuten et al. 2009; Koelmans, Besseling y Foekema, 2014). El proceso se ilustra en la Figura 3.

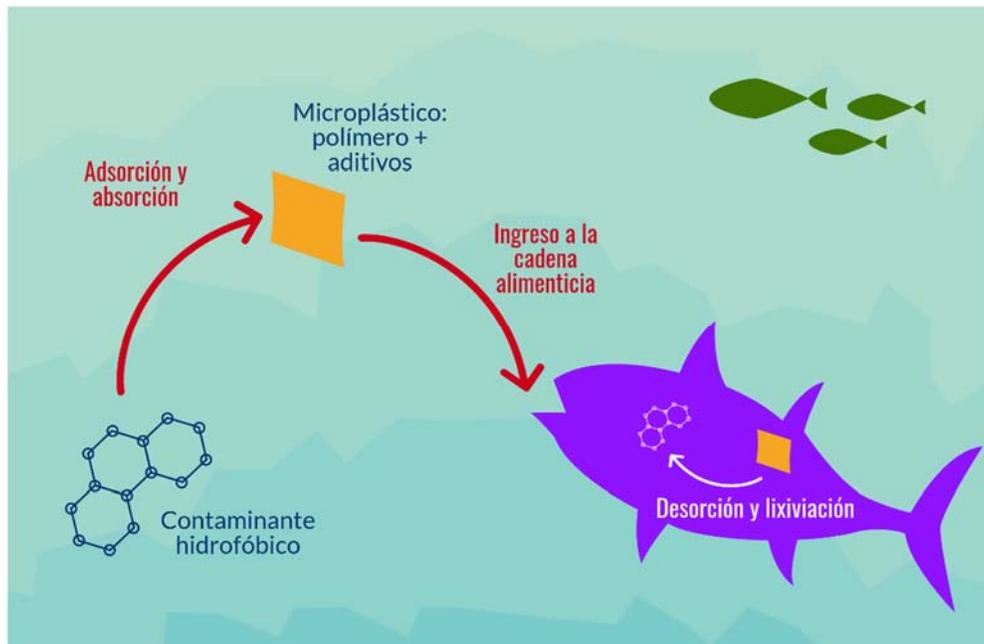


Figura 3. Adsorción, desorción y lixiviación de compuestos hidrofóbicos a partir de microplásticos. Elaboración propia.

c) Transporte de especies

Los MP, debido a la formación de biopelícula en su superficie, pueden constituir un nicho para el desarrollo de diferentes micro y macro especies (Alvarez-Zeferino, Beltrán-Villavicencio y Vázquez-Morillas, 2015). Se ha comprobado que de esta forma los organismos pueden ser transportados a diferentes entornos, en los que alteran el equilibrio natural de los ecosistemas (Kirstein et al. 2016; Viršek et al. 2017).

7.1.4 Presencia de microplásticos en ecosistemas marinos

Existe evidencia incuestionable sobre la presencia de MP en aguas marinas. Numerosos estudios han mostrado una alta variabilidad, con mayores concentraciones en las zonas costeras y en los puntos de alta concentración generados por las corrientes marinas, como los giros oceánicos (Sedlak 2017; Barboza y Gimenez 2015). Los MP se han encontrado tanto en la superficie (Desforges et al. 2014; Zhao et al. 2014; Faure et al. 2015) como en la columna de agua (Kukulka et al. 2012; Bagaev et al. 2017; Courtene-Jones et al. 2017). Aunque existe un número considerable de estudios, las diferentes técnicas empleadas en los muestreos no permiten una comparación

directa de resultados (Cole et al. 2011). Las concentraciones reportadas en agua superficial van desde menos de una hasta más de 300,000 piezas por km²(Crawford, 2016).

Aunque el estudio de los sedimentos marinos reviste mayor complejidad técnica e implica un mayor costo, existe clara evidencia de la presencia de MP en sedimentos del fondo oceánico (Peng et al. 2017). No obstante que los microplásticos más comunes están fabricados con materiales de densidad menor a la del agua (polietileno, polipropileno, poliestireno expandido), esta propiedad puede alterarse debido a la formación de biopelícula, provocando su hundimiento (Sánchez-García et al. 2016).

La presencia de MP en playas se ha estudiado ampliamente en diferentes países y regiones. No hay consenso acerca del origen principal de los plásticos que llegan a las costas (Turra et al. 2014), pues se presume tanto la influencia de factores directos, tales como el uso de playa, la gestión de residuos y la descarga de aguas residuales (Browne et al. 2011), como de factores indirectos, que incluyen el arrastre por el oleaje y los vientos (Zhang, 2017). Los MP pueden distribuirse verticalmente en la arena de las playas, aunque su mayor concentración se encuentra en la superficie.

7.2 Métodos de muestreo de microplásticos en playas

En la actualidad no existe un método de muestreo estandarizado para el estudio de MP en playas, aunque en diversas publicaciones los investigadores aplican criterios propios y en otros casos siguen la metodología de otros autores. Los protocolos que con frecuencia se toman como referencia en diferentes estudios se enlistan en la Tabla 1. Sin embargo, estos no siempre están enfocados en los MP.

A nivel nacional se cuenta únicamente con la norma NMX-AA-120-SCFI-2016 que establece los requisitos y especificaciones de sustentabilidad de calidad de playas. Sin embargo, ésta contempla únicamente la cuantificación de los residuos sólidos (Secretaría de Energía, 2006).

Con el fin de detectar diferencias y similitudes entre estudios recientes se realizó una revisión bibliográfica enfocada en los métodos de muestreo empleados en cada uno. En la Tabla 2 se presentan los criterios utilizados en investigaciones de MP en playas de arena.

Tabla 1 Protocolos internacionales para el monitoreo de residuos sólidos en playas.

Protocolo de muestreo	Referencia
Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas	Ferreira, 2014
NOAA Marine Debris Shoreline Survey Field Guide	Opfer, Arthur y Lippiatt, 2012
Guideline for Monitoring Marine Litter on the Beaches in the OSPAR Maritime Area	OSPAR, 2010
UNEP/IOC Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter	Cheshire et al. 2009
Guidelines for Monitoring Marine Litter on the Beaches and Shorelines of the Northwest Pacific Region	NOWPAP, 2007

Tabla 2. Criterios utilizados en investigaciones de microplásticos en playas de arena.

País o zona	Transecto de playa (m)	Número de puntos de muestreo	Distancia entre puntos (m)	Área de muestreo (m)	Zona de muestreo	Profundidad (cm)	Referencia
Singapur	N.E.	3	2-3	1.5 x 1.5	N.E.	3-4	Mohamed et al., 2014
China	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	Debajo de la pleamar	1	Qiu et al., 2015
	N.E.	5	N.E.	1 x 1	N.E.	0-2	Zhang et al., 2017
Portugal	100	3	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	Frias et al., 2016
México	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	L.P.	N.E.	Retama et al., 2016
Brasil	N.E.	2	N.E.	1 x 1	L.P.	5	De Carvalho y Baptista Neto, 2016
Qatar	N.E.	3	Aleatoria	0.5 x 0.5	L.P.	2	Abayomi et al., 2017
Europa	40	5	10	N.E.	L.P.	5	Lots et al., 2017
Inglaterra	10	N.E.	N.E.	N.E.	L.P.	0	Massos y Turner, 2017
Estados Unidos	N.E.	12	Aleatoria	0.25 x 0.25	Intermareal	3-6	Wessel et al., 2016
	N.E.	3	N.E.	1 x 1	L.P.	5-10	Young y Elliott, 2016
	50	10	N.E.	Cilindro *(dxh)	L.P.	1.5	Yu et al., 2018

N.E. – no especificado; L.P. – Línea de Pleamar; *(dxh) – diámetro = 0.25 x altura. = 0.015.

En las investigaciones analizadas sobre este tema, se encontró que se aplicaron metodologías diferentes para los muestreos. Las principales diferencias y similitudes se describen a continuación:

- Ubicación de la zona de estudio: la mayoría de los estudios se realizaron en la zona de pleamar (línea de marea máxima), sobre la línea máxima de marea en la cual se acumulan los sedimentos.
- Longitud de la zona muestreada: solo una tercera parte de los artículos analizados reportó la longitud de los transectos (trayecto a lo largo de la playa) de playa seleccionados para el estudio, sin embargo, los valores que manejan los diferentes autores se encuentran en un amplio intervalo (10-100 metros).
- Número de muestras tomadas: el número de muestras tomadas en cada transecto varía entre 3 y 12, en donde, tres es el número más frecuente de muestras. Sólo en cuatro

- artículos se especifica la distancia entre las muestras tomadas, o el criterio empleado para su ubicación.
- d) Tamaño de la muestra: la mayoría de las muestras fueron tomadas empleando algún tipo de marco que se coloca sobre la arena para seleccionar el área de extracción de MP. Generalmente se utilizan marcos de diferentes dimensiones, sin embargo, tres de ellos realizaron el muestreo con las medidas de 1x1 m. La profundidad del muestreo varía entre uno y 15 cm.
 - e) Unidades de reporte. Los diferentes estudios presentan los resultados en términos del número de piezas de MP, referidas a la superficie muestreada, la longitud del transecto o la masa de arena, en base húmeda o seca. Las diferentes unidades de reporte evitan la comparación directa de resultados.

Realizar un muestreo implica decisiones sobre diferentes elementos, en la Figura 4, se presentan algunas decisiones que el investigador debe tomar. Estas deben definirse antes de iniciar las actividades de campo, sin embargo es conveniente mantener cierto grado de flexibilidad para adaptarse a las diferentes situaciones y dificultades que se pueden enfrentar al realizar un muestreo en un espacio público, afectado directamente por las condiciones meteorológicas y con diferentes niveles de actividades turísticas y productivas.



Figura 4. Elementos que deben definirse al realizar un muestreo de microplásticos en playas. Elaboración propia.

Aunque cada uno de ellos debe definirse en función de los objetivos específicos del estudio, la metodología empleada debe ser clara, precisa y replicable. Deberá preferirse, por tanto, todas aquellas condiciones que puedan ser aplicables a diferentes playas; en caso de existir condiciones especiales en cierto estudio, puede aplicarse más de un método de muestreo, para obtener tanto información relacionada con las condiciones específicas de la playa estudiada, como valores que permitan la comparación. Finalmente, es indispensable describir con detalle la metodología empleada, para replicarla adecuadamente.

7.3 Caso de estudio

Se realizó un estudio comparativo entre dos métodos de muestreo de MP en playas, con la finalidad de analizar cómo el método de muestreo seleccionado afecta los resultados obtenidos, además de la concentración de MP, se realizó el análisis de los residuos sólidos urbanos presentes en la playa.

7.3.1 Metodología

El estudio de caso que se incluye, se realizó en el municipio de Tuxpan, en el estado de Veracruz de Ignacio de la Llave, los días 2 y 3 de octubre de 2017. Se eligió una playa denominada Playa Azul, con base en los siguientes criterios:

- a) Actividad turística, algunos autores han encontrado correlación entre la presencia de MP con las actividades recreativas que se realizan en las playas.
- b) Playa de arena o guijarros menores o iguales a 5 cm de diámetro, las playas rocosas se excluyeron debido a los riesgos asociados al realizar un muestreo en estos sitios, así como a la poca acumulación de sedimento (Cheshire, Adler, Barbière, y Cohen, 2009; NOWPAP, 2007).
- c) Playa con al menos 100 m de longitud, requeridas para que los resultados sean representativos y validados estadísticamente.
- d) A una distancia mínima de 1 km de diques o escolleras, porque en estas zonas se concentran los residuos de manera natural (NOWPAP, 2007).
- e) Fácil acceso durante todo el año, con la finalidad de asegurar cualquier temporada para realizar los muestreos.
- f) Playa con seguridad pública.

En esta playa se eligió aleatoriamente un transecto de 100 m, cuyos límites fueron el punto inicial 20°59'26.45"N y 97°19'5.99"O y final 20°59'29.38"N y 97°19'7.36"O.

7.3.2 Muestreo de residuos sólidos urbanos

Se delimitó una zona comprendida entre el transecto seleccionado y el agua. El ancho de la playa del punto de la marea alta hasta la marea baja fue de 35±4.2 m. Se recorrió toda la zona delimitada y se recolectaron los residuos que se encontraban dentro de ésta, los cuales fueron almacenados y transportados en bolsas de plástico. Se recolectaron residuos completos y fragmentos mayores a 0.5 cm, los cuales son visibles a simple vista en la arena (Alvarez-Zeferino, Ojeda-Benítez y Vázquez-Morillas, 2017). Los residuos se clasificaron y se determinó la composición porcentual en masa.

7.3.3 Muestreo de arena y sedimentos en playa

Con la finalidad de evaluar dos de las metodologías reportadas en la literatura, se utilizaron dos técnicas de muestreo. En ambos casos se evaluó en el mismo transecto de 100 m sobre la línea de pleamar. Para cada una de las técnicas empleadas se eligieron cinco puntos de muestreo de manera aleatoria (Figura 5), mediante una aplicación de generación de números aleatorios.

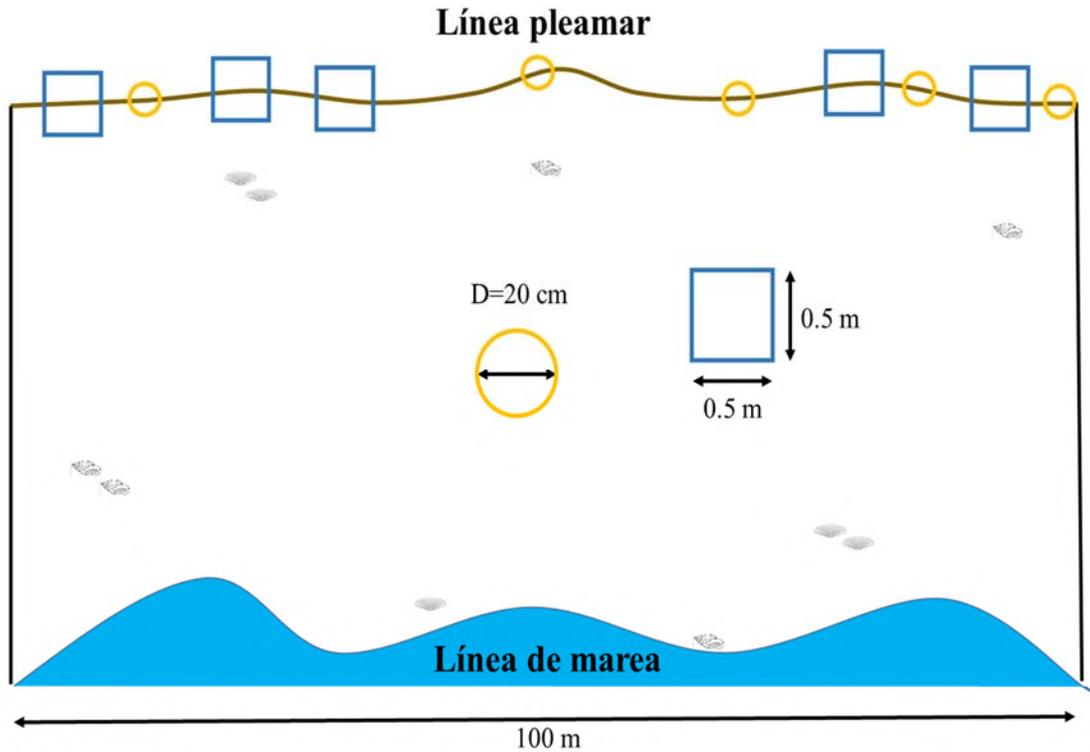


Figura 5. Metodologías de muestreo para microplásticos en playas de arena. Fuente: Elaboración propia.

Los dos tipos de muestreadores empleados fueron:

- Un marco de PVC con dimensiones de 0.5 x 0.5 m, el cual fue colocado justo a la mitad de la línea pleamar. Posteriormente se recolectó de manera superficial (aproximadamente a 0.5 cm de profundidad) el sedimento y los residuos con una pala pequeña. Las muestras fueron envueltas en papel aluminio y guardadas en bolsas herméticas para su traslado y manejo en laboratorio. El dispositivo empleado se muestra en la Figura 6a.



(a)



(b)

Figura 6. Muestreadores, (a) cuadrado; (b) cilíndrico. Imagen propia.

b) Un cilindro de PVC con un diámetro de 20 cm y una altura de 5 cm. El cilindro fue enterrado y se recuperó posteriormente el volumen de sedimento retenido, las muestras fueron tratadas de igual manera que en el caso anterior. El muestreador se presenta en la Figura 6b.

7.3.4 Separación de microplásticos

Las muestras fueron pesadas en una balanza analítica (marca OHAUS, precisión de ± 0.0001 g), en base húmeda, posteriormente se secaron en una estufa a $105\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante 24 horas para obtener la masa en base seca. Se tamizaron con una malla del No. 4 (4.75 mm) y No. 16 (1.00 mm) las muestras retenidas en la malla No. 4 fueron eliminadas, así como lo que pasó a través de la malla de 1mm, por lo tanto, el intervalo del presente muestreo fue de 1-4.75mm. El proceso se ilustra en la Figura 7.

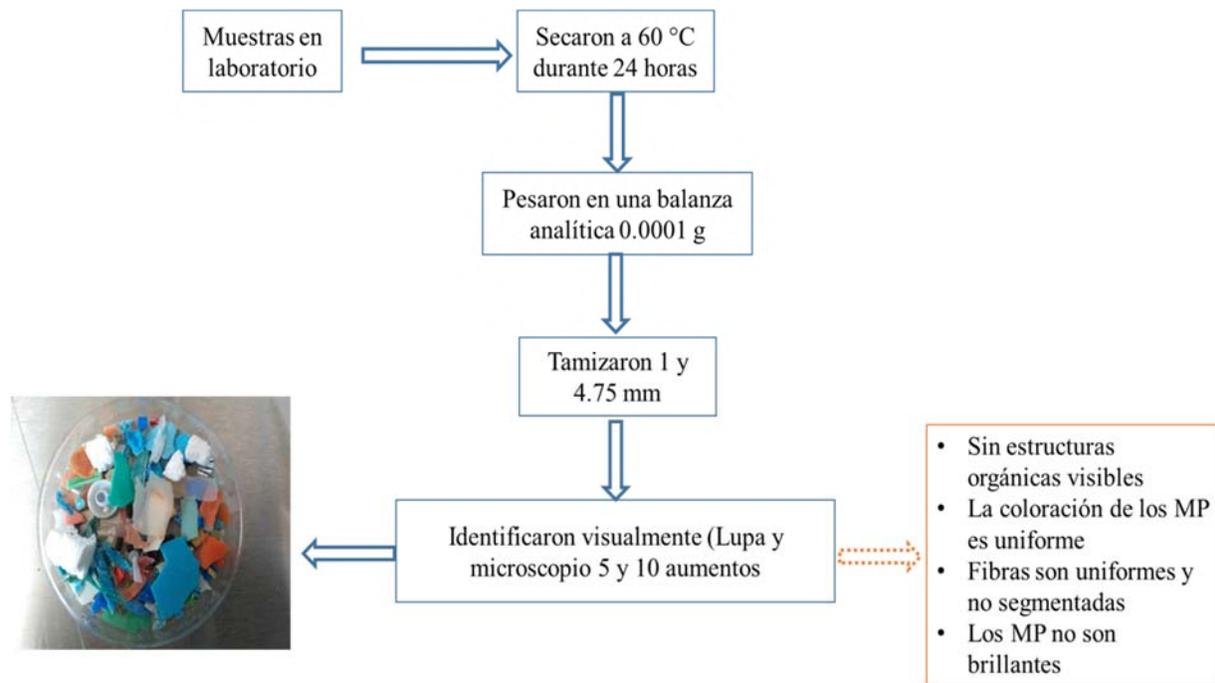


Figura 7. Separación de microplásticos en muestras de arena.

La separación de microplásticos se realizó de manera visual, además se utilizó un microscopio con los aumentos de 4X y 10X marca Zeiss para verificar el resultado.

7.3.5 Reporte de resultados

De acuerdo con la Tabla 1, la forma más común de reportar los resultados de MP es en términos del número de MP por kilogramo de sedimento seco ($\text{MP}/\text{kg}_{\text{sedimento seco}}$), adicionalmente también se reportó en base húmeda ($\text{MP}/\text{kg}_{\text{sedimento húmedo}}$). Posteriormente se realizó una comparación entre los resultados, las ventajas y desventajas de cada método de muestreo.

7.4 Resultados y discusión

En la presente sección se reportan los resultados obtenidos en el muestreo. En primera instancia, se reporta el porcentaje de los RSU; posteriormente, se realiza una comparación entre los dos muestreadores utilizados y, por último, se presentan las concentraciones de MP obtenidas.

7.4.1 Muestreo de residuos sólidos urbanos

En la Figura 8 se presentan los datos de la caracterización de los residuos sólidos urbanos. En ambos días, las tendencias fueron similares en cuanto a la composición de los residuos. Los residuos más abundantes fueron los plásticos, posteriormente le siguió el papel y cartón y en la tercera posición se encontraron los metales. Los resultados concuerdan en términos generales con lo reportado por Ocean Conservancy, en cuanto a que los residuos plásticos son los predominantes. La Figura 9 muestra los RSU encontrados en el muestreo del día sábado.

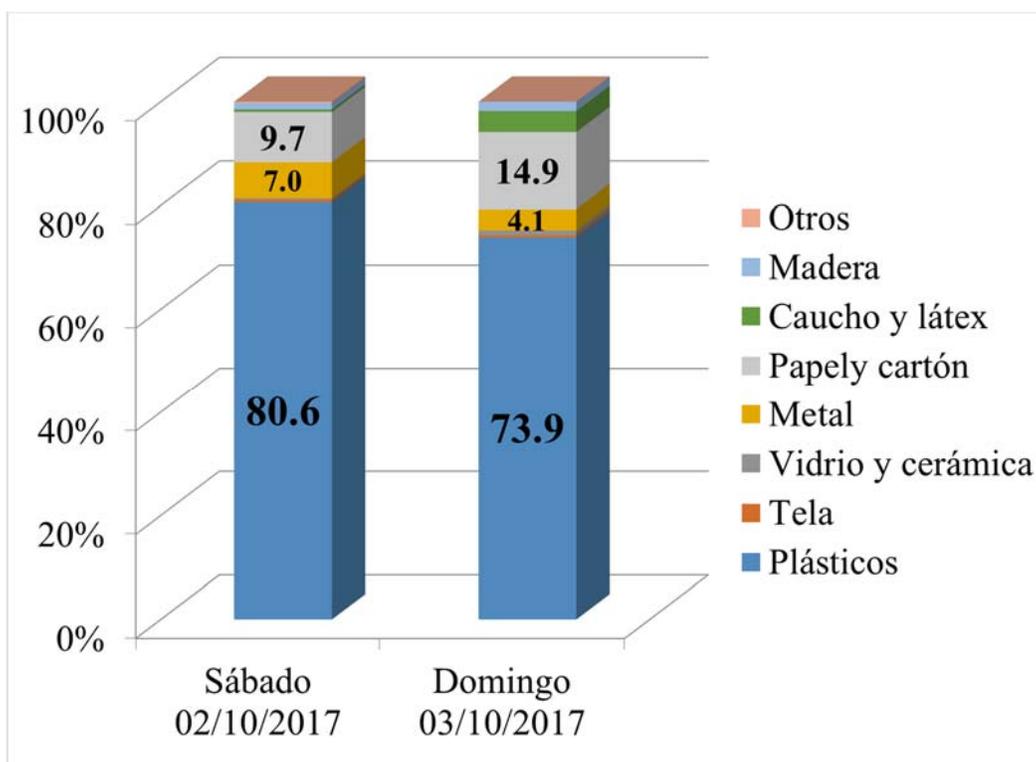


Figura 8. Caracterización de residuos sólidos urbanos en playa Azul (porcentaje de piezas). Sábado n=402 Domingo n=222.

7.4.2 Muestreo de arena y microplásticos en playa

En la Tabla 3 se presenta una comparación entre las características de los parámetros evaluados de cada muestreador, así como en el tamaño y forma de muestra que se toma en cada caso. El de forma cilíndrica presentó mayores ventajas respecto al del cuadrante. La primera ventaja está relacionada con la profundidad, ésta fue homogénea para todas las muestras (5 cm), mientras que para el caso del cuadrante la profundidad varió en función del terreno a muestrear y de la apreciación que se tuvo para definir la parte superficial.



Figura 9. Residuos sólidos urbanos encontrados en el muestreo del sábado 2 de octubre.

Con relación al área de muestreo, el muestreador cilíndrico también fue mejor, por la homogeneidad del área. Mientras que, en el caso del cuadrante, el área de muestreo no fue homogénea, tendiendo a subestimar los MP muestreados, porque las esquinas son zonas difíciles de muestrear. El tercer aspecto a resaltar es la forma; en el caso del cilindro, permite expresar los resultados en términos de volumen, caso contrario al cuadrante, en el que la profundidad de muestreo no es constante.

Tabla 3. Características de los muestreadores utilizados

Parámetro	Método 1	Método 2
Forma	Cilindro	Cuadrante
Profundidad (cm)	5	Superficial (indefinida)
Longitud (m)	0.2	0.5
Área (m ²)	0.031	0.250
Volumen (m ³)	0.0016	-
Masa sustrato (base húmeda en kg)	2.02±0.24	0.22±0.14
Masa sustrato (base seca, 60°C y 24 h en kg)	1.85±0.25	0.21±0.14

7.4.3 Concentración de microplásticos

En la Tabla 4 se presentan los resultados obtenidos por día y muestreador, los resultados obtenidos permiten visualizar que las concentraciones de MP para ambos días y muestreadores son similares, aunque los porcentajes de varianzas se encuentran en el intervalo de 47.1-72.4%. Lo anterior se debe a la morfología de la playa, la cual indudablemente gobierna la heterogénea deposición de los residuos.

Tabla 4. Concentración de microplásticos por día y muestreador en términos de masa de sedimento seco (ss) y sedimento húmedo (sh)

Muestreador	#MP/kg _{ss}		#MP/kg _{sh}	
	Sábado	Domingo	Sábado	Domingo
Cilindro	10.8±72.4%	9.4±46.9%	10.1±72.4%	8.5±47.1%
Cuadrante	90.7±62.2%	95.9±55.8%	86.2±67.3%	82.8±56.9%

En la Tabla 5 se presentan los resultados de los promedios de las concentraciones de MP para ambos días, los resultados difieren considerablemente entre ambos métodos de muestreo; para el cilindro se obtienen valores de 12 #MP/kg_{ss} y 11 #MP/kg_{sh}, mientras que los obtenidos con el cuadrante son ocho veces mayores. Esto puede indicar una mayor acumulación en la superficie de la arena, que se refleja en mayores concentraciones en las muestras tomadas en la capa superior.

Tabla 5. Concentración de microplásticos por masa de sedimento seco (ss) y sedimento húmedo (sh)

Profundidad (cm)	#MP/kg _{ss}		#MP/kg _{sh}	
	Cilindro	Cuadrante	Cilindro	Cuadrante
Real: 5	9.3±59.7%	84.5±62.1%	10.1±59.7%	93.3±63.4%
Hipotética: 0.5	100.9±60.6%		92.9±60.8%	

Comparando los resultados entre ambas metodologías se observó que las desviaciones estándar fueron menores cuando se utilizó el cilindro, en ambos casos tanto para sedimento seco y húmedo con porcentajes de varianza del 59.7, mientras que al utilizar el cuadrante los porcentajes aumentan hasta valores del 62.1%. Esto debido a que, como ya se mencionó anteriormente, en el caso del cuadrante la toma de la muestra depende del criterio del investigador.

Se realizó el siguiente ejercicio analítico para evaluar la variación de la concentración de MP en términos de profundidad: tomando el mismo número de MP en todos los casos se evaluó un escenario hipotético, en el cual los MP hubiesen sido recolectados sólo en los 0.5 cm superficiales del cilindro. Los resultados mostrados para el escenario hipotético refuerzan la idea de que los microplásticos están concentrados en las capas superficiales, pues los resultados son muy cercanos a los obtenidos con el cuadrante.

7.4.4 Conclusiones

De acuerdo a lo observado en el muestreo de campo, la mayoría de los MP en la línea pleamar se encuentran en la superficie, por lo que se optaría por utilizar un muestreador de 1 cm, o inclusive uno de 0.5 cm de profundidad para que el valor sea más representativo. La relevancia de la profundidad de muestreo es clara, y por lo tanto resulta indispensable reportar este parámetro al presentar los resultados de cualquier estudio de MP. Los resultados obtenidos son parte de la investigación que se ha estado realizando sobre la técnica de muestreo representativa para playas de arena.

7.5 Reflexiones finales

La existencia de microplásticos en los océanos y playas del mundo es un problema ambiental que debe solucionarse a partir de estrategias globales que incluyan tareas de investigación, minimización y restauración. Las medidas que puedan proponerse deben estar sustentadas en un diagnóstico claro, sistemático y estandarizado, que permita comparar resultados y, a partir de ello, identificar aquellos factores que incurren en la presencia de estos contaminantes.

El caso de estudio presentado ejemplifica la forma en la que la técnica de muestreo empleada en la cuantificación de MP puede incidir en los resultados de una investigación. Ante esta situación, resulta necesario el desarrollo y aplicación de metodologías normalizadas, que recuperen la experiencia y hallazgos de las múltiples investigaciones que se han hecho en torno al tema.

Referencias

- Abayomi, O. A., Range, P., Al-Ghouti, M. A., Obbard, J. P., Almeer, S. H. y Ben-Hamadou, R. (2017) “Microplastics in coastal environments of the Arabian Gulf”, *Marine Pollution Bulletin*, (January). doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.07.011.
- Alvarez-Zeferino, J. C. (2014) *Degradación de plásticos en ambientes marinos*. Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco.
- Alvarez-Zeferino, J. C., Beltrán-Villavicencio, M. y Vázquez-Morillas, A. (2015) “Degradation of Plastics in Seawater in Laboratory”, *Open Journal of Polymer Chemistry*. Scientific Research Publishing, 5(4), pp. 55–62. doi: 10.4236/ojchem.2015.54007.
- Alvarez-Zeferino, J. C., Ojeda-Benítez, S. y Vázquez-Morillas, A. (2017) “Residuos sólidos urbanos en una playa mexicana, implicaciones en la formación de microplásticos”, en García de Cortázar, A. L., López-Martínez, A., Esteban-García, A. L., y Cuartas-Hernández, M. (eds.) *VII simposio Iberoamericano en Ingeniería de Residuos*. Santander, España, p. 774.
- Andrady, A. L. y Anthony L, A. (2011) “Microplastics in the marine environment”, *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), pp. 1596–1605. Disponible en: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X11003055>.
- Avio, C. G., Gorbi, S. y Regoli, F. (2016) “Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat”, *Marine Environmental Research*. doi: 10.1016/j.marenvres.2016.05.012.
- Bagaev, A., Mizyuk, A., Khatmullina, L., Isachenko, I. y Chubarenko, I. (2017) “Science of the Total Environment Anthropogenic fi bres in the Baltic Sea water column: Field data , laboratory and numerical testing of their motion”, *Science of the Total Environment*, 599–600, pp. 560–571. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.04.185.
- Barboza, L. G. A. y Gimenez, B. C. G. (2015) “Microplastics in the marine environment: Current trends and future perspectives”, *Marine Pollution Bulletin*, 97(1–2), pp. 5–12. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.06.008.
- Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T. y Thompson, R. (2011) “Accumulation of Microplastic on Shorelines Woldwide: Sources and Sinks”,

- Environmental Science y Technology*. American Chemical Society, 45(21), pp. 9175–9179. doi: 10.1021/es201811s.
- Cheshire, a, Adler, E., Barbière, J. y Cohen, Y. (2009) *UNEP/IOC Guidelines on survey and monitoring of marine litter, UNEP Regional Seas Reports and Studies, No. 186; IOC Technical Series*.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C. y Galloway, T. S. (2011) “Microplastics as contaminants in the marine environment: A review”, *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), pp. 2588–2597. doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.09.025.
- Courtene-Jones, W., Quinn, B., Gary, S. F., Mogg, A. O. M. y Narayanaswamy, B. E. (2017) “Microplastic pollution identified in deep-sea water and ingested by benthic invertebrates in the Rockall Trough, North Atlantic Ocean”, *Environmental Pollution*, 231, pp. 271–280. doi: 10.1016/j.envpol.2017.08.026.
- Crawford, C. B. (2016) *Microplastic pollutants*. Elsevier. Disponible en: https://www.amazon.com.mx/Microplastic-Pollutants-Christopher-Blair-Crawford/dp/0128094060/ref=sr_1_1?s=books&ie=UTF8&qid=1496426278&sr=1-1&keywords=microplastic+pollutants (Consultado: el 2 de junio de 2017).
- De Carvalho, D. G. y Baptista Neto, J. A. (2016) “Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil”, *Ocean and Coastal Management*, 128, pp. 10–17. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2016.04.009.
- Desforges, J. P. W., Galbraith, M., Dangerfield, N. y Ross, P. S. (2014) “Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean”, *Marine Pollution Bulletin*. Elsevier Ltd, 79(1–2), pp. 94–99. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.12.035.
- Energía, S. de (2006) *NMX-AA-120-SCFI-2006. Que establece los requisitos y especificaciones de sustentabilidad de calidad de playas*. México.
- Faure, F., Saini, C., Potter, G., Galgani, F., Alencastro, L. F. De y Haggmann, P. (2015) “An evaluation of surface micro- and mesoplastic pollution in pelagic ecosystems of the Western Mediterranean Sea”, pp. 12190–12197. doi: 10.1007/s11356-015-4453-3.
- Ferreira, M. (2014) *Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas*. doi: 10.2788/99475.
- Frias, J. P. G. L., Gago, J., Otero, V. y Sobral, P. (2016) “Microplastics in coastal sediments from Southern Portuguese shelf waters”, *Marine Environmental Research*, 114, pp. 24–30. doi: 10.1016/j.marenvres.2015.12.006.
- Frias, J. P. G. L., Sobral, P. y Ferreira, A. M. (2010) “Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast”, *Marine Pollution Bulletin*. Elsevier Ltd, 60(11), pp. 1988–1992. doi: 10.1016/j.marpolbul.2010.07.030.
- Galgani, F., Hanke, G. y Maes, T. (2015) “Global Distribution, Composition and Abundance of Marine Litter”, en Bergmann, M., Gutow, L., y Klages, M. (eds.) *Marine Anthropogenic Litter*. Springer. doi: 10.1007/978-3-319-16510-3.
- Germanov, E. S., Marshall, A. D., Bejder, L., Fossi, M. C. y Loneragan, N. R. (2018) “Microplastics: No Small Problem for Filter-Feeding Megafauna”, *Trends in Ecology y*

Evolution. doi: 10.1016/j.tree.2018.01.005.

- Hernandez, E., Nowack, B. y Mitrano, D. M. (2017) “Polyester Textiles as a Source of Microplastics from Households: A Mechanistic Study to Understand Microfiber Release during Washing”, *Environmental Science and Technology*, 51(12). doi: 10.1021/acs.est.7b01750.
- Holmes, L. A., Turner, A. y Thompson, R. C. (2012) “Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment”, *Environmental Pollution*, 160(1), pp. 42–48. doi: 10.1016/j.envpol.2011.08.052.
- Kedzierski, M., D’Almeida, M., Magueresse, A., Le Grand, A., Duval, H., César, G., Sire, O., Bruzard, S. y Le Tilly, V. (2018) “Threat of plastic ageing in marine environment. Adsorption/desorption of micropollutants”, *Marine Pollution Bulletin*. Pergamon, 127, pp. 684–694. doi: 10.1016/J.MARPOLBUL.2017.12.059.
- Kirstein, I. V., Kirmizi, S., Wichels, A., Garin-Fernandez, A., Erler, R., Löder, M. y Gerdts, G. (2016) “Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles”, *Marine Environmental Research*, 120, pp. 1–8. doi: 10.1016/j.marenvres.2016.07.004.
- Koelmans, A. A., Besseling, E. y Foekema, E. M. (2014) “Leaching of plastic additives to marine organisms”, *Environmental Pollution*, 187. doi: 10.1016/j.envpol.2013.12.013.
- Kukulka, T., Proskurowski, G., Meyer, D. W. y Law, K. L. (2012) “The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant plastic debris”, 39(April), pp. 1–7. doi: 10.1029/2012GL051116.
- Lei, K., Qiao, F., Liu, Q., Wei, Z., Qi, H., Cui, S., Yue, X., Deng, Y. y An, L. (2017) “Microplastics releasing from personal care and cosmetic products in China”, *Marine Pollution Bulletin*. Elsevier, 123(1–2), pp. 122–126. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.09.016.
- Lots, F. A. E., Behrens, P., Vijver, M. G., Horton, A. A. y Bosker, T. (2017) “A large-scale investigation of microplastic contamination: Abundance and characteristics of microplastics in European beach sediment”, *Marine Pollution Bulletin*. Elsevier, 123(1–2), pp. 219–226. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.08.057.
- Massos, A. y Turner, A. (2017) “Cadmium, lead and bromine in beached microplastics”, *Environmental Pollution*. Elsevier Ltd, 227, pp. 139–145. doi: 10.1016/j.envpol.2017.04.034.
- Mohamed Nor, N. H. y Obbard, J. P. (2014) “Microplastics in Singapore’s coastal mangrove ecosystems”, *Marine Pollution Bulletin*, 79(1–2), pp. 278–283. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.11.025.
- Moser, M. L. y Lee, D. S. (1992) “A Fourteen-Year Survey of Plastic Ingestion by Western North Atlantic Seabirds”, *Colonial Waterbirds*, 15(1), p. 83. doi: 10.2307/1521357.
- NOWPAP (2007) “Guidelines for monitoring marine litter on the beaches and shorelines of the North West Pacific region”, p. 12.
- Ocean Conservancy (2017) *History of Ocean Conservancy*.

- Opfer, S., Arthur, C. y Lippiatt, S. (2012) “NOAA Marine Debris Shoreline Survey Field Guide”, *NOAA Marine Debris Program*, (January), p. 19.
- OSPAR (2010) “Guideline for monitoring marine litter on the beaches in the OSPAR Maritime Area”, *OSPAR Commission*, 1, p. 84.
- Peng, G., Zhu, B., Yang, D., Su, L., Shi, H. y Li, D. (2017) “Microplastics in sediments of the Changjiang Estuary, China”, *Environmental Pollution*, 225, pp. 283–290. doi: 10.1016/j.envpol.2016.12.064.
- Qiu, Q., Peng, J., Yu, X., Chen, F., Wang, J. y Dong, F. (2015) “Occurrence of microplastics in the coastal marine environment: First observation on sediment of China.”, *Marine pollution bulletin*, 98(1–2), pp. 274–80. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.07.028.
- Retama, I., Jonathan, M. P., Shruti, V. C., Velumani, S., Sarkar, S. K., Roy, P. D. y Rodríguez-Espinosa, P. F. (2016) “Microplastics in tourist beaches of Huatulco Bay, Pacific coast of southern Mexico”, *Marine Pollution Bulletin*, 113(1–2). doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.08.053.
- Rocha-Santos, T. y Duarte, A. C. (2014) “A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment”, *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. Elsevier B.V., 65, pp. 47–53. doi: 10.1016/j.trac.2014.10.011.
- Sánchez-García, M. A., Rangel-Alvarez, N. C., Beltrán-Villavicencio, M., Vázquez-Morillas, A. y Alvarez-Zeferino, J. C. (2016) “Separación y caracterización de microplásticos en playas mexicanas”, en Ojeda-Benitez, S., Taboada-González, P. S., Aguilar-Virgen, Q., Cruz-Sotelo, S. E., y Nakasima-López, M. (eds.) *Los Residuos Sólidos como fuente de materiales y energía*. Queretaro: Sociedad Mexicana de Ciencia y Tecnología Aplicada a Residuos Sólidos A.C., p. 552.
- Sedlak, D. (2017) “Three Lessons for the Microplastics Voyage”, *Environmental Science and Technology*. doi: 10.1021/acs.est.7b03340.
- Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V. y Lehtiniemi, M. (2014) “Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web”, *Environmental Pollution*, 185, pp. 77–83. doi: 10.1016/j.envpol.2013.10.013.
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkhavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M. y Takada, H. (2009) “Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife”, *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), pp. 2027–2045. doi: 10.1098/rstb.2008.0284.
- Turra, A., Manzano, A. B., Dias, R. J. S., Mahiques, M. M., Barbosa, L., Balthazar-Silva, D. y Moreira, F. T. (2014) “Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: shifting paradigms.”, *Scientific reports*, 4. doi: 10.1038/srep04435.
- Viršek, M. K., Lovšin, M. N., Koren, Š., Kržan, A. y Peterlin, M. (2017) “Microplastics as a vector for the transport of the bacterial fish pathogen species *Aeromonas salmonicida*”, *Marine Pollution Bulletin*, (August). doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.08.024.

- Wessel, C. C., Lockridge, G. R., Battiste, D. y Cebrian, J. (2016) “Abundance and characteristics of microplastics in beach sediments: Insights into microplastic accumulation in northern Gulf of Mexico estuaries”, *Marine Pollution Bulletin*, 109(1). doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.06.002.
- Willis, K., Denise Hardesty, B., Kriwoken, L. y Wilcox, C. (2017) “Differentiating littering, urban runoff and marine transport as sources of marine debris in coastal and estuarine environments”, *Scientific Reports*, 7. doi: 10.1038/srep44479.
- Young, A. M. y Elliott, J. A. (2016) “Characterization of microplastic and mesoplastic debris in sediments from Kamilo Beach and Kahuku Beach, Hawai’i”, *Marine Pollution Bulletin*. Elsevier Ltd, 113(1–2), pp. 477–482. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.11.009.
- Yu, X., Ladewig, S., Bao, S., Toline, C. A., Whitmire, S. y Chow, A. T. (2018) “Occurrence and distribution of microplastics at selected coastal sites along the southeastern United States”, *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 613–614, pp. 298–305. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.100.
- Zhang, H. (2017) “Estuarine , Coastal and Shelf Science Transport of microplastics in coastal seas”, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. Elsevier Ltd, 199, pp. 74–86. doi: 10.1016/j.ecss.2017.09.032.
- Zhang, H., Zhou, Q., Xie, Z., Zhou, Y., Tu, C., Fu, C., Mi, W., Christie, P. y Luo, Y. (2017) “Occurrences of organophosphorus esters and phthalates in the microplastics from the coastal beaches in north China”, *Science of The Total Environment*. Elsevier B.V. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.10.163.
- Zhao, S., Zhu, L., Wang, T. y Li, D. (2014) “Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: First observations on occurrence, distribution”, *Marine Pollution Bulletin*. Elsevier Ltd, 86(1–2), pp. 562–568. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.06.032.



La obra Avances en investigación ambiental en la UABC. *En busca de la sustentabilidad 2024* se publicó en abril de 2024

AVANCES EN INVESTIGACIÓN AMBIENTAL EN LA UABC. EN BUSCA DE LA SUSTENTABILIDAD 2024 PROVEE CONOCIMIENTO E INFORMACIÓN DE ACTUALIDAD Y PROMUEVE MÉTODOS DE ANÁLISIS Y SOLUCIONES A PROBLEMAS EN EL CAMPO DE LAS CIENCIAS AMBIENTALES. CONTIENE EL PENSAMIENTO VIGENTE Y CASOS DE ESTUDIO CON EL POTENCIAL DE IMPACTAR A LA SOCIEDAD, A LOS ORGANISMOS Y A LAS INSTITUCIONES QUE BUSCAN CONTRIBUIR CON EL DESARROLLO Y LA SUSTENTABILIDAD AMBIENTAL



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA

ISBN: 978-607-607-899-0