



AVANCES EN INVESTIGACIÓN AMBIENTAL EN LA UABC

CONOCIENDO NUESTRO AMBIENTE 2016

CONCEPCIÓN CARREÓN DIAZCONTI, SILVIA AHUMADA VALDEZ Y MA. ELIZABETH RAMÍREZ BARRETO
COORDINADORAS

Universidad Autónoma de Baja California



Universidad Autónoma de Baja California

Dr. Juan Manuel Ocegueda Hernández
Rector

Dr. Alfonso Vega López
Secretario general

Dra. Blanca Rosa García Rivera
Vicerrectora Campus Ensenada

Dr. Ángel Norzagaray Norzagaray
Vicerrector Campus Mexicali

Dra. María Eugenia Pérez Morales
Vicerrectora Campus Tijuana

Avances en Investigación Ambiental en la UABC

Conociendo Nuestro Ambiente 2016

Coordinadoras:

Concepción Carreón Diazconti

Silvia E. Ahumada Valdez

M. Elizabeth Ramírez Barreto

Universidad Autónoma de Baja California

Mexicali, Baja California

ISBN: 978-607-607-331-5

Avances en Investigación Ambiental en la UABC
Volumen 2: Conociendo Nuestro Ambiente

Coordinadoras: Concepción Carreón Diazconti
Silvia E. Ahumada Valdez
M. Elizabeth Ramírez Barreto

Imagen portada:
Dr. Jorge Ramírez Hernández
“Quemadero de llantas en la zona San Luis Río Colorado”

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

Imagen contraportada:
CEENER, Responsable Dr. Nicolás Velázquez Limón
“Microrred aislada en Puertecitos, Baja California”

Avances en investigación ambiental en la UABC [recurso electrónico]: conociendo nuestro ambiente 2016 / coordinadoras Concepción Carreón Diazconti, Silvia Estela Ahumada Valdez y María Elizabeth Ramírez Barreto. -- Mexicali, Baja California : Universidad Autónoma de Baja California, 2016.

1 disco compacto

ISBN: 978-607-607-331-5

1.Ciencias del medio ambiente-Investigación. 2.Baja California-Aspectos ambientales. I. Carreón Diazconti, Concepción, coord. II. Ahumada Valdez, Silvia Estela, coord. III. Ramírez Barreto, María Elizabeth. IV. Universidad Autónoma de Baja California.

GE70 A83 2016

CONTENIDO

PREFACIO	ix
Lista de Autores	xi
Parte I_ El agua y su problemática ambiental	1
1 Análisis de metodologías en la estimación de pérdidas hidráulicas: Caso flujo pulso en el delta del Río Colorado	2
<i>Jesús E. Rodríguez-Burgueño, Adrián Salcedo-Peredia, Génesis E. Alarcón-Gómez, Jorge Ramírez-Hernández</i>	
1.1 Introducción	2
1.2 Metodologías para el cálculo de pérdidas hidráulicas.....	5
1.2.1 Medición de descargas instantáneas e hidrogramas continuos	5
1.2.2 Análisis de series de temperatura	6
1.2.3 Método Green-Ampt.....	8
1.3 Comparación, limitaciones y ventajas.....	9
1.4 Resumen y comentarios finales.....	12
Referencias.....	12
2 Retos de la gestión óptima de los recursos hídricos en ambientes de aridez.....	15
<i>Raúl A. Morelos, Marcelo A. Lomelí, Jorge Ramírez-Hernández</i>	
2.1 Introducción	15
2.2 Disponibilidad del agua en la región NW	17
2.3 La importancia del humedal de la Cienega de Santa Clara.....	19
2.3.1 Importancia ecológica	20
2.3.2 Importancia social	21
2.3.3 Funcionamiento hídrico.....	21
2.3.4 Entradas de agua	21
2.4 El abastecimiento del agua en la ciudad de San Luis Río Colorado	23
2.4.1 Abastecimiento de una ciudad en constante crecimiento	23

2.4.2	<i>Redes de distribución</i>	23
2.4.3	<i>La sectorización una alternativa para aumentar la eficiencia</i>	24
2.5	Agua para la agricultura	25
2.5.1	<i>Demanda de agua en la agricultura</i>	26
2.5.2	<i>Propuestas de eficiencia en el uso del agua para la agricultura</i>	27
2.6	El reto de la gestión de un recurso escaso, agua para todos.....	29
	Referencias.....	29
3	Tratamiento biológico del agua residual doméstica: Evaluación del proceso en una planta en la ciudad de Mexicali.....	33
	<i>Julio C. Juárez-Rodríguez, Julio C. Juárez-Vázquez, M. Socorro Romero-Hernández, Jaime A. Reyes-López, Aseneth Herrera-Martínez, Fernando A. Solís-Domínguez, Roumen Zlatev, Margarita Stoytcheva, Ricardo Gallegos-Ortega</i>	
3.1	Introducción	33
3.2	Tratamiento biológico del agua residual	34
3.2.1	<i>Tratamiento de agua residual mediante lodos activados de mezcla completa</i>	34
3.2.2	<i>Tratamiento de agua residual mediante lodos activados de mezcla completa con aireación extendida</i>	35
3.3	Microbiología del proceso de tratamiento de aguas residuales mediante lodos activados: Curva de crecimiento de microorganismos	37
3.4	Reutilización del agua residual	37
3.4.1	<i>Tratamiento y reúso de agua residual en Baja California</i>	38
3.5	Caso de estudio: Evaluación del funcionamiento de la planta de tratamiento de agua residual del CETYS Universidad	40
3.5.1	<i>Procesos y parámetros operacionales</i>	43
3.5.2	<i>Análisis de laboratorio</i>	44
3.5.3	<i>Eficiencia de la PTAR CETYS</i>	44
3.6	Resultados y discusión	45
3.7	Conclusiones	47
3.8	Resumen y reflexiones finales.....	47
	Referencias.....	48

Parte II	Contaminación Ambiental	51
4	Determinación de la ocurrencia de fármacos en ambientes acuosos superficiales: Teoría y práctica metodológica	52
	<i>Melissa Valdez-Carrillo, Ramón H. Preciado-Monjardin, Iván Aviña-Lamarque, Griselda Peralta-Ponce, Leif Abrell y Concepción Carreón-Díazconti</i>	
4.1	Introducción	52
4.2	Selección y colección de muestras ambientales	53
4.2.1	Descripción física y ambiental de la zona de estudio	54
4.2.2	Selección de los fármacos de interés	56
4.2.3	Número de muestras y sitios de muestreo	58
4.2.4	Muestreo	60
4.3	Preparación de muestras ambientales	61
4.3.1	Preparación de muestras para la determinación de CPE en Mexicali y su valle	61
4.3.2	Extracción en fase sólida	62
4.3.3	Equipos y materiales	63
4.4	Análisis cuantitativo	63
4.4.1	Métodos analíticos	63
4.4.2	Cuantificación de CPE en Mexicali y su valle	65
4.5	Ocurrencia de fármacos en Mexicali y su valle	67
4.6	Resumen y reflexiones finales	68
	Referencias	68
5	Determinación de metales pesados en partículas sedimentables en muestras de polvo urbano, hojas y muestras acuosas	74
	<i>Rocío Bojórquez-Aguilar, Mafalda Argüelles-Mier, Jaime A. Reyes-López, Roumen Slatev, Fernando A. Solís-Domínguez, M. Socorro Romero-Hernández, Aseneth Herrera-Martínez, Margarita Stoytcheva, Brandon L. Morales-Tinajero, Francia C. Gómez-Pérez</i>	
5.1	Introducción	74
5.2	Metodología para la extracción de metales pesados en muestras de polvo urbano y hojas de árboles	76
5.2.1	Muestreo y preparación	76

5.2.2	<i>Especiación química de los metales pesados en el polvo urbano</i>	78
5.2.3	<i>Extracción de metales pesados en hojas de árboles.....</i>	81
5.2.4	<i>Conclusiones sobre la presencia de metales pesados en el polvo urbano</i>	82
5.3	Determinación de metales en muestras acuosas por el método de voltametría diferencial de pulsos alternativos.....	82
5.3.1	<i>Introducción.....</i>	82
5.3.2	<i>Fundamento teórico del método DAPV.....</i>	83
5.3.3	<i>Evaluación de la resolución del método DAPV.....</i>	84
5.3.4	<i>Conclusiones sobre la determinación de metales en muestras acuosas mediante DAPV.....</i>	86
5.4	Resumen y reflexiones finales.....	86
	Referencias.....	87
	Parte III _Estrategias de evaluación, mitigación y adaptación	92
6	De vías de ciclistas a sistemas fotovoltaicos: Acciones para la mitigación del cambio climático	93
	<i>José F. Armendáriz-López, Nancy E. Romero-Canett, Moisés Galindo-Duarte, Ma. de los Ángeles Santos-Gómez, Alejandro P. Arena-Granados, Aníbal Luna-León</i>	
6.1	Introducción	93
6.2	Diagnóstico sobre el uso de la bicicleta como medio de transporte en la ciudad de Mexicali	95
6.2.1	<i>Antecedentes y métodos</i>	96
6.2.2	<i>Resultados preliminares y discusión.....</i>	100
6.2.3	<i>Conclusiones y reflexiones sobre el uso de la bicicleta en Mexicali.....</i>	101
6.3	Tiempo de recuperación de energía en los sistemas fotovoltaicos.....	101
6.3.1	<i>Antecedentes</i>	102
6.3.2	<i>Metodología</i>	104
6.3.3	<i>Resultados y discusión</i>	106
6.3.4	<i>Conclusiones y reflexiones preliminares</i>	107
6.4	Resumen y recomendaciones finales.....	107
	Referencias.....	108

7	Estación de transferencia de residuos sólidos urbanos.....	111
	<i>Jorge M. Jauregui-Sesma, Martha P. Salcedo-Maldonado, Sara Ojeda-Benítez, Samantha E. Cruz-Sotelo, Silvia E. Ahumada-Valdez, Elizabeth Ramírez-Barreto</i>	
7.1	Introducción	111
7.2	Tipos de estaciones de transferencia	112
7.3	Infraestructura requerida en el diseño de una estación de transferencia	116
7.4	Actores involucrados en los procesos internos en la estación de transferencia con recuperación.....	120
7.5	Estaciones de transferencia en México	121
7.5.1	<i>Estudio de caso de una ETRS con recuperación</i>	<i>124</i>
7.6	Comentarios finales.....	126
	Referencias.....	127
8	Tomografía de resistividad eléctrica: una herramienta para la búsqueda de procesos y rasgos geológicos.....	130
	<i>Gricel Xancal-Acametitla, Agustín Oropeza-Duran, Octavio Lázaro-Mancilla, M. Socorro Romero-Hernández, Miguel Martín-Loeches Garrido, Jaime A. Reyes-López</i>	
8.1	Introducción	130
8.2	Fundamentos teóricos.....	131
8.3	Metodología	134
8.4	Proceso de infiltración en un sembradío de trigo.....	135
8.4.1	<i>Resultados preliminares</i>	<i>137</i>
8.4.2	<i>Conclusiones preliminares.....</i>	<i>140</i>
8.5	Ubicación de Fallas Geológicas ocultas.....	140
8.5.1	<i>Resultados preliminares</i>	<i>143</i>
8.5.2	<i>Conclusiones preliminares</i>	<i>145</i>
8.6	Resumen y comentarios finales.....	145
	Referencias.....	145
9	Microrredes aisladas, el futuro sustentable de la electrificación rural	148
	<i>Rodrigo Cota-Soto, Edgar González-San Pedro, Nicolás Velázquez-Limón</i>	
9.1	Introducción	148
9.2	Microrredes aisladas.....	149

9.2.1	<i>Microgeneradores</i>	150
9.2.2	<i>Sistemas de almacenamiento</i>	153
9.2.3	<i>Sistema de distribución</i>	154
9.2.4	<i>Cargas</i>	155
9.2.5	<i>Sistema de monitoreo y control</i>	155
9.3	<i>Estado del arte</i>	156
9.4	<i>Ventajas y desventajas de las MRA</i>	160
9.4.1	<i>Caso Puertecitos, Baja California</i>	161
9.5	<i>Áreas de oportunidad</i>	162
9.6	<i>Conclusiones</i>	165
	<i>Referencias</i>	165
10	<i>Modelación de las ondas cálidas: impacto a la salud y valuación de la urbanización como intensificador en Mexicali B.C., México</i>	167
	<i>Elvia Contreras-Navarro, Gabriela Peñuelas-García, Rafael García-Cueto, Néstor Santillán-Soto, Félix Fernando González-Navarro, Sara Ojeda-Benítez</i>	
10.1	<i>Introducción</i>	167
10.2	<i>Ondas cálidas y su impacto en la salud</i>	168
10.2.1	<i>Impacto de las ondas cálidas en la salud de la población de Mexicali</i>	169
10.3	<i>Modelación de ondas cálidas basada en la temperatura del aire</i>	170
10.3.1	<i>Antecedentes y métodos</i>	170
10.3.2	<i>Resultados y discusión</i>	172
10.4	<i>Urbanización y balance radiométrico</i>	175
10.4.1	<i>Caso de estudio</i>	176
10.4.2	<i>Cambios en el uso de suelo y variación de las componentes radiativas</i>	176
10.4.3	<i>Conclusiones sobre el caso de estudio</i>	177
10.5	<i>Resumen y comentarios finales</i>	178
	<i>Referencias</i>	178

PREFACIO

En mayo del 2015, un paisaje de Vincent Van Gogh llamado *Les Alycamps* fue subastado por más de \$66 millones de dólares. Si por \$66 millones de dólares se puede obtener la pintura de una hilera de álamos, ¿qué precio le pondrían a los propios álamos? ¿Cuánto creen que cueste el bosque entero? ¿Un manglar? ¿Una pradera?

¿Qué valor tiene nuestro ambiente?

El verdadero valor de los ecosistemas del planeta es frecuentemente desvirtuado, si no ignorado, en la toma de decisiones económicas y de mercado. Los servicios ecosistémicos, a menudo aparentes solo después de un estudio y análisis cuidadoso, se observan virtualmente en cada nación del planeta. El valor de este conocimiento radica en su aplicación, [y en la] habilidad para.... integrar[lo] a la política social y económica de las naciones.

Achim Steiner

Presidente del Programa Ambiental de la ONU

“How Much Is Our Environment Worth?”

TIME Magazine, Ideas. 8 de Octubre de 2015

Durante las últimas décadas, los problemas y circunstancias medioambientales se han convertido en un importante campo de estudio para científicos de numerosas disciplinas. A la fecha, se ha acumulado una cantidad considerable de conocimiento y experiencias, sin embargo, aún queda mucho por hacer y explorar en un mundo cambiante y tendiente a la responsabilidad compartida y a la sustentabilidad medioambiental. *AVANCES EN INVESTIGACIÓN AMBIENTAL EN LA UABC. CONOCIENDO NUESTRO AMBIENTE 2016* da continuidad a la compilación de documentos que muestran los avances en los trabajos de tesis desarrollados por estudiantes de maestría y doctorado en el área de Medio Ambiente de la Universidad Autónoma de Baja California (UABC).

Este libro refleja el tipo de investigación que actualmente 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. Contiene los temas correspondientes al periodo 2015-2016 y 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 a la globalidad en la problemática ambiental, tienen aplicación en el contexto mundial. Se trata de investigación multidisciplinaria que varía desde el análisis metodológico en prácticas hidrológicas hasta la modelación de ondas cálidas y los efectos de la urbanización, pasando por gestión y tratamiento de agua, determinación de contaminantes ambientales, acciones para la mitigación del cambio climático, estrategias de evaluación de riesgos ambientales y propuestas de adaptación ante una nueva realidad global. Los manuscritos han sido revisados y avalados por un comité de profesores 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. *CONOCIENDO NUESTRO AMBIENTE 2016* 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.

Concepción Carreón Díazconti

Responsable de la edición 2016

Lista de Autores

Leif Abrell, Departments of Soil, Water & Environmental Science and Chemistry & Biochemistry, University of Arizona

Silvia E. Ahumada-Valdez, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Génesis E. Alarcón-Gómez, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Alejandro P. Arena-Granados, Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional, Mendoza, Argentina

Mafalda Argüelles-Mier, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

José F. Armendáriz-López, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California y Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional, Mendoza, Argentina

Iván Aviña-Lamarque, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Rocío Bojórquez-Aguilar, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Concepción Carreón-Díazconti, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Elvia Contreras-Navarro, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Rodrigo Cota-Soto, CEENER, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Samantha E. Cruz-Sotelo, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Moisés Galindo-Duarte, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Ricardo Gallegos-Ortega, Facultad de Arquitectura, Universidad Autónoma de Baja California

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

Francia C. Gómez-Pérez, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Félix Fernando González-Navarro, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Edgar González-San Pedro, CEENER, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Aseneth Herrera-Martínez, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Jorge M. Jauregui-Sesma, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Julio C. Juárez-Rodríguez, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Julio C. Juárez-Vázquez, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Octavio Lázaro-Mancilla, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Marcelo A. Lomelí, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Aníbal Luna-León, Facultad de Arquitectura, Universidad Autónoma de Baja California

Miguel Martín-Loeches-Garrido, Departamento de Geología, Universidad de Alcalá, España

Raúl A. Morelos, Universidad Estatal de Sonora

Brandon L. Morales-Tinajero, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Sara Ojeda-Benítez, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Agustín Oropeza-Duran, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Gabriela Peñuelas-García, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Griselda Peralta-Ponce, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Ramón H. Preciado-Monjardín, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Elizabeth Ramírez-Barreto, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

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

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

Jesús E. Rodríguez-Burgueño, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Nancy E. Romero-Canett, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

M. Socorro Romero-Hernández, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Martha P. Salcedo-Maldonado, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Adrián Salcedo-Peredia, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

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

Ma. de los Ángeles Santos-Gómez, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Fernando A. Solís-Domínguez, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Margarita Stoytcheva, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Melissa Valdez-Carrillo, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Nicolás Velázquez-Limón, CEENER, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Gricel Xancal-Acametitla, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Roumen Zlatev, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

Parte I

El agua y su problemática ambiental

1 Análisis de metodologías en la estimación de pérdidas hidráulicas: Caso flujo pulso en el delta del Río Colorado

Jesús E. Rodríguez-Burgueño, Adrián Salcedo-Peredia, Génesis E. Alarcón-Gómez, Jorge Ramírez-Hernández

Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

1.1 Introducción

Los principales ríos y lagos del mundo atraen grandes aglomeraciones humanas a sus alrededores. Sin embargo, en la actualidad el crecimiento de las poblaciones y la falta de coincidencia entre dicho crecimiento y el acceso al servicio de agua potable son motivo de preocupación. Gran parte del proceso vigente de gestión del agua se basa en la manipulación del ciclo hidrológico a escala de captación local, con acciones tales como la amortiguación de las inundaciones, la canalización y la regulación de flujos para riego agrícola y para uso urbano (Guiller, 2005). Por otro lado, los impactos negativos de obras realizadas en los cauces de ríos han sido ampliamente reconocidos en los últimos años. Como consecuencia de ello, se están realizando numerosos esfuerzos para devolver a los ríos a estados más naturales y para restaurar los servicios de los ecosistemas perdidos (Woolsey et al., 2007); uno de estos casos es el Delta del Río Colorado.

El Río Colorado (RC) es uno de los ríos más regulados y desviados de Estados Unidos (E.U.), cada gota de la cuenca está virtualmente contabilizada en la asignación de agua entre los 9 estados y las 27 tribus que tienen derecho como usuarios (Pontius, 1997). El RC proviene del estado de Colorado, E.U. y recorre otros seis estados de la unión Americana (Wyoming, Utah, Nuevo México, Arizona, Nevada y California) (Figura 1) hasta llegar a México, en donde sus aguas son derivadas hacia los estados de Baja California y Sonora. Su recorrido geográfico termina en el golfo de California, a más de 2,300 km de su nacimiento. A lo largo de su cauce se ubican más de 10 grandes presas y más de 80 desviaciones hidráulicas, construidas para el suministro de agua de riego agrícola, para la generación de energía y para otros usos.

La configuración hidrológica del RC es extensa, con alrededor de 85 ríos y arroyos, como tributarios, que proveen de agua a aproximadamente 40 millones de personas (uso municipal), a 2.2 millones de hectáreas de tierras de cultivo, a por lo menos 22 tribus, a 7 refugios de vida silvestre nacionales, a 4 áreas de recreación y a 11 parques nacionales en los E.U., además de sostener la generación de 4,200 Mw de energía eléctrica (BOR, 2012).

El sistema de RC es operado de acuerdo a una agrupación de tratados, pactos, decretos, estatutos, reglamentos, contratos y otros documentos junto con acuerdos legales aplicables a la asignación, apropiación, desarrollo, exportación y gestión de las aguas de la cuenca, conocida como la Ley del Río (BOR, 2012). En el 2012 se firma el Acta 319 (IBWC, 2012) entre México y Estados Unidos,

la cual constituye el primer acuerdo entre gobiernos y organizaciones no gubernamentales para asignar agua para uso ambiental en la porción del cauce del RC que discurre sobre territorio mexicano, comprendida desde la última presa en el curso del río, la Presa Derivadora José María Morelos y Pavón (Presa Morelos), hasta la desembocadura al Golfo de California (Figura 1), cruzando el tramo limítrofe entre México y Estados Unidos.

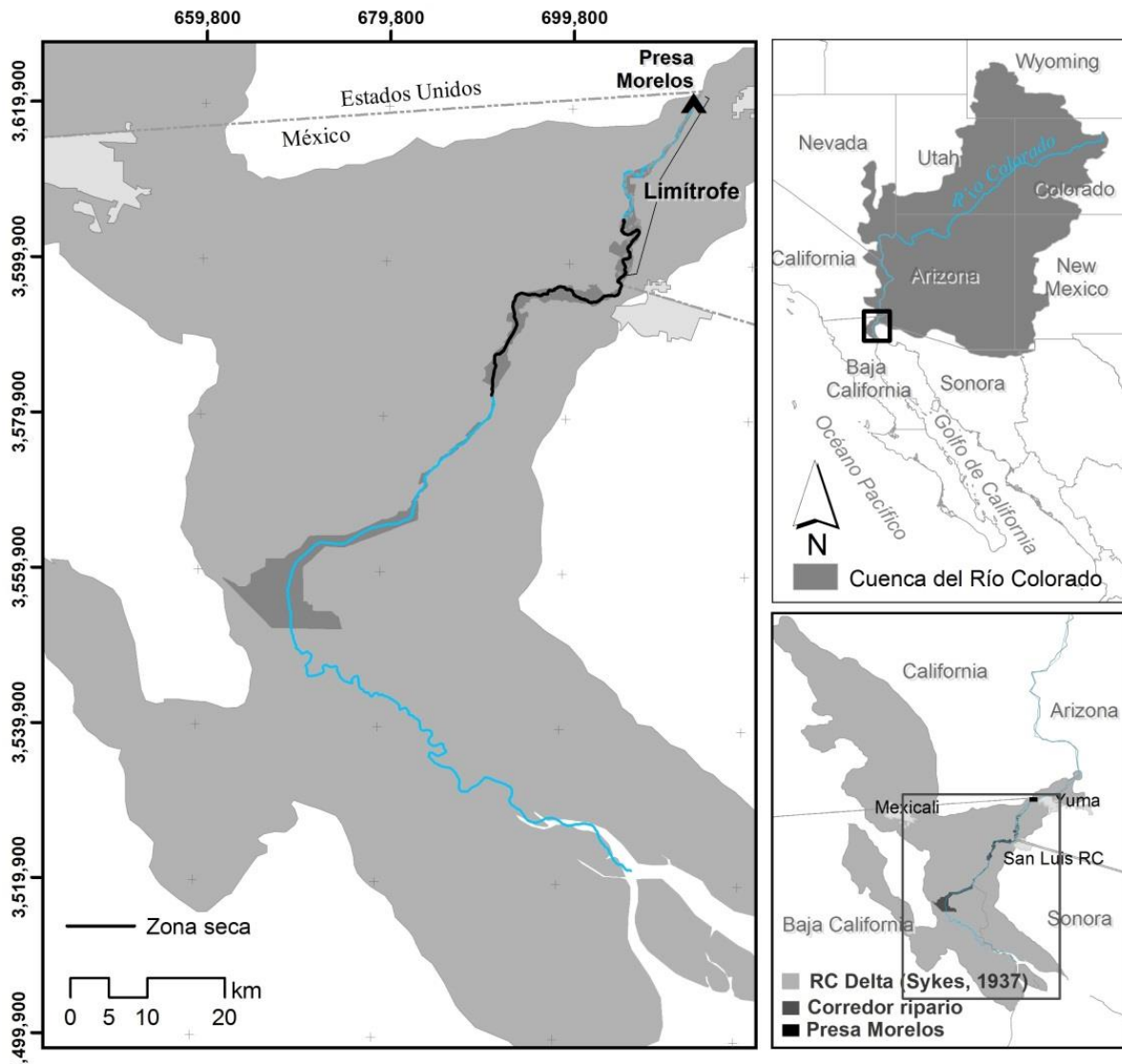


Figura 1. Extensión longitudinal y ubicación geográfica del Delta del Río Colorado y del corredor ripario.

El Acta 319 establece los acuerdos para la derivación de 195 hm^3 (1 hm^3 es un millón de metros cúbicos) de flujos ambientales en un período de 5 años, descargados en dos eventos: el primero, constituido por una sola descarga y denominado flujo pulso; el segundo, conocido como flujo base y conformado por varias descargas anuales en sitios de restauración clave. El flujo pulso tuvo por objeto simular las descargas naturales de primavera causadas por los deshielos en la parte alta de la cuenca, de modo que resultara favorecedor para la etapa de germinación de la vegetación nativa.

Este evento se realizó del 23 de marzo al 18 de mayo del 2014 con un volumen de descarga total de 130 hm^3 . Por su parte, el flujo base tiene la función de mantener húmedas las superficies riparias en las que se llevó a cabo el reclutamiento de especies nativas. Este flujo ha estado siendo descargado intermitentemente desde el 2014 y continuará hasta el 2017.

El hidrograma del flujo pulso fue diseñado para un período de 53 días, de los cuales solo los primeros 26 contaron con descargas hechas desde la Presa Morelos, incluyendo tres días con flujo máximo de $120 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. Las siguientes descargas se realizaron durante 12 días por el sitio denominado “Km 27” y durante 15 días por el denominado “Km. 18” (Figura 2). Estos dos últimos sitios son desfogues que forman parte de la red de distribución de canales para agua de uso agrícola del Distrito de Riego 014 del Valle de Mexicali y San Luis Río Colorado.

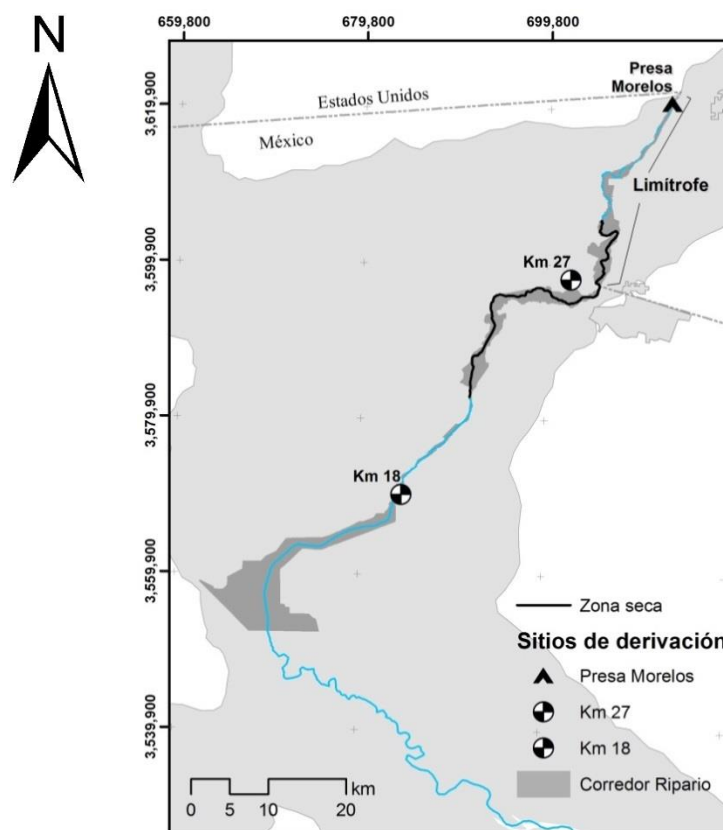


Figura 2. Sitios de derivación de flujos ambientales.

El hidrograma del flujo pulso también fue diseñado con la intención de inundar el canal principal del RC junto con sus terrazas bajas a lo largo de los 160 km de longitud de su recorrido en México. Este plan incluyó la inundación de 43 km de río que se encuentran totalmente secos debido a la falta de flujos superficiales y al cono de depresión de agua subterránea resultado de años de sobreexplotación del acuífero en esta zona (Figura 1). Se esperaba que en este tramo seco del cauce el volumen infiltrado al sistema acuífero fuera muy alto, por lo que la pérdida de agua superficial evitaría que se alcanzaran a inundar las secciones más próximas al Golfo de California.

Con el objetivo de cuantificar la respuesta hidrológica del sistema ripario, se diseñó un programa de monitoreo hidrológico del flujo pulso en los límites geográficos del corredor ribereño. Este programa incluyó la medición continua de niveles de agua subterránea, el aforo del agua superficial a lo largo del río, la medición de niveles de agua en el río y la medición, con sensores de temperatura, del avance del frente húmedo en los distintos estratos, como se reporta en Rodríguez-Burgueño y Ramírez-Hernández (2014). También se colectaron muestras de suelo en el lecho seco del río con el fin de determinar las propiedades del suelo relacionadas con el proceso de infiltración. El análisis de toda esta información ayudó a responder una pregunta básica derivada de la alta incertidumbre respecto al volumen total infiltrado en la zona seca: ¿A dónde se fue el agua? En este trabajo se examinan tres metodologías utilizadas en el cálculo de pérdidas hidráulicas, sus limitaciones y ventajas. Estas metodologías son (1) la medición de descarga instantánea con generación de hidrogramas continuos, (2) el análisis de series de temperatura y, (3) el método de Green-Ampt.

1.2 Metodologías para el cálculo de pérdidas hidráulicas

1.2.1 Medición de descargas instantáneas e hidrogramas continuos

Como parte del monitoreo hidrológico del evento del flujo pulso (Rodríguez-Burgueño y Ramírez-Hernández, 2014), se llevaron a cabo mediciones diarias de descargas instantáneas *in situ* con los equipos Flow Tracker y/o River Surveyor, en once sitios ubicados en el cauce principal del RC (Figura 3). En cada sitio de medición se instalaron sensores automáticos para registrar niveles de agua en el río (Figura 3) cada 2 minutos y, a partir de dichos registros utilizando el método descrito en Smith et al. (2010) denominado área de pendiente continua, se calcularon los hidrogramas continuos obteniendo la ecuación de relación entre el tirante (nivel de agua en el río) y la descarga instantánea (caudal) para cada sitio.

El volumen total de agua registrado en cada sitio se obtuvo de la curva del hidrograma continuo, calculando el área bajo la curva del hidrograma, mediante el método de rectángulos. Las pérdidas entre sitios de aforo (volumen infiltrado) se obtuvieron calculando la diferencia entre el volumen total registrado en el sitio aguas arriba, el volumen registrado aguas abajo y la cantidad de agua perdida por evaporación directa, como se indica en la siguiente fórmula de balance:

$$Vol\ inf = Ven - Vsa - Ved$$

Donde:

$Vol\ inf$ = Volumen infiltrado (L^3)

Ven = Volumen de entrada (L^3)

Vsa = Volumen de salida (L^3)

Ved = Volumen de salida por evaporación directa (L^3)

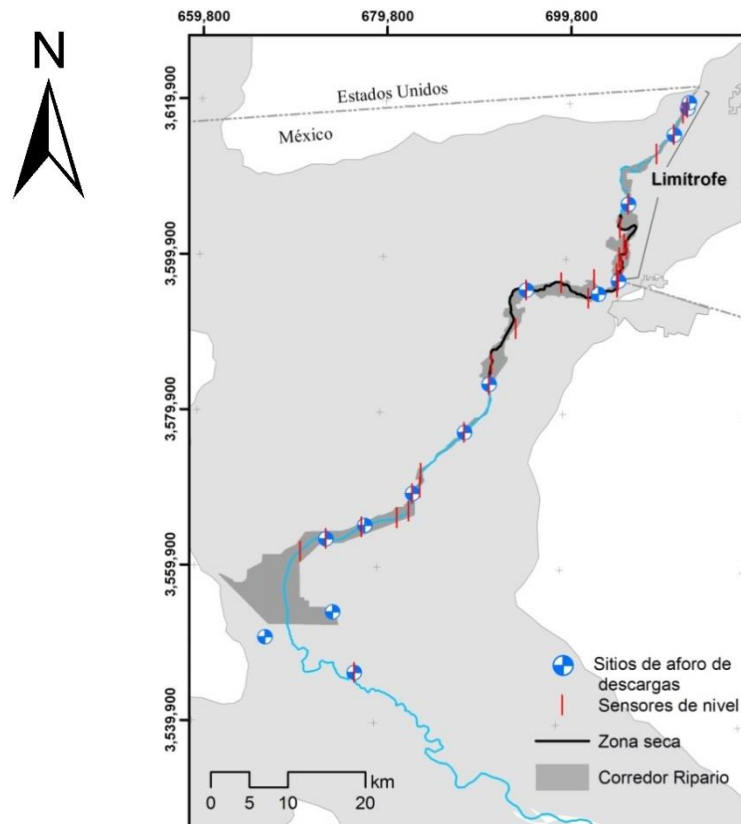


Figura 3. Sitios de medición de descarga y sensores de nivel (transductores de presión) situados en el río.

La evaporación directa diaria se calculó con las aproximaciones propuestas por el método de la Asociación Americana de Ingenieros Civiles (ASCE, 2005), utilizando un valor del albedo de 0.06 y con datos climatológicos de la estación AZMET Yuma South propiedad de la Universidad de Arizona localizada en Yuma, Arizona, E.U., estación cercana a la zona de estudio.

Una vez obtenida la evaporación directa diaria, se multiplicó dicho resultado por las zonas inundadas diarias, obtenidas a partir de la elevación del espejo de agua registrado en las regletas situadas en el tramo seco y utilizando un modelo digital de elevación; dando como resultado el volumen diario perdido por evaporación directa, mediante la siguiente formula:

$$Ved = Ain * ED$$

Donde:

Ved = Volumen de salida por evaporación directa (L^3)

Ain = Área inundada diaria (L^2)

ED = Evaporación directa diaria (L)

1.2.2 Análisis de series de temperatura

El análisis de series de temperatura, con mediciones cada dos minutos durante el monitoreo hidrológico del flujo pulso (Figura 4a), se realizó mediante el método presentado por Luce et al.

(2013). Este método está basado en la solución analítica de la ecuación de transporte de calor de Stallman (1965):

$$\rho_m c_m \frac{\partial T}{\partial t} = \lambda_m \frac{\partial^2 T}{\partial z^2} - q \rho_w c_w \frac{\partial T}{\partial z}$$

Donde:

m = denota el sistema agua-sedimento (matriz)

w = agua, porción en movimiento del sistema

T = temperatura (°C)

t = tiempo (s)

z = profundidad desde el lecho del río (m)

q = flujo Darciano o velocidad de infiltración (ms⁻¹)

ρ = densidad del medio (agua o matriz; kg m⁻³)

c = calor específico del medio (agua o matriz; J kg⁻¹ °C⁻¹)

λ_m = conductividad térmica de la matriz sedimento-agua (W m⁻¹ °C⁻¹)

El método utiliza las propiedades térmicas del sedimento y del agua para estimar la velocidad de infiltración a través de la columna de sedimento analizada. Esta solución considera la información del cambio en la amplitud de la señal diurna y en el ángulo de fase entre dos series de temperatura a 5 y 20 cm de profundidad del lecho del río (Figura 4b). El método asume que las propiedades térmicas del sedimento y del agua permanecen constantes durante toda la serie de tiempo analizada.

La estimación de la velocidad de infiltración se realizó utilizando el programa VFLUX (Gordon et al., 2012). VFLUX es un programa en lenguaje MATLAB que sincroniza y remuestrea los datos de temperatura obtenidos por los sensores en el perfil vertical. En este programa primero se analizan los desplazamientos de la onda de calor diaria (fase) y la razón de cambio en la amplitud de las señales de temperatura a cada profundidad. Enseguida, aplicando el método de Regresión Armónica Dinámica (RHD), VFLUX aísla la señal diurna de cada serie de tiempo y extrae la amplitud y fase, con ambos parámetros calcula la velocidad de infiltración estimando la velocidad de flujo en una sola dimensión (vertical).

Las propiedades térmicas del sedimento se calcularon a partir de los resultados obtenidos en el análisis de textura de sedimento reportados por Alarcón-Gómez (2015), aplicando las ecuaciones de Wilson et al., (1994) y Lapham (1989), así como valores de la capacidad calorífica volumétrica del agua y de la matriz sedimento-agua reportados por el USGS (2003).

El volumen total infiltrado diario se determinó multiplicando la velocidad de infiltración promedio diaria calculada, para cada sitio del tramo seco, por el área inundada diaria. A su vez, esta área inundada diaria se obtuvo a partir de la altura del tirante de agua en el río (registrada en las regletas) y del relieve del terreno obtenido del modelo digital de elevación.

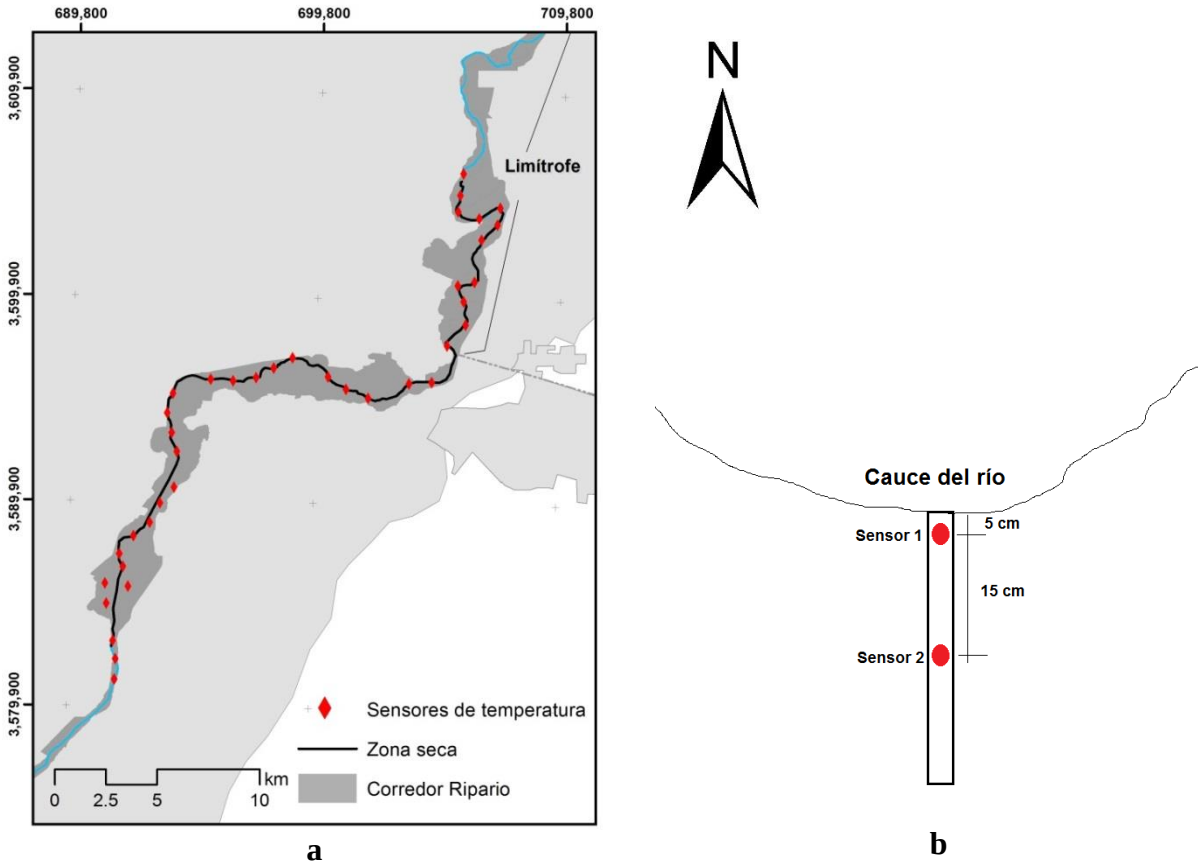


Figura 4. a) Localización de los sensores de medición de temperatura y b) Diagrama de localización y configuración del perfil vertical de los sensores de temperatura.

1.2.3 Método Green-Ampt

Green y Ampt (1911) propusieron un modelo de infiltración para un suelo de textura homogénea con contenido de humedad inicial uniforme que asume un perfil de contenido de agua de tipo pistón con un frente de humedecimiento bien definido, conocido como modelo Green-Amp. Este modelo se basa en la hipótesis de la existencia de un frente de impregnación con un potencial constante mientras la zona de humectación es impregnada uniformemente con una conductividad hidráulica constante, expresada de forma matemática así:

$$F(t) = K_t + \psi \Delta \theta \ln \left(1 + \frac{F(t)}{\psi \Delta \theta} \right)$$

Donde $F(t)$ es la infiltración acumulada, K (conductividad hidráulica, cm/h), t (intervalo de tiempo, h), ψ (potencial de succión del frente húmedo, cm) y $\Delta \theta$ (cambio en el contenido de humedad, %). Para obtener el valor de $F(t)$ se sustituye un valor de prueba $F(t)$, en la parte derecha de la ecuación. El valor de $F(t)$ obtenido se sustituye de nuevo en la $F(t)$ en la parte derecha para obtener un nuevo valor de $F(t)$. El proceso se repite hasta que los valores calculados de $F(t)$ converjan a una constante (proceso iterativo).

Con el propósito de aplicar el método Green-Amp se colectaron muestras de suelo en el lecho seco del cauce principal del RC (Figura 5). De estas muestras se obtuvieron las propiedades granulométricas y físicas del sedimento conforme a lo descrito en las normas ASTM 2007 y ASTM 1995. A partir de dichas propiedades se estimaron los valores de conductividad hidráulica utilizados para el cálculo de las tasas de infiltración acumulada, dentro del área del cauce. En las terrazas bajas que se inundaron no se colectaron muestras por lo que se tuvo que inferir una tasa de infiltración utilizando aproximaciones teóricas de la conductividad hidráulica calibrada con el área de inundación.

El volumen infiltrado total diario se determinó de igual forma que para el método de análisis de series de temperatura, multiplicando la tasa de infiltración acumulada diaria por el área inundada diaria. Esta última obtenida a partir de la elevación del espejo de agua registrado en las regletas situadas en el tramo seco y utilizando un modelo digital de elevación. Sin embargo, dado que la tasa de infiltración se obtuvo de las muestras de suelo, ésta constituye un valor único que permanece constante durante todo el evento de inundación, a diferencia del método anterior en el que se estimó una tasa de infiltración para cada día del período de análisis.

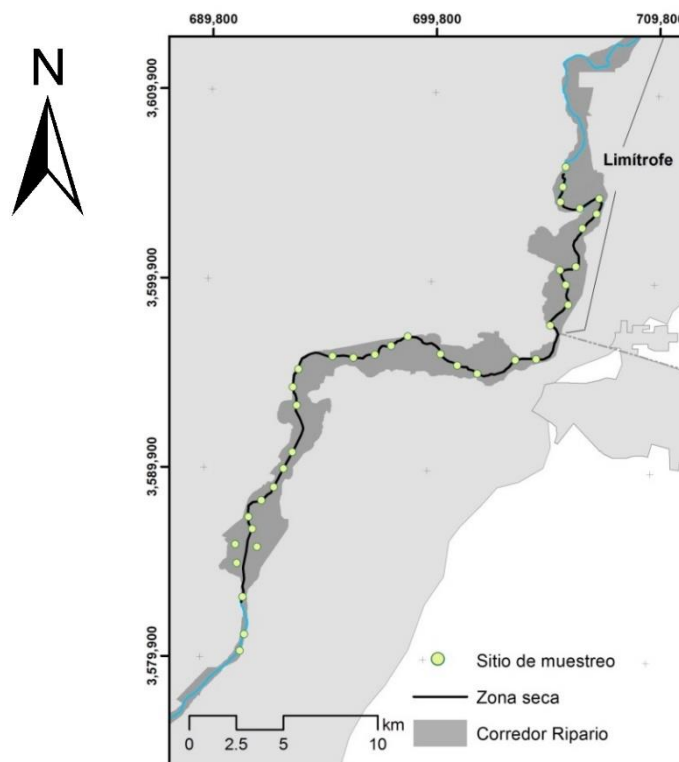


Figura 5. Localización de sitios de adquisición de muestras de sedimentos.

1.3 Comparación, limitaciones y ventajas

La descripción presentada muestra que los tres métodos consideran variables físicas independientes entre sí, por lo que la comparación de las estimaciones de volúmenes de pérdidas por infiltración permitirá obtener un intervalo de valores con mayor certidumbre en el cauce del

RC durante el flujo pulso. En la Tabla 1 se sintetizan las diferencias metodológicas entre las técnicas aplicadas, las características generales de cada una, sus limitaciones y ventajas en su aplicación en el RC.

Tabla 1. Análisis de tres metodologías para la obtención de volúmenes de pérdidas hidráulicas del RC.

Método	Características generales	Limitaciones	Ventajas
1. Descargas instantáneas e hidrogramas continuos	Caudales obtenidos en campo	El método contabiliza pérdidas hidráulicas totales entre sitios, pero fue mejorado con la estimación de la evaporación y evapotranspiración, pero otros procesos como la retención no se incluyen.	Datos medidos.
	Cálculo de hidrogramas continuos por el método Área pendiente continúa. (Smith et al., 2010).		Sitios ubicados a lo largo del RC.
	Sitios de medición a lo largo del cauce principal.	Errores de medición de aforos de acuerdo al tipo de equipo utilizado, modo de empleo y su resolución.	Alta resolución de caudales con los hidrogramas continuos, datos cada 2 minutos.
	Cálculo de volumen por el método del área bajo la curva.	Error en la estimación del volumen por el método del área bajo la curva utilizando rectángulos.	
2. Análisis de series de temperatura.	Temperaturas obtenidas en campo a dos profundidades.	Asume que la infiltración es constante de un punto de medición a otro, sin considerar cambios en la litología.	Datos medidos con sensores automáticos.
	Calculo de velocidad de flujo por el método propuesto por Luce et al. (2013).	La socavación o deposición de sedimento afectan en los datos obtenidos por la propagación del calor.	Alta resolución de las tasas de infiltración.
	Propiedades térmicas del sedimento se consideran constantes.	Las propiedades térmicas se mantienen constantes durante todo el evento de infiltración.	Tasas de infiltración variables.
	Solución en una dimensión.	Solo la componente vertical del flujo es calculada, sitio puntual solo dentro del cauce seco.	
3. Método Green-Ampt	Análisis en laboratorio de muestras de campo.	Datos de textura de sedimentos puntuales a lo largo del cauce y en el perfil de suelo.	Análisis de sedimentos estándares.
	Modelo Green-Ampt (1911)	Se supone humedad inicial uniforme, conductividad hidráulica constante y se presenta una gran incertidumbre en la determinación de la conductividad hidráulica.	Modelo muy reconocido y utilizado.
	Suelo de textura homogénea, contenido de humedad inicial uniforme.	Tasa de infiltración constante y puntual.	Datos de sedimentos a cada kilómetro.
	Asume potencial constante, conductividad hidráulica constante.	Datos solo dentro del cauce seco.	

Para el primer método, fundamentado en la obtención de caudales continuos, se midieron los caudales utilizando protocolos de medición y calidad de datos establecidos y se calcularon los volúmenes a partir de los registros automáticos de los sensores de presión ubicados en el cauce del río. Por su parte, para aplicar el segundo método se registraron y almacenaron series de temperatura obtenidas a dos profundidades, con las cuales se obtuvo la velocidad de infiltración, a cada 2 minutos del evento estudiado, aplicando una metodología reciente. El tercer método, como el primero, se utiliza de forma habitual para calcular la tasa de infiltración, con metodologías estándar, sin embargo se considera que la tasa de infiltración permanece constante durante todo el proceso de infiltración.

En el método de descargas instantáneas con generación de hidrogramas continuos se cuantifica el volumen total perdido de un tramo del RC, incluyendo los tres componentes del flujo (vertical, longitudinal y perpendicular al cauce del río), a diferencia de los otros dos métodos, en los que se cuantifican las pérdidas en una sola dimensión (la componente vertical o infiltración). Este método no discrimina los diversos procesos involucrados (evapotranspiración, infiltración, retención, etc.), sin embargo, algunos de éstos fueron estimados considerando variables climáticas. En el análisis de series de temperatura y en el modelo Green-Ampt, las componentes horizontal y lateral del flujo quedan incluidas al considerar el área inundada en el cálculo de los volúmenes. A su vez, dicha área es el resultado del flujo descargado y su distribución en terrazas, cauce y meandros del río.

Debido a que el evento de flujo pulso alcanzó a inundar extensas zonas fuera del cauce del río, las que no fue posible anticipar con certeza, el desafío a superar al aplicar los métodos 2 y 3 fue la falta de información con respecto a las propiedades de los suelos en esas zonas. Por lo tanto, las velocidades de infiltración y la conductividad hidráulica de dichos suelos se estimaron por medio de aproximaciones al volumen total, es decir, conociendo el volumen total infiltrado se ajustaron las pérdidas de modo que se replicaran los valores de escurrimiento previamente cuantificados con los hidrogramas continuos. Sin embargo, hay que considerar que dichos hidrogramas fueron calculados para toda el área inundada, o sea, incluyen tanto al agua en el cauce como la que está fuera de él. Es claro entonces que las estimaciones obtenidas para las zonas fuera del cauce del río son altamente inciertas.

Se recomienda que al hacer un estudio de viabilidad durante el diseño de un proyecto para la estimación de pérdidas hidráulicas se consideren los siguientes factores: (a) la medición de caudales *in situ* es un método que requiere de equipo costoso, mano de obra continua, disponibilidad de vehículos en buen estado, adecuación de sitios, nivelación topográfica y jornadas laborales extensas, personal entrenado y seguimiento de protocolos de medición; (b) el cálculo de hidrogramas continuos requiere de nivelación topográfica para las regletas en las que se instalarán los sensores de presión, adecuación del sitio y transductores de presión y sistema de registro y almacenamiento de datos, con alto costo y sujetos al vandalismo.

En el caso del análisis de series de temperatura, este requiere de estructuras de acero para instalar los sensores y la compra (y potencial pérdida) de medidores y registradores automáticos de temperatura, con un costo 10 veces menor al de los transductores de presión. Por su parte, la

aplicación del método Green-Ampt requiere la toma de muestras de suelo a varias profundidades y en tres puntos a lo largo de una sección transversal dispuesta en cada sitio de muestreo, además del análisis granulométrico y textural de dichas muestras en el laboratorio. Si el cauce está seco, la colecta de muestras es relativamente sencilla, de lo contrario, aumenta el esfuerzo de muestreo.

1.4 Resumen y comentarios finales

La comparación de metodologías que utilizan variables físicas diferentes permite obtener aproximaciones de la variable analizada, lo que es de gran ayuda para este tipo de diseño de experimentos. Los métodos aquí analizados se apoyan en diversos fundamentos metodológicos, formulaciones, supuestos, variables y limitaciones, por lo que no se pueden cotejar individualmente. Sin embargo, los resultados sí están sujetos a comparación. Por otro lado, es claro que la elección de los métodos a utilizar para la determinación de pérdidas hidráulicas depende en gran manera de la disponibilidad de equipo sofisticado, de la viabilidad de su instalación, del área de estudio y de los datos y recursos disponibles.

Aún con todas las diferencias descritas, se observó que la aplicación simultánea de varios métodos para el cálculo de pérdidas hidráulicas da como resultado una aproximación fiable de los volúmenes perdidos, es decir, permite cuantificar con precisión el porcentaje de agua que no pasó a formar parte de la escorrentía superficial. De este modo es posible ubicar las secciones del cauce en las que se presentan las mayores pérdidas de volumen, lo que a su vez deriva en la zonificación de dichas pérdidas hidráulicas, en espacio y tiempo. Para el caso presentado en este documento, la zonificación de pérdidas será de gran valor para futuros esfuerzos de derivación de flujos ambientales.

Finalmente, los métodos aquí comparados se aplicaron con la intención de obtener aproximaciones iniciales de las pérdidas hidráulicas en el cauce del río Colorado, específicamente para el evento de flujo pulso en el delta de este río. Del total del agua descargada durante el flujo pulso, cerca del 92% del agua se retuvo entre sitios de medición. De este porcentaje, se estima que el 30% se infiltró en el cauce principal (con una diferencia de 0.10 a 0.36 % entre los cálculos del análisis de series de temperatura y de Green-Ampt), solamente el 1% se evaporó y el resto se infiltró fuera del cauce por inundación en terrazas. Estos valores aproximados pueden tener varias aplicaciones, entre ellas, servir como referencia o como valores iniciales para modelos de transporte de agua superficial, en dos y tres dimensiones y con el proceso de interacción agua superficial-agua subterránea incluido. En última instancia, los valores de pérdidas hidráulicas obtenidos con esta metodología serán utilizados como base en el diseño de escenarios de descarga para los planes de restauración de la zona riparia del RC.

Referencias

Alarcón-Gómez, G. (2015), *Caracterización de la infiltración en el lecho seco del Delta Río Colorado bajo escenarios del flujo pulso 2014*. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma

- de Baja California.
- ASCE (American Society of Civil Engineers) (2005), *The ASCE standardized reference evapotranspiration equation*. Task Committee on Standardization of Reference Evapotranspiration. Environmental and Water Resources Institute of the American Society of Civil Engineers.
- ASTM Standards (2007), D422-63, *Standard test method for particle-size analysis of soils*. Vol. 04.08. West Conshohocken, PA: ASTM International.
- ASTM Standards (1995), D4318-05, *Standard test methods for liquid limit, plastic limit, and plasticity index of soils*. Vol. 04.08. West Conshohocken, PA: ASTM International.
- BOR (2012), *Colorado River Basin Water Supply and Demand Study. Reclamation managing water in the West*. U.S. Department of Interior, Bureau of Reclamation.
- Green, W.H., y Ampt, G.A. (1911), 'Studies in soil physics. Part 1. The flow of air and water through soils', *Journal of Agricultural Science*, 4, pp. 1–24
- Guiller, P. (2005), 'River restoration: seeking ecological standards', *Journal of Applied Ecology*, 42, pp. 201–207.
- Gordon, R.P., L.K. Lautz, M.A. Briggs, y J.M. McKenzie (2012), 'Automated calculation of vertical pore-water flux from field temperature time series using the VFLUX method and computer program', *Journal of Hydrology: IEEE* 420-421, pp. 142-158.
- IBWC (2012), *Minute 319* [en línea]. Disponible en: http://www.ibwc.gov/Files/Minutes/Minute_319.pdf (consultado: 06 de Enero del 2013).
- Lapham, W. W. (1989), *Use of temperature profiles beneath streams to determine rates of vertical ground-water flow and vertical hydraulic conductivity*. U.S. Geological Survey, Water Supply Paper 2337.
- Luce, C.H., Tonina, D., Gariglio, F. y Applebee, R. (2013), 'Solutions for the diurnally forced advection-diffusion equation to estimate bulk fluid velocity and diffusivity in streambeds from temperature time series', *Water Resources Research*, 49 (1), pp. 488-506.
- Pontius, D. (1997), *Colorado River Basin Study*. Final Report: the Western Water Policy Advisor Commission.
- Rodríguez-Burgueño, J.E. y Ramírez-Hernández, J. (2014), 'Monitoreo hidrológico del flujo pulso: Río Colorado, México' en Carreón, C., Ahumada, S., Ramírez, M.E. (Eds) *Avances en Investigación Ambiental en la UABC. Medioambiente y Sustentabilidad 2014*. Universidad Autónoma de Baja California. ISBN 978-0-9908236-9-3. pp. 52-55.
- Smith, C. F., Cordova, J. T. y Wiele, S. M. (2010), *The continuous slope-area method for computing event hydrographs*. U. S. Geological Survey.
- Stallman, R. W. (1965), 'Steady one-dimensional fluid flow in a semi-infinite porous medium with sinusoidal surface temperature', *Journal of Geophysical Research* 70(12), pp. 2821–2827.
- Sykes, G. (1937), *The Colorado Delta*. Publication no. 460. Washington, DC: Carnegie Institution.
- USGS (2003), *Heat as a Tool for Studying the Movement of Ground Water Near Streams*. David A. Stonestrom y Jim Constantz (Eds.). Circular 1260. U.S. Geological Survey.

- Wilson, L. G., Everett, L. G., y Cullen, S. J. (1994), Handbook of vadose zone characterization & monitoring. CRC Press.
- Woolsey, S. Capelli, F. Gonser T., Hoehn, E., Hostmann, M. Junker, B. Paetzold, A. Roulier, C. Schweizer, E., Tiegs S., Tockner K., Weber C. y Peter A. (2007), 'A strategy to assess river restoration success', *Freshwater Biology* 52, pp.752–769.

2 Retos de la gestión óptima de los recursos hídricos en ambientes de aridez

Raúl A. Morelos^{1,3}, Marcelo A. Lomelí², Jorge Ramírez-Hernández³

¹Universidad Estatal de Sonora, Unidad Académica San Luis Río Colorado

²Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma de Baja California

³Instituto de Ingeniería. Universidad Autónoma de Baja California

2.1 Introducción

La frontera México-Estados Unidos es una de las más dinámicas en toda Latinoamérica ya que experimenta una acelerada expansión demográfica y una intensa actividad económica, principalmente en territorio mexicano. Uno de los retos de esta expansión se refleja en el incremento de la demanda de agua para diferentes usos, en especial para el municipal y para el industrial. La competencia por el agua es cada vez mayor, los agricultores demandan la cantidad asignada para sus cultivos, la población urbana exige cada vez más agua para abastecer sus necesidades y el medio ambiente reclama su dotación al mostrar la degradación debida a la reducción del volumen de agua disponible (Bustillos, 2004, Hanak y Lund, 2012, Stoll et al., 2011).

La región del delta del Río Colorado, ocupado por los estados de Baja California y Sonora, está inmersa en esta dinámica transfronteriza (Figura 1). Limita al norte con los estados de California y Arizona, de los Estados Unidos de Norteamérica y al sur con el Golfo de California o Mar de Cortés. La región está ubicada en el paralelo que incluye los grandes desiertos del mundo, coincidente con una de las regiones más secas del Noroeste de México y del desierto de Sonora, y experimenta variaciones climáticas extremas. Las temperaturas en verano son altas (el promedio para los meses más calientes es de 34.5°C) con abundante sol, aunque en invierno pueden alcanzar valores menores a los cero grados centígrados. Las lluvias en el año son escasas o nulas y la precipitación media anual es de 58 mm (Dickinson, 2006).

El municipio más noroccidental del Estado de Sonora es el de San Luis Río Colorado (SLRC) mientras que el más nororiental del Estado de Baja California es el de Mexicali, separados únicamente por el cauce del río Colorado. Ambos municipios comparten el Distrito de Riego 014 (DR014) con los valles agrícolas del mismo nombre que son irrigados con aguas del Río Colorado y del acuífero que los subyace. De igual forma, el agua que es utilizada por las cabeceras municipales para los diversos usos proviene de estas mismas fuentes. El reto consiste en gestionar el uso de este recurso escaso para satisfacer tanto las demandas consuntivas como las ambientales de forma sustentable y armónica. En este trabajo se analizan, desde el punto de vista de la gestión, tres diferentes retos del uso del agua: el relacionado con el abasto de agua para la ciudad de SLRC, que proviene totalmente del acuífero; el uso sustentable del agua en la agricultura, cuyo origen es

tanto el Río Colorado como el acuífero; y finalmente, el uso ambiental del agua por la Ciénega de Santa Clara, un humedal de importancia internacional cuyo abastecimiento es primordialmente de agua salina de desecho agrícola proveniente de los Estados Unidos.

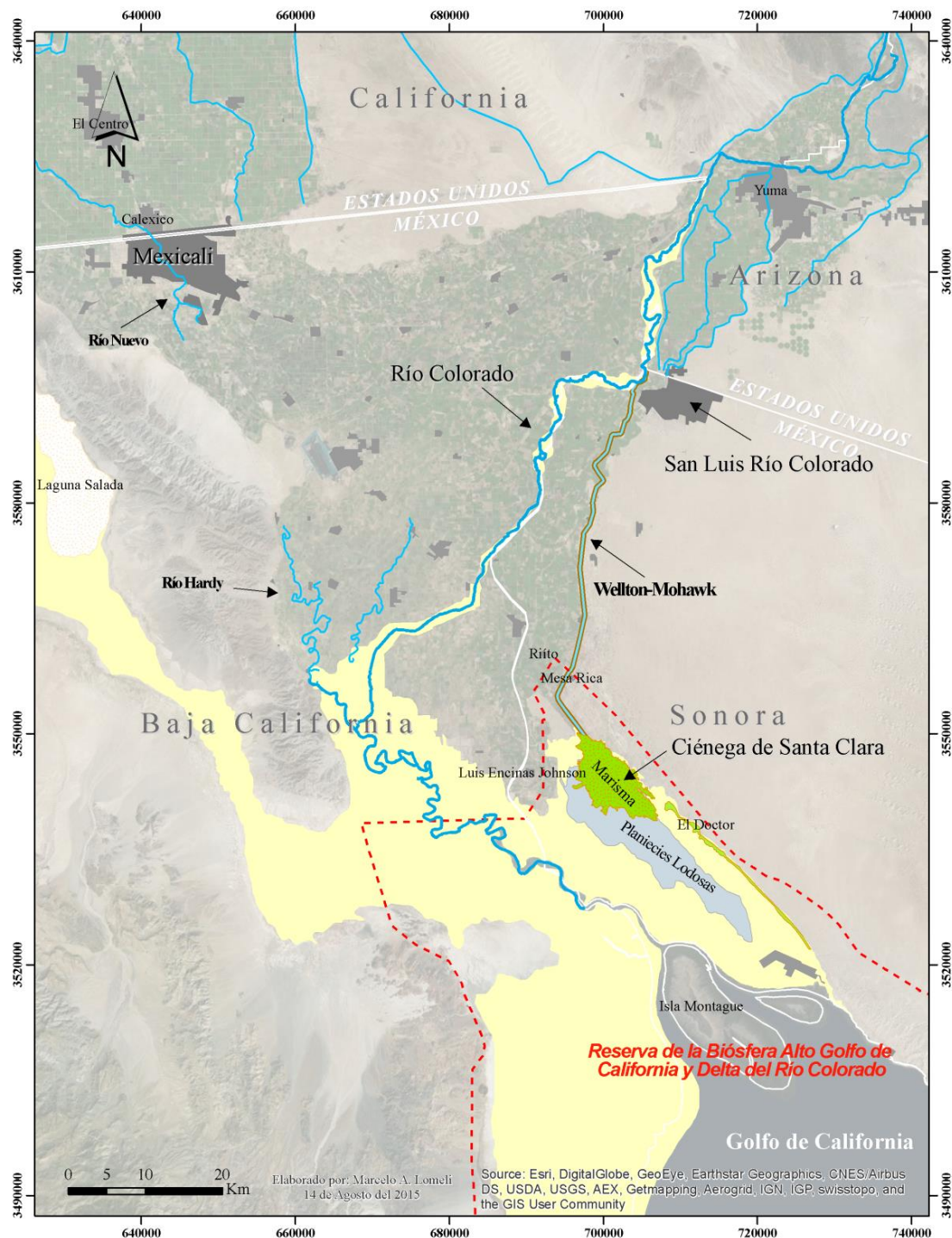


Figura 1. Delta del Río Colorado.

2.2 Disponibilidad del agua en la región NW

Antes del comienzo del siglo XX, el Delta del Río Colorado (Delta) era un área con grandes álamos, densos parches de sauces interconectados con canales y extensas lagunas colonizadas por tule, carrizo y juncos; habitado por una fauna acuática y terrestre de carácter tropical que incluía jaguares y numerosas especies de aves de marisma, patos y gansos, pelícanos, águilas, entre otras (Ramírez-Hernández et al., 2013). Durante el siglo pasado, los flujos del río hacia el Delta se redujeron en un 75%, pasando de un promedio anual de $20.7 \times 10^9 \text{ m}^3$ en el periodo de 1896 a 1921, a un promedio anual entre 1984 y 1999 de $5.2 \times 10^9 \text{ m}^3$ (Glenn et al., 1999). Esta disminución ha generado grandes cambios en el Delta, derivados en buena medida de la reducción de limo y nutrientes, así como el incremento en las concentraciones de contaminantes. La erosión, más que el depósito de sedimentos, es ahora el proceso físico dominante en el Delta, una condición altamente inusual para el Delta de un río (Luecke et al., 1999).

Antes de la construcción de las grandes obras hidráulicas a lo largo de su cauce (como la presa Hoover en 1935), el Delta era considerado uno de los estuarios desérticos más grandes del mundo. Sus vastos humedales de agua dulce, de agua salobre, ribereños e intermareales, cubrieron 780,000 hectáreas y albergaron una riqueza legendaria de plantas, aves y vida marina (Sykes, 1937). La combinación de los impactos ambientales producto del represamiento del agua, la desviación de los flujos, el bombeo del agua subterránea, la diseminación y colonización de plantas invasivas no-nativas, las actividades agrícolas, y otras actividades humanas han devastado la ecología del Delta (Briggs y Cornelius, 1998).

El antaño territorio del Delta está ahora formado por únicamente 60,000 hectáreas de humedales (Luecke et al., 1999). Valdés-Casillas et al. (1998) estimaron que en los últimos 80 años se han perdido más del 80% de sus humedales. Entonces, uno de los retos en la gestión de los recursos hídricos en esta región árida al noroeste de México no se concentra solamente en sus usos consuntivos, sino también, en la conservación de ecosistemas de gran importancia ecológica que requieren de un suministro de agua constante.

El emblemático Río Colorado cruza por territorio mexicano, recorriendo aproximadamente 100 km hasta alcanzar su desembocadura en el Golfo de California, prácticamente seco. La intensa regulación de su caudal a todo lo largo de la cuenca anula su escurrimiento en la última obra hidráulica en la frontera de USA-México, la presa derivadora José María Morelos. Esta presa desvía todo el caudal que llega a sus compuertas hacia un amplio sistema de canales (red de más de 2500 km) que abastece de agua a los valles de Mexicali y San Luis, contabilizando más de 207,000 hectáreas de tierras de cultivo. Además del agua que requieren las ciudades de Tecate y Tijuana y Ensenada, para lo cual hay que bombearla más de 1000 m de desnivel a lo largo de aproximadamente 250 km, aunado a los requerimientos de la ciudad de Mexicali.

Como en ningún otro cauce natural, en México se reciben, de forma programada a lo largo del año, al menos 1850 hm^3 ($1 \text{ hm}^3 = 10^6 \text{ m}^3$) convenidos en el Tratado Internacional de Aguas firmado con los Estados Unidos en el año de 1944 (CILA, 1944). En la Figura 2 se muestran los escurrimientos

recibidos desde 1900 hasta 2000, indicando los periodos de construcción de las presas de almacenamiento más grandes y su impacto en el volumen escurrido, así como los eventos de escurrimientos extraordinarios. Cabe señalar que a partir del año 2000 se ha conservado prácticamente el volumen asignado en el Tratado de 1944.

En 1973, con el propósito de disminuir la salinidad del agua entregada por Estados Unidos, se convino descargar agua salina del drenaje agrícola de los Valles Wellton y Mohawk, en Arizona, hasta la Ciénega de Santa Clara, muy cercana al Golfo de California, a través de un canal revestido de concreto que evitaría la contaminación de las tierras de cultivo mexicanas y que, además, permitiría desalojar esta agua salina de los valles referidos (IBWC, 1973). El 23 de junio de 1977 se descarga por primera vez esta agua salina. Aún más, desde hace algunos años, organizaciones de la sociedad civil (ONG's) han pugnado por que se asigne una parte del agua convenida en el Tratado para el sostenimiento de los humedales remanentes del Delta, logrando incluirlo en el Acta 319, firmada a finales del 2012, en la que se destina agua para el medio ambiente (CILA, 2012). El uso racional del agua del Río Colorado en la agricultura permitirá destinar parte de estos volúmenes recuperados al mantenimiento de los humedales naturales, lo que sin duda constituye un reto para la gestión del recurso.

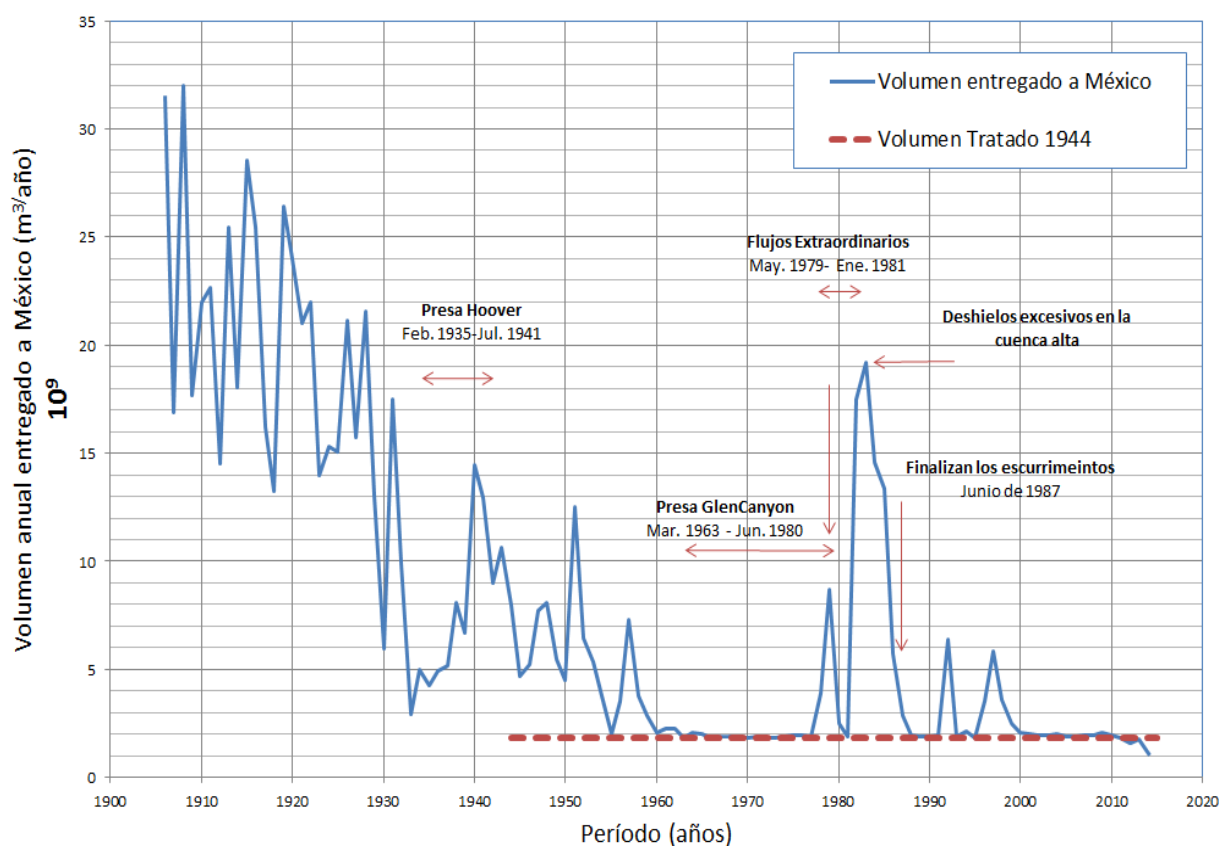


Figura 2. Volúmenes de agua que han entrado a territorio mexicano desde 1900 hasta el año 2000.

El acuífero que subyace al Delta del Río Colorado incluye los Valles de Mexicali y de SLRC, en el territorio mexicano, y los valles Imperial y de Yuma, en territorio Norteamericano. Todos ellos se alimentan de las infiltraciones del río Colorado y de sus subcuencas de escurrimiento. En territorio mexicano, el acuífero ha sido separado con fines administrativos en dos, uno para cada valle. Sin embargo, su principal fuente de abastecimiento proviene de las infiltraciones del río Colorado, ya de forma directa desde su cauce, por flujos subterráneos, o bien, por las infiltraciones de los retornos de riego sobre las superficies cultivadas y los canales de conducción.

La recarga total estimada, para el acuífero durante los años 60s fue de $750 \text{ hm}^3/\text{año}$ (Ariel Construcciones, 1968). Este total fue estimado considerando la entrada de flujos subterráneos (1) desde el Norte de la frontera Baja California-California (BC-CA) de $80 \text{ hm}^3/\text{año}$; (2) a través del cauce del río Colorado en la zona limítrofe de $70 \text{ hm}^3/\text{año}$; y (3) desde el valle de Yuma a la mesa arenosa de San Luis, en donde se estimó una entrada subterránea de $150 \text{ hm}^3/\text{año}$. De igual forma, se estimó un flujo subterráneo en dirección norte hacia el valle Imperial de $30 \text{ hm}^3/\text{año}$ cercano a la ciudad de Mexicali. Desde la superficie de ambos valles y como resultado del retorno de riego, se presumió una recarga vertical descendente de $500 \text{ hm}^3/\text{año}$, extendida en toda el área de las tierras irrigadas. Como es de suponer, la recarga por lluvia directamente sobre ambos valles es despreciable. Actualmente se tienen concesionados más de $750 \text{ hm}^3/\text{año}$, valor considerado como la recarga anual además de los $197 \text{ hm}^3/\text{año}$ que se extraen de la Mesa Arenosa de SLRC para satisfacer la demanda de las poblaciones. Debido a que la extracción es superior a la recarga, el acuífero está considerado como sobreexplotado por lo que no se expiden concesiones de extracción de agua adicionales a las ya existentes. El acuífero del valle de San Luis es particularmente importante porque de él depende la totalidad del agua utilizada para uso público, doméstico e industrial. Su espesor varía de 600 hasta 4000 m, y la profundidad del nivel estático es variable, entre 6 y 43 m, presentando un promedio de 22 m y tiene un promedio anual de abatimiento de 22 cm. La dureza del agua subterránea se ubica en el rango de dura a muy dura, con alto contenido de fierro y manganeso (CONAGUA, 2008). Para mantener la distribución de agua eficiente y el abasto suficiente, la recuperación y depuración del agua residual y el reúso constituyen sin duda el reto de los organismos operadores del agua en ambas ciudades ante un recurso limitado.

2.3 La importancia del humedal de la Ciénega de Santa Clara

La gestión de los recursos hídricos en esta región árida al noroeste de Sonora no se concentra solamente en zonas urbanas, sino también, en ecosistemas de gran importancia ecológica que requieren de un suministro de agua constante. Es el caso de la Ciénega de Santa Clara (CSC), que hoy en día es el humedal de mayor importancia en el Delta y subsiste mediante flujos de agua proveniente de los Estados Unidos (Lomeli et al., 2015). Una buena gestión binacional entre México y Estados Unidos (MEX-E.U.) ha sido de suma importancia para preservar la Ciénega, a diferencia de los años 1930, cuando la gestión de los recursos hídricos no consideraba los impactos ecológicos en esta región como resultado de la construcción de presas y derivaciones en el lado estadounidense (All, 2006).

El valor ecosistémico de la CSC, el Corredor Ripario y otros sitios prioritarios en el Delta (Zamora-Arroyo et al., 2005), ha generado un mayor interés entre los gobiernos de ambos países, organizaciones no gubernamentales y sociedad, por lo que se han logrado gestionar aproximadamente 130 millones de metros cúbicos de agua con el fin de mejorar este ecosistema. (Buono y Eckstein, 2014). No obstante, estos eventos de mejora no están garantizados, ya que una sequía regional, producto del cambio climático, podría obligar a utilizar los recursos hídricos principalmente para consumo humano (Christensen et al., 2004).

La CSC nace de manera no planeada o accidental a raíz del cumplimiento de la normatividad establecida en el tratado de 1944 (Carrillo-Guerrero et al., 2013), a través de la Minuta 242 (IBWC, 1973). Siendo que, una vez construida una Planta Desaladora de Yuma en E.U. así como la extensión de un dren de desvío Wellton-Mohawk (WM), el agua resultante del proceso de desalinización proveniente de drenaje agrícola comenzó a llegar a este remoto sitio del Delta dándole vida al humedal. Esta disposición de agua ha generado los resultados de restauración más sorprendentes de la cuenca del Río Colorado, y que hoy en día, funciona como un enlace para las aves migratorias a nivel continental, así como para la conservación de especies endémicas y amenazadas de la cuenca baja del Río Colorado (Hinojosa-Huerta et al., 2013).

2.3.1 Importancia ecológica

La CSC es un hábitat mixto de 20,000 hectáreas constituido por una marisma y planicies lodosas que se extienden dentro de la Reserva de la Biósfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado (Gomez-Sapiens et al., 2013). Este humedal es considerado como uno de los sitios de conservación de aves más importante del continente (CONANP, 2007) y ha sido reconocido internacionalmente como sitio Ramsar (Ramsar, 2014). El hábitat de marisma cuenta con una superficie de 4,500 hectáreas cubierta por vegetación (90%) y lagunas abiertas (10%) de hasta 2 metros de profundidad (Lomeli et al., 2015), mientras que las planicies lodosas conformadas por vegetación y aguas someras, se extienden en una superficie de 12,000 hectáreas (Glenn et al., 1992). Estas últimas creadas por los flujos superficiales de salida de la marisma en conjunto con el intercambio de las mareas provenientes del Golfo de Santa Clara (Zengel et al., 1995).

A diferencia del resto de los ecosistemas del Delta, en la CSC habita un gran número de especies y ejemplares de aves (Zamora-Arroyo et al., 2005). En total se han detectado 261 especies, cifra que corresponde al 71% del total de especies conocidas en la región del Delta. Algunas de estas especies como el Palmoteador de Yuma (*Rallus longirostris yumanensis*), el Ralito Negro Rail de Virginia y el Snowey Plover, se encuentran protegidas por la federación ya que son especies amenazadas. El 70.4% de las especies son migratorias y solamente 18.7% son residentes (Hinojosa-Huerta et al., 2013). Cabe mencionar que la CSC se ubica geográficamente dentro del corredor migratorio del Pacífico, por lo cual es utilizada como un sitio de descanso y reproducción para especies migratorias (Glenn et al., 2001).

2.3.2 Importancia social

El valor ecosistémico que tiene la CSC también se ve reflejado en las comunidades aledañas, como son los ejidos Luis Encinas Johnson, La Flor del Desierto y Mesa Rica 1 y 2. Cada una de ellas cuenta con una Unidad de Manejo Ambiental (UMA) que les permite hacer uso de los recursos que la CSC brinda, para su beneficio económico, y que a su vez permite la conservación del humedal. Dentro de las prácticas que realizan se encuentran el ecoturismo, la cacería cinegética, la pesca deportiva, los paseos en canoa y la observación de aves.

Las organizaciones no gubernamentales han jugado un rol fundamental en la capacitación de guías ecoturísticos, siendo los mismos ejidatarios los beneficiados. Por otro lado, las instituciones educativas, como la Universidad Estatal de Sonora (UES), han realizado recorridos turísticos con sus estudiantes para ampliar sus conocimientos sobre este tipo de ecosistemas y las especies que habitan en él. Como resultado se crea una cadena tanto social-educativa como económica-ambiental.

2.3.3 Funcionamiento hídrico

La gestión binacional del recurso hídrico ha jugado un papel de suma importancia para el sustento de la CSC. El envío de agua salobre en forma superficial proveniente de los valles agrícolas de Wellton y Mohawk en E.U., ha permitido crear y mantener en equilibrio un ecosistema hidrodinámico dentro de la marisma de la CSC. No obstante, la amenaza de que este suministro de agua sea reducido se encuentra latente debido a la posible reactivación de la Planta Desaladora de Yuma ante una sequía regional. Lo cual podría reducir el volumen de agua e incrementar la salmuera resultante del proceso de desalación, lo que a su vez implicaría el incremento en la salinidad dentro del humedal y la reducción de vegetación del hábitat (García-Hernández et al., 2013).

2.3.4 Entradas de agua

La principal fuente de abastecimiento de la marisma del humedal es el agua salobre ($3-4 \text{ g L}^{-1}$) del canal WM (Figura 3a). Este canal recorre una distancia de 100 km desde los valles agrícolas de Wellton-Mohawk, desembocando en la CSC. Anualmente aporta aproximadamente $123-185 \text{ hm}^3$ de agua al humedal (Judkins y Larson, 2010) y ha mantenido un caudal de $4.3 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ durante el período 1995 al 2010 (Gomez-Sapiens et al., 2013). Este afluente ha sido reducido en algunas ocasiones, como sucedió durante la inundación del Río Gila en 1993, durante las reparaciones del canal WM en el 2001, y durante la reciente prueba piloto de la Planta Desaladora de Yuma, realizada en 2010-2011 (Carrillo-Guerrero et al., 2013), entre otras (Figura 4). Hasta la fecha, el acuerdo entre México y E.U mediante la Acta 242 de 1974 sigue vigente, permitiendo mantener este ecosistema lagunar. Otros ingresos de agua hacia la CSC, aunque de menor volumen, son las descargas por el Dren Riíto (Figura 3b), las que provienen del drenaje agrícola de las parcelas aledañas al humedal, de la lluvia, que suele presentarse por medio de precipitaciones convectivas durante el verano y de los volúmenes de agua subterránea, los cuales aún no han sido cuantificados.



Figura 3. (a) canal Wellton-Mohawk, vista aguas arriba (SE-NW); (b) dren Riíto, vista aguas abajo (NW-SE).

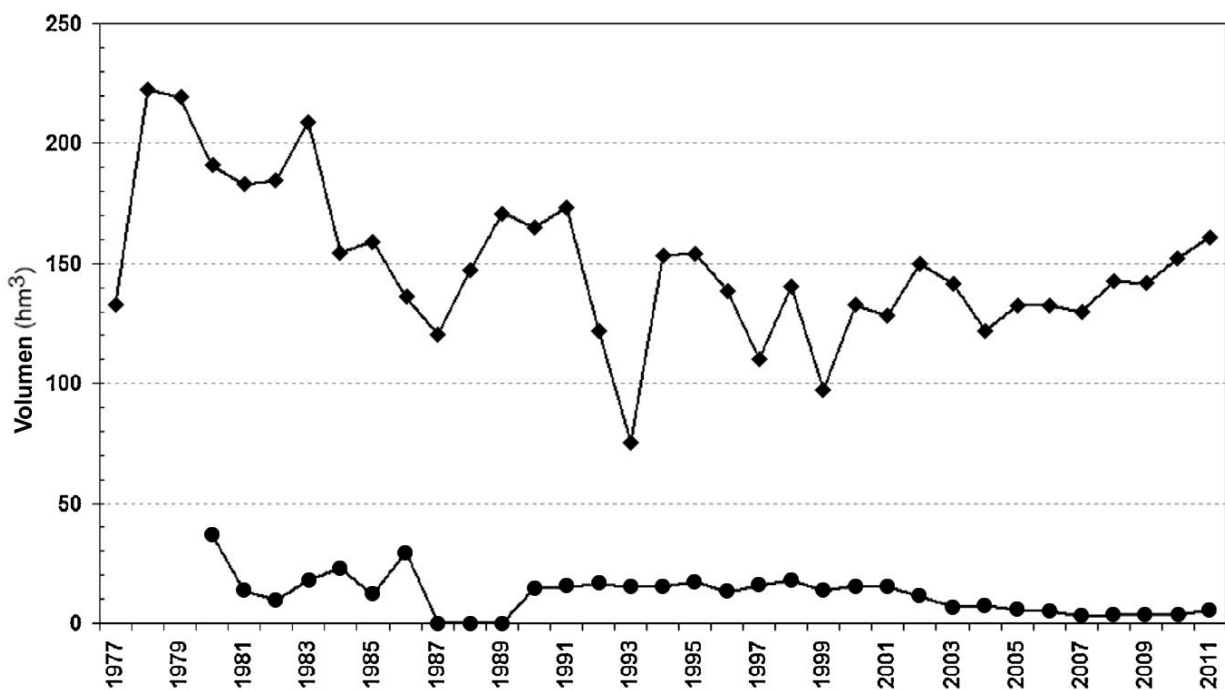


Figura 4. Entradas de agua anuales provenientes del canal Wellton-Mohawk (líneas con rombos) y el Dren Riíto (líneas con círculos). Imagen modificada de Carrillo-Guerrero et al. (2013).

El agua que ingresa a la marisma del humedal se distribuye a través de un sistema lagunar interconectado entre sí que se extiende por 12 km a lo largo de una estructura geológica conocida como Falla Cerro Prieto. La falla geológica crea lagunas de hasta dos metros de profundidad y con un gradiente hidráulico en dirección noroeste-sureste, dirigiendo el agua hacia el Golfo de California. El tiempo de respuesta de las lagunas, con respecto a las entradas del agua del WM, es variable y depende de la distancia entre cada laguna y el punto de descarga del canal. Las lagunas ubicadas en las orillas del humedal son más someras y están expuestas a las reducciones en el volumen de entrada del WM. Los procesos de extracción de agua de la CSC son la evapotranspiración (ET) y las salidas superficiales-subterráneas. Se estima que, debido a la extensión vegetal que conforma el 90% de la superficie de la marisma, la ET extrae más del 50%

del agua que ingresa por el WM al humedal durante el verano. No obstante, durante el invierno, la principal salida es por flujo superficial. La evaporación por unidad de área calculada en las lagunas abiertas es mayor a la de la ET, sin embargo, solo el 10% de la marisma cuenta con lagunas expuestas directamente al sol, y por lo tanto, el volumen extraído por este proceso es menor. Las salidas subterráneas aún no han sido cuantificadas pero se estima que sean menores (Lomeli et al., 2015).

2.4 El abastecimiento del agua en la ciudad de San Luis Río Colorado

En el municipio de SLRC, que forma parte del Desierto de Altar, se estima una población de más de 200,000 habitantes distribuidos entre el área urbana y las comunidades rurales. La ciudad de SLRC es el centro de población y cuenta con aproximadamente 175,000 habitantes, con más de 50,000 viviendas, y se espera que aumente a los 187,000 habitantes para el año 2020 (CONAPO, 2011).

2.4.1 Abastecimiento de una ciudad en constante crecimiento

El agua para todas las actividades agrícolas, industriales, comerciales y urbanas en el municipio se abastece del acuífero. Un total de 144 pozos logran este objetivo, de los cuales 77 se ubican en el valle de San Luis, margen izquierda del Río Colorado, y pertenecen a las unidades 1, 2 y 3 del DR014 “Río Colorado”. Los 67 restantes forman parte de la batería de pozos que se ubica en la Mesa Arenosa, localizada en SLRC, de la cual se extrae agua para el abastecimiento de las ciudades de San Luis Río Colorado, Tecate, Tijuana y Ensenada. A lo largo de la costa existen otros pozos cuyo volumen de extracción no es significativo (CONAGUA, 2008).

De acuerdo con el departamento técnico y electromecánico del organismo operador del agua de SLRC, la ciudad se abastece mediante 21 pozos que bombean directamente a la red de distribución. Las características de cada uno de ellos se muestran a continuación (Tabla 1).

2.4.2 Redes de distribución

El uso del agua en las poblaciones es muy diverso, desde el consumo doméstico, comercial, público, industrial, agrícola, así como para la generación de electricidad y la recreación, entre otros. Por tal motivo, cada población requiere de una red de abastecimiento de agua que cubra todas estas necesidades. El agua distribuida debe ser suficiente, con calidad y presión adecuadas para satisfacer la demanda (CONAGUA, 2007). Por otro lado, la oferta del agua está en función de la demanda de los servicios públicos y del crecimiento poblacional, por lo tanto, los diseños de proyectos hidráulicos que se realicen deben prever los problemas que este crecimiento representará en el futuro.

En el valle agrícola del municipio, el abastecimiento se lleva a cabo a través de una red de canales de diferentes amplitudes y profundidades, que son administrados por el Distrito de Riego 014. Mientras tanto, la demanda de agua en la zona urbana es abastecida por una red de distribución con tuberías de diámetro variable (de 20” hasta 1/2”) y de diferentes longitudes, la cual es

alimentada por pozos de 80 a 120 metros de profundidad (OOMAPAS-SLRC, 2007). CONAPO (2011), revela que la ciudad de SLRC presentará un crecimiento anual de 2,350 a 2,700 habitantes por año en el período de 2010-2020. Por consiguiente, urgen proyectos hidráulicos que ayuden a ser más eficientes con el recurso hídrico, mediante el empleo de tecnologías y métodos para la mejora de la infraestructura y la administración del agua.

Tabla 1. Características generales de los pozos que abastecen la ciudad de San Luis Río Colorado, Sonora. La secuencia numérica no es continua.

No. de pozo	Ubicación (Avenida y calle)	Carga Ft.	N. E. (m)	N. D. (m)	Equipo			
					Bomba		Motor H.P.*	Presión psi*
					Marca	Modelo		
1	Av. Nayarit y 11	280	28	38	J-LINE	12YC5A	250	28
2	Cjón. Gpe. Victoria 5 y 6	240	28	32	J-LINE	12SH4A	150	30
3	Av. 16 Sept. 6 y 7	240	29	36	J-LINE	12SH4A	150	25
4	Cjón. Juárez y 16	180	35	40	GOULDS	12DHH04	150	24
6	Av. Chiapas y Pesqueira	270	27	44	GOULDS	14RJLS4	200	22
7	Av. Jalisco y 21	180	30	44	BERKELY	8T60-3	60	13
8	Av. Torreón y 9	280	30		J-LINE	12YC5A	200	11
9	Av. Obregón y 48	200	23	42	GOULDS	14RJL03	150	24
10	Av. Carranza y 16	224	30	35	GOULDS	12DHH04	150	26
12	Av. Zaragoza y 39	275	30	33	BERKELY	6T307	30	22
13	Av. Madero y 38	240	30	39	GOULDS	14RJMC3	150	17
15	Av. Sto. Domingo y San Miguel	180	28	27	BERKELY	7T30	40	15
16	Av. Sonora y 30	260	27	34	J-LINE	12HSAS	125	28
17	Calz. Aviación y Ecuador	240	23	30	J-LINE	12WSA4	150	24
18	Av. Tamaulipas y 48	240	29	45	GOULDS	14HM03	150	28
20	Av. Canal 14 y 15	240	29	37	GOULDS	14RJMO	150	24
21	Av. José Muñoz y Guatemala	280	28	36	J-LINE	12YC5A	200	36
22	Av. Torreón B y 48	230	30	38	J-LINE	14H53	150	37
23	Av. Tamaulipas y Samuel O.				GOULDS	14RJLC		
24	Av. Maquiladores y 48				GOULDS	12FDLO5		

*H.P.: Caballo de fuerza (por sus siglas en inglés); psi: Libra fuerza por pulgada cuadrada (por sus siglas en inglés)

2.4.3 La sectorización una alternativa para aumentar la eficiencia

El uso eficiente del agua se entiende como su optimización, la mejora en la infraestructura correspondiente, junto con la participación activa de los usuarios y con un alto sentido de equidad

social (Arreguín, 1991). Esta definición está muy relacionada con otros conceptos actuales del manejo de recursos ambientales, tales como la conservación del agua, su uso con sentido social y económico, y la reducción de volúmenes por unidad de actividad (Palacios, 2007).

Con el objetivo de minimizar el consumo de agua, en la ciudad de SLRC se están haciendo estudios para sectorizar la red de distribución e, inclusive, ir más allá con la sub-sectorización. La sectorización hidráulica es el seccionamiento de los circuitos de la red de distribución para aislarlos unos de otros, regulando o cerrando válvulas en los sitios de interconexión entre zonas hidráulicas. Con ello se pretende regular y mejorar las presiones en la red de distribución, e identificar sectores donde se presentan deficiencias. También sirve para identificar y cuantificar las áreas con mayores volúmenes no contabilizados, tales como tomas clandestinas, servicios públicos no medidos y pérdidas por fugas (CONAGUA, 2007, Rodríguez et al., 2010, Toxky, 2012).

2.5 Agua para la agricultura

El agua de ambas fuentes (del Río Colorado y del Acuífero) actualmente utilizada en la agricultura en el DR014 asciende a 2,306,499 hm³, lo que representa el 84% del total del agua disponible en el Delta (Distrito de Riego Río Colorado, 2014). A partir de la promulgación de la Ley Nacional de agua, en 1992, y de su reglamento, en 1994, los usuarios propietarios de una concesión para el uso de un volumen determinado tienen la posibilidad de cambiar el uso del agua e intercambiar sus concesiones con los usuarios de otros sectores. La formación de Consejos de Cuenca en los que están representados los diferentes sectores del uso del agua, junto con la autoridad reguladora gubernamental, la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), permite a los usuarios determinar las políticas más adecuadas y mejorar la administración del recurso hídrico. Con el objeto de incluir explícitamente en un solo Consejo de Cuenca a todos los usuarios del agua, tanto del río Colorado como subterránea, en los valles de Mexicali y SLRC, el Consejo de Cuenca Península de Baja California cambió su nombre a Consejo de Cuenca Península de Baja California y San Luis Río Colorado en el año 2013.

A partir del año 2000, la administración del DR014 pasó a los usuarios por mandato de la Ley Nacional de Aguas. Con el propósito de simplificar su administración, éste se divide en módulos de riego, constituidos legalmente por grupos de dueños de la tierra y por concesionarios del agua, como asociaciones civiles. En estas sociedades los directivos y representantes se nombran democráticamente y todos son coordinados por una organización con identidad legal de sociedad de responsabilidad limitada de interés público denominada Distrito de Riego Río Colorado S de R.L. de I.P. de C.V., el que se encarga de la entrega, en la red mayor, de los volúmenes de agua concesionados en bloque a cada uno de los módulos de riego y a los organismos operadores urbanos. Actualmente existen 22 módulos de riego (desaparece el No. 13 y el 9 se divide en 9a y 9b) con diversos volúmenes concesionados, para el ciclo 2014-2015, tal como se muestra en la Figura 5 (Distrito de Riego Río Colorado, 2014).

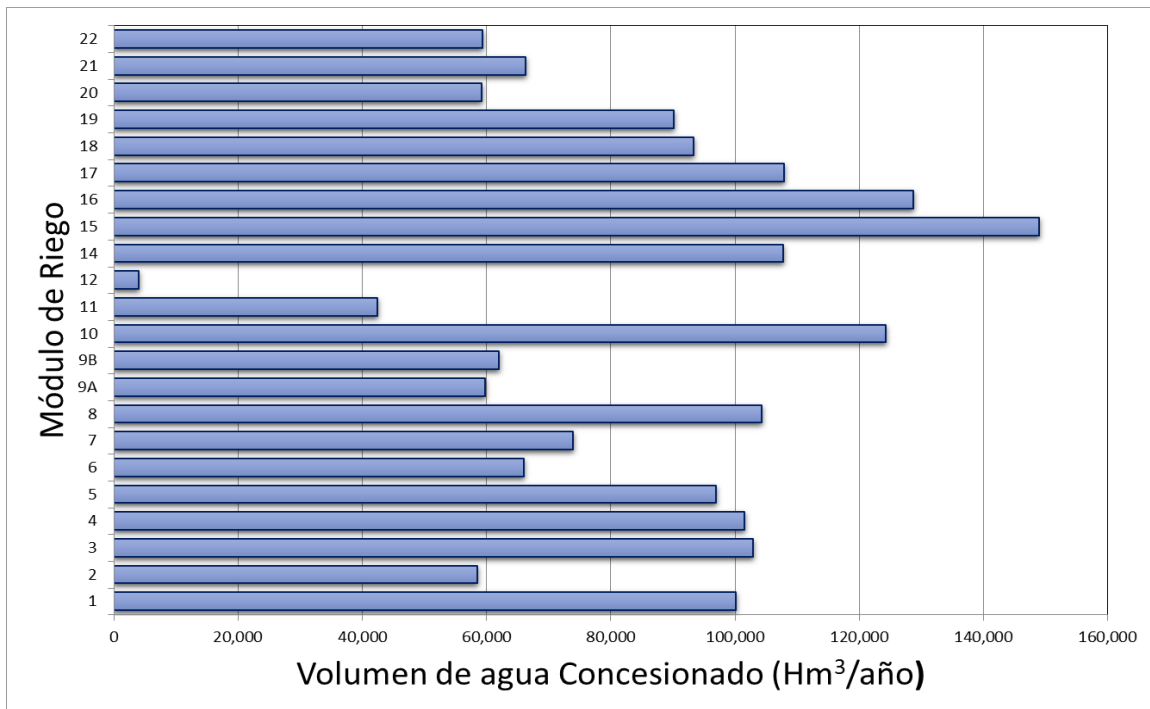


Figura 5. Volúmenes de agua concesionados para el ciclo 2014-2015 por módulo de riego. Distrito de Riego Río Colorado (2014).

2.5.1 Demanda de agua en la agricultura

Siendo el sector agrícola en los valles de Mexicali y SLRC el que más agua demanda, el análisis de cada uno de los cultivos y las técnicas de riego utilizadas permite hacer los siguientes apuntes. En la Figura 6 se muestran las superficies de los principales cultivos del Valle de Mexicali, los que abarcan el 88.5% de la superficie total cultivada y que representan más del 90% del agua utilizada. Los requerimientos de agua por cultivo dependen en gran medida de la fisiología de la planta, del tipo de riego, del tipo de suelo, la calidad del agua aplicada y la ministración que se haga. Es usual que el agua aplicada al trigo sea mediante inundación de melgas en riegos distribuidos a lo largo de su crecimiento, siempre en la temporada de invierno. Se considera una lámina total de agua promedio de alrededor de 0.89 m con variaciones dependientes del suelo, principalmente. Por su parte el algodón, cultivo de la temporada de verano, es sembrado en surcos y aplicándose también por inundación una lámina total aproximada de 1.12 m de agua. El cultivo perene que más extensión tiene en el Valle de Mexicali es la alfalfa que, como está bien documentado, demanda una mayor cantidad de agua, contabilizándose una lámina total promedio anual de 1.53 m. Este cultivo, como los anteriores, es regado por inundación. El resto de los cultivos, son en general hortalizas (cebolla, cebollín, lechuga, ajo, etc.), algunos cereales (sorgo, cebada, cártamo, maíz) y algunos perenes como (esparrago, vid, frutales, palma datilera).

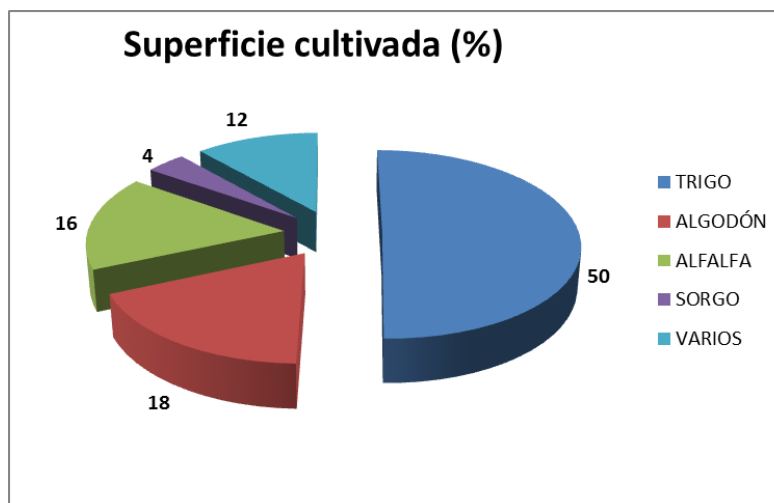


Figura 6. Porcentaje de la superficie cultivada en el DR014 por tipo de cultivo para el ciclo 2013-2014 (SEFOA, 2015).

2.5.2 Propuestas de eficiencia en el uso del agua para la agricultura

Las propuestas para mejorar la eficiencia del uso del agua agrícola para los valles de Mexicali y SLRC se han enfocado en tres vertientes fundamentales. Primero, aumentar la eficiencia en la conducción del agua para riego desde su entrega en la Presa José María Morelos hasta el cultivo. Segundo, modificar las técnicas de riego para reducir los volúmenes aplicados a los mismos cultivos. Tercero, cambiar a cultivos más rentables cuyos requerimientos de agua sean “*per se*” menores. Se observa, ninguna de las tres es excluyente de la otra y, en general, se han realizado acciones en estas tres vertientes que se comentan brevemente.

El aumento de la eficiencia en la distribución y conducción del agua de riego desde la fuente hasta el campo agrícola se inició en el año 1969 con el programa de rehabilitación del DR014, en el que se recubrieron de concreto y asfalto la red mayor, la secundaria y parte de la terciaria, se nivelaron las tierras y se construyeron caminos revestidos a lo largo de la red de canales, entre otras acciones. Esta fue, sin duda, una de las mayores y más intensas campañas realizadas con el propósito de aumentar la eficiencia en la conducción del agua. En años posteriores se han implementado programas de menor envergadura para mantener los canales en estado de conservación adecuado y aumenta marginalmente el número de canales recubiertos. Actualmente, se cuenta con 346 km de canales revestidos y 94 km sin revestir de la red Mayor, y con 1917 km revestidos y 311 km sin revestir de la red secundaria (Camacho Martínez, 2010). Otra acción en este sentido ha sido el entubamiento de las descargas de los pozos agrícolas desde el cabezal del pozo hasta la parcela. Esta fue una acción implementada con mucho éxito, ya que la disminución de los volúmenes perdidos en los canales de conducción hasta la parcela trae consigo una reducción en el consumo de energía eléctrica por bombeo y con ello una reducción en los costos de producción. Este programa se inició en la década de los 90s y se continúa hasta la fecha alcanzando un entubamiento de 10.67 km de conducción en el 2010 (Camacho Martínez, 2010). Las mayores pérdidas por conducción se llevan a cabo en las obras de Cabeza (a cargo de la CONAGUA) y en la red Mayor

del DR014 (a cargo del Distrito de Riego del Río Colorado Sociedad de Responsabilidad Limitada de I.P. de C.V.), las que ascendieron a 55.5 y 188.2 hm³/año, respectivamente, en el año 2014 (Distrito de Riego Río Colorado, 2014), así como en la red terciaria y dentro de la parcela. Para reducir estas pérdidas se han realizado diversas acciones entre las que destaca el acuerdo firmado con los Estados Unidos, a través del acta 319, mediante la que se invertirán 21 millones de dólares en acciones de conservación de agua en la red hidráulica del DR014 y en acciones ambientales (CILA, 2012). En la actualidad se están considerando, entre otras acciones, recubrir de concreto parte del tramo del canal Revolución, en el Módulo No. 1. Camacho Martínez (2010) reporta que la eficiencia en la distribución del agua en el DR014 debe ser diferenciada de la eficiencia en la distribución, superficial y por gravedad, del agua proveniente del 60 al 80% de los pozos, la que durante el periodo 1999-2009 (antes de terremoto de 2010) alcanzó una eficiencia cercana al 100%.

La modificación de las técnicas de riego aplicadas a los cultivos tradicionales (alfalfa, algodón y trigo) y con mayor área de extensión en el valle ha sido implementada solo en algunos casos muy reducidos. Esto se debe a la textura y salinidad del suelo en el valle, a la baja capacidad de drenaje agrícola y a la salinidad del agua de riego. Sin embargo, es preciso aplicar láminas de riego para el lavado de sales que quedan atrapadas en las primeras capas de suelo y que no han sido removidas durante los riegos por el deficiente drenaje. La aplicación adicional de agua es, en algunos casos, independiente del volumen aplicado en los riegos, y en otros, se aplican volúmenes adicionales a éstos para movilizar las sales durante los riegos (Hermosillo, 2014). Sin embargo, estos lavados no son efectivos si antes no se realiza una nivelación precisa de las parcelas y se cuenta con una red de drenaje adecuada. Se han realizado esfuerzos de inversión en drenaje parcelario cuya superficie no ha sido cuantificada, no obstante, los módulos de riego cuentan con financiamiento para mantener la red de drenaje agrícola a cielo abierto en funcionamiento (libres de obstrucciones como basura o maleza y azolve). Considerando el reducido gradiente hidráulico del sistema debido al bajo gradiente topográfico del valle, este sistema de drenaje requiere importantes inversiones para su mantenimiento. Sin embargo, los márgenes de ganancia de estos cultivos no permiten convertir las técnicas de riego a otras más eficientes.

El cambio en el padrón de cultivos del Valle de Mexicali y SLRC ha sido una opción valorada para disminuir los volúmenes de agua aplicados y, por consiguiente, para el ahorro del agua. Este cambio de cultivos hacia otros más rentables y con menores consumos de agua apunta hacia las hortalizas. No obstante hay que considerar algunos de los factores que condicionan y han limitado esta evolución. El costo de la conversión tecnológica hacia cultivos que requieren riego presurizado, técnicas de siembra y preparación del terreno, así como de corte, empaque y comercialización sofisticados, ha sido la mayor limitante para migrar al ramo de las hortalizas. Aunque la presencia de este tipo de cultivos es mayor que en los años 1990, su incorporación se ha llevado a cabo por empresas agrícolas con experiencia en otros valles dentro y fuera de la República Mexicana, con una línea de comercialización casi siempre consolidada. No obstante se han hecho esfuerzos por aumentar la superficie datilera, mediante programas de financiamiento específico, con éxito.

2.6 El reto de la gestión de un recurso escaso, agua para todos

Indudablemente el reto de la gestión del agua en la actualidad, para la región del Delta del río Colorado, no es únicamente asegurar el agua en calidad y cantidad suficiente para los usos urbanos y la agricultura, como fue la prioridad hasta los años 1990. El usuario ambiental reclama cada día de forma más fuerte la necesidad de disponer de volúmenes de agua para mantener los reductos naturales que aún se conservan, configurándose como un usuario más con derechos al agua. Más aún, la disponibilidad del agua del Tratado de 1944, debido a la sequía extrema en la cuenca del Colorado, obligará a tomar medidas extremas de reducción del agua que pueden ser consensadas con la población y los usuarios intensivos (sector agrícola) de forma anticipada.

Para afrontar este reto, se requiere el trabajo conjunto de la sociedad y el gobierno, en sus tres niveles. Por un lado, es necesario que desde el seno de las ciudades (organismos operadores) se apliquen medidas de conservación de agua que abarquen desde la conducción hasta el tratamiento y el reúso. Que desde el seno de la sociedad se apliquen prácticas de ahorro de agua dentro de los hogares, en la escuela, los lugares de trabajo, etc. De igual forma, el sector agrícola tiene mucho camino que recorrer con la implementación de proyectos de conservación, desde la conducción y aplicación del agua, hasta la conversión de cultivos, sin descuidar la rentabilidad de los mismos. En este renglón, el trabajo conjunto será clave para alcanzar las metas de ahorro. Se requiere no solo apoyo técnico-agropecuario, sino de comercialización y financiero, pero también incentivar a los productores con créditos con bajos intereses que les den capacidad competitiva.

La nueva cultura de gestión del agua consiste en administrar de manera conjunta el recurso, ya sea por iniciativa propia o por exigencia de los programas de regulación. La creciente demanda de agua por parte de los diferentes sectores también debe ser administrada y así establecer el aprovechamiento racional y sostenible del agua. Este es el eje fundamental para la política de gestión del recurso hídrico sostenible, lo que daría por resultado un desarrollo armónico de las comunidades ya que los objetivos primordiales son: garantizar el recurso, prever futuras crisis, establecer políticas que demanden eficientemente la mejora de la calidad de los servicios de agua potable y reducir su costo.

Referencias

- All, J. D. (2006), 'Colorado river floods, droughts, and shrimp fishing in the upper gulf of California, Mexico', *Environmental Management* 37, pp. 111-25.
- Ariel Construcciones (1968), *Estudio Hidrogeológico preliminar de los Acuíferos del Valle de Mexicali, BC. y Mesa Arenosa de San Luis Sonora*. México: CONAGUA.
- Arreguín, F. (1991), 'Uso Eficiente Del Agua', *Ingeniería Hidráulica En México*, mayo-agosto, pp. 9-22.
- Briggs, M. y Cornelius, S. (1998), 'Opportunities for ecological improvement along the lower Colorado River and delta', *Wetlands*, 18, pp. 513-529.

- Buono, R. M. y Eckstein, G. (2014), 'Minute 319: a cooperative approach to Mexico–US hydro-relations on the Colorado River', *Water International*, 39, pp. 263-276.
- Bustillos, D., Sandra (2004), 'El agua en la frontera México-Estados Unidos', *Revista Iberoamericana de Filosofía, Política y Humanidades*, 5, pp. 12.
- Camacho Martínez, P. (2010), *Los sistemas de información geográfica como herramientas para el diagnóstico integral y el mejoramiento de la operación del distrito de riego 014 Río Colorado, BC y Son.*, Tesis de Maestría, Colegio de Postgraduados.
- Carrillo-Guerrero, Y. K., Flessa, K., Hinojosa-Huerta, O. y López-Hoffman, L. (2013), 'From accident to management: The Cienega de Santa Clara ecosystem', *Ecological Engineering*, 59, pp. 84-92.
- Christensen, N. S., Wood, A. W., Voisin, N., Lettenmaier, D. P. y Palmer, R. N. (2004), 'The Effects of Climate Change on the Hydrology and Water Resources of the Colorado River Basin', *Climatic Change*, 62, pp. 337-363.
- CILA (1944), *Tratado entre el Gobierno de los Estados Unidos Mexicanos y el Gobierno de los Estados Unidos de América de la distribución de las Aguas Internacionales de los Ríos Colorado, Tijuana y Bravo, desde Fort Quitman , Texas, hasta el Golfo de México* [en línea]. Disponible en: <http://cila.sre.gob.mx/cilanorte/images/stories/pdf/1944.pdf> (consultado: Junio de 2016).
- CILA (2012), *Acta 319. Medidas interinas de cooperación internacional en la cuenca del río Colorado hasta el 2017 y ampliación de las medidas de cooperación del acta 319, para atender los prolongados efectos de los sismos de abril de 2010 en el Valle de Mexicali, Baja California* [en línea]. Disponible en: <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/9128/319.pdf> (consultado: junio de 2016)
- CONAGUA (2007), *Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento: Modelación hidráulica y de calidad del agua en redes de agua potable*, México, D.F., Comisión Nacional del Agua, 192 p. [en línea]. Disponible en: <http://aneas.com.mx/wp-content/uploads/2016/04/SGAPDS-1-15-Libro13.pdf> (consultado: Junio de 2016)
- CONAGUA (2008), *Determinación de la Disponibilidad de Agua en el Acuífero 2601 Valle de San Luis Río Colorado, Estado de Sonora. México*, Comisión Nacional del Agua. Organismo de Cuenca Noroeste.
- CONANP (2007), *Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado, México*. Consejo Nacional de Áreas Naturales Protegidas (ed.), 323 p.
- CONAPO (2011), *Proyecciones de la Población 2010-2050, México, D. F.*, CONAPO, Consejo Nacional de Población.
- Dickinson, J. E., Land, Michael, Faunt, C.C., Leake, S.A., Reichard, E.G., Fleming, J.B., Pool, D.R. (2006), *Hydrogeologic framework refinement, ground-water flow and storage, water-chemistry analyses, and water-budget components of the Yuma area, southwestern Arizona*

- and southeastern California. Reston, Virginia, USA, U.S. Geological Survey Scientific Investigations.
- Distrito de Riego Río Colorado, S. D. R. L. D. I. P. D. C. V. (2014), 'Número de usuarios superficie con derechos de riego y volumen asignado por fuente de abastecimiento. Ciclo agrícola (2014-2015)', *Aquí en el Valle*. Mexicali, B.C.
- García-Hernández, J., Glenn, E. P. y Flessa, K. (2013), 'Identification of chemicals of potential concern (COPECs) in anthropogenic wetlands of the Colorado River delta', *Ecological Engineering*, 59, pp. 52-60.
- Glenn, E. P., Felger, R. S., Borquez, A. y Turner, D. S. (1992), 'Cienega de Santa Clara: Endangered Wetland in the Colorado River Delta, Sonora, Mexico'. *Natural Resources Journal*, 32, pp. 817-824.
- Glenn, E. P., Garcia, J., Tanner, R., Congdon, C. y Luecke, D. (1999), 'Status of Wetlands Supported by Agricultural Drainage Water in the Colorado River Delta, Mexico', *HortScience*, 34(1), pp. 39-45.
- Glenn, E. P., Zamora-Arroyo, F., Nagler, L. P., Briggs, M., Shaw, W. y Flessa, K. (2001), 'Ecology and conservation biology of the Colorado River Delta, Mexico', *Journal of Arid Environments*, 49, pp. 5-15.
- Gomez-Sapiens, M., M., Soto-Montoya, E. y Hinojosa-Huerta, O. (2013), 'Shorebird Abundance and Species Diversity in Natural Intertidal and Non-Tidal Anthropogenic Wetlands of the Colorado River Delta, Mexico', *Ecological Engineering*, 59, pp. 74-83.
- Hanak, E. y Lund, J. (2012), 'Adapting California's water management to climate change', *Climatic Change*, 111, pp. 17-44.
- Hermosillo, T. (2014), Condiciones del marco físico, productivo y socioeconómico en el Distrito de Riego 014 Río Colorado, BC y Sonora, Tesis de Maestría, Colegio de Postgraduados.
- Hinojosa-Huerta, O., Soto-Montoya, E., Gómez-Sapiens, M., Calvo-Fonseca, A., Guzmán-Olachea, R., Butrón-Méndez, J., Butrón-Rodríguez, J. J. y Román-Rodríguez, M. (2013), 'The birds of the Ciénega de Santa Clara, a wetland of international importance within the Colorado River Delta', *Ecological Engineering*, 59, pp. 61-73.
- IBWC (1973), Minute no. 242, Permanent and definitive solution to the international problem of the salinity of the Colorado River [en línea]. Disponible en: <http://www.ibwc.gov/Files/Minutes/Min242.pdf> (consultado: junio de 2016).
- Judkins, G. L. y Larson, K. (2010), 'The Yuma desalting plant and Cienega de Santa Clara dispute: a case study review of a workgroup process', *Water Policy*, 12, pp. 401-415.
- Lomeli, M. A., Ramírez-Hernández, J., Glenn, E. P., Zamora-Arroyo, F. y Flessa, K. W. (2015), 'Monthly Water Balance of an Iconic Coastal Desert Wetland Under Reduced Flows and Increased Salinities; Implications for Management', *Wetlands*, 35, pp. 783-793.
- Luecke, D., Pitt, J., Congdon, C., Glenn, E., Valdes-Casillas, C. y Briggs, M. (1999), *A Delta once more: restoring riparian and wetland habitat in the Colorado, River Delta*. Environmental Defense Fund, Washington DC, USA, 95 p.

- OOMAPAS-SLRC (2007), *Programa de Mejoramiento de la Eficiencia de Distribución del Agua y de Detección de Fugas en el Sistema de Agua Potable de la Ciudad de San Luis Río Colorado, Sonora*, Informe Final, Organismo Operador Municipal de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento de San Luis Río Colorado, Sonora, OOMAPAS SLRC.
- Palacios, F., Ana Alicia (2007), *Revisión hidráulica y sectorización de una red de distribución de agua potable y su aplicación a la zona poniente de la ciudad de Tepic, Nayarit*. Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Ramírez-Hernández, J., Burgueño, J. E. R. y Lomeli, M. A. (2013), 'Los humedales del Delta del río Colorado (Baja California, México): un ejemplo de manejo transfronterizo', *Humedales y turismo: aprendizajes para la conservación en México y España*, pp. 111-131.
- Ramsar (2014), *Humedales del Delta del Río Colorado*, Ramsar Site Information Service [en línea]. Disponible en: <https://rsis.ramsar.org/ris/814?language=en>, (consultado: Enero de 2015).
- Rodríguez, V., José Manuel, Alcocer, Y., Víctor Hugo, Bourguett, O., Víctor y Cortez, M., Petronilo (2010), 'Planificación de Sectores en redes de agua potable con el uso de un modelo de simulación hidráulica', *Revista Digital Tlaloc*, 48, julio-septiembre de 2010, Asociación Mexicana de Hidráulica.
- SEFOA (2016), SEHA-BC - Series Históricas Agrícolas 2003-2014 [en línea]. Disponible en: http://www.oedrus-bc.gob.mx/oedrus_bca/ [consultado: Junio/2016].
- Stoll, S., Franssen, H. J. H., Barthel, R. y Kinzelbach, W. (2011), 'What can we learn from long-term groundwater data to improve climate change impact studies?', *Hydrology & Earth System Sciences*, 15, pp. 3861-3875.
- Sykes, G. (1937), 'The Colorado Delta', Carnegie Institution. Washington Publ. 460, 193 pp.
- Toxky, L. G. (2012), *La sectorización en la optimización hidráulica se redes de distribución de agua potable*, Tesis de Maestría, Instituto Politécnico Nacional.
- Valdés-Casillas, C., Glenn, E. P., O., H.-H., Carrillo-Guerrero, Y., García-Hernández, J., Zamora-Arroyo, F., Muñoz-Viveros, M., Briggs, M., Lee, C., Chavarría-Correa, E., Riley, J., Baumgartner, D. y C., C. (1998), *Wetland management and restoration in the Colorado River delta: the first steps*. Special Publication of CECARENA-ITESM Campus Guaymas and North American Wetland Conservation Council. Guaymas, Sonora México, 32 pp.
- Zamora-Arroyo, F., Pitt, J., Cornelius, S., Glenn, E., Hinojosa-Huerta, O., Moreno, M., García, J., Nagler, P., De La Garza, M. y Parra, I. (2005), *Conservation Priorities in the Colorado River Delta, Mexico and the United States*, Sonoran Institute, Tucson, Arizona, USA.
- Zengel, A. S., Meretsky, J. V., Glenn, P. E., Felger, S. R. y Ortiz, D. (1995), 'Cienega de Santa Clara, a remnant wetland in the Rio Colorado delta (Mexico): vegetation distribution and the effects of water flow reduction', *Ecological Engineering*, 4, pp. 19-36.

3 Tratamiento biológico del agua residual doméstica: Evaluación del proceso en una planta en la ciudad de Mexicali

**Julio C. Juárez-Rodríguez¹, Julio C. Juárez-Vázquez¹, M. Socorro Romero-Hernández¹,
Jaime A. Reyes-López¹, Aseneth Herrera-Martínez², Fernando A. Solís-Domínguez²,
Roumen Zlatev¹, Margarita Stoytcheva¹, Ricardo Gallegos-Ortega³**

¹Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

²Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

³Facultad de Arquitectura, Universidad Autónoma de Baja California

3.1 Introducción

Uno de los principales problemas que enfrenta la humanidad es la escasez de agua; aunado a esto, se descargan grandes volúmenes de agua residual a los cuerpos de agua naturales sin ningún tipo de tratamiento previo, por lo que más de mil millones de personas tienen un acceso insuficiente al agua potable. Los volúmenes disponibles de agua subterránea son menores y los cuerpos de agua, incluyendo ríos, lagos y océanos presentan aumento en su grado de contaminación por actividad antropogénica (Stovall, 2007).

El agua, durante su uso, se carga de sustancias que le confieren propiedades perjudiciales a la salud de organismos superiores, por lo que, para que el impacto ambiental sea de mínima perturbación, ésta debe descontaminarse antes de ser descargada en los cuerpos receptores de agua (Rodríguez, 2005). En los países industrializados se han manifestado tempranamente problemas referentes al tema del agua, como su escasez, contaminación e impactos ambientales, generados por su uso inadecuado, por lo cual se han diseñado y puesto en marcha programas para su conservación, control y para un uso más eficiente (Escalante et al., 2003). Por lo tanto, el uso de tecnologías sostenibles para la captación, el tratamiento y la reutilización del agua residual es fundamental para que exista una mejor distribución y empleo de este tipo de aguas (Aguado, 2010).

Las aguas residuales están constituidas fundamentalmente por las aguas de abastecimiento después de haber pasado por las diversas actividades o usos por parte de la población. Son generadas por residencias, instituciones educativas y de gobierno, comercios e industrias. El objetivo del tratamiento es producir agua limpia que pueda reutilizarse.

En México, los esfuerzos para coleccionar y tratar las aguas residuales están típicamente sujetos a regulaciones y estándares locales, estatales y federales (regulaciones, controles y normatividades). Por otro lado, al hablar de recursos industriales de aguas residuales, o de procesos que exigen una mayor limpieza del efluente al momento de descargarlo, se dice que requieren tratamientos minuciosos con una tecnología alta (lo cual significan mayores costos de inversión y mantenimiento).

Existen graves problemas con la distribución del agua residual y su aprovechamiento en las ciudades del país (Mayo, 2010). Si estas aguas no se manejan adecuadamente, generan impactos ambientales adversos. Es por ello que las plantas de tratamiento de aguas residuales son necesarias para mejorar la calidad de vida de la población y para poder reutilizar el agua en diversas actividades. Las aguas residuales pueden ser tratadas dentro del sitio en el cual se generan o pueden colectarse y conducirse mediante una red de tuberías y, eventualmente, utilizando bombas para dirigirla hasta una planta de tratamiento local.

La evaluación técnica de un sistema de tratamiento de aguas residuales consiste en el seguimiento de las características fisicoquímicas y microbiológicas del agua, con el fin de determinar su comportamiento o evolución a través del sistema (Wills et al., 2010). En el caso aquí tratado, se hicieron mediciones en campo y se tomaron muestras de agua para su análisis físico, químico y bacteriológico. Se evaluaron los principales procesos que componen el tren de tratamiento y se determinaron los parámetros de operación y la eficiencia global de la planta. Se identificaron áreas de mejora para lograr la obtención de un efluente que cumpla continuamente con los estándares de calidad de agua para reúso en el riego de las áreas verdes del campus.

3.2 Tratamiento biológico del agua residual

Entre las tecnologías existentes para la recuperación del agua residual doméstica se encuentra el tratamiento biológico, el cual se basa en la capacidad que tienen los microorganismos para metabolizar y convertir la materia orgánica en suspensión y disuelta, en tejido celular nuevo y en diferentes gases. Debido a que el tejido celular es más denso que el agua, éste puede eliminarse fácilmente por decantación (Metcalf y Eddy, 1997). Los sistemas de tratamiento biológico se pueden clasificar según (a) la forma en la que se encuentren los microorganismos, es decir, cultivos en suspensión o cultivos fijos y, (b) el metabolismo microbiano, o sea, en sistemas aerobios, anaerobios, facultativos o sistemas anóxicos (Metcalf y Eddy, 1997).

Los objetivos del tratamiento biológico son tres: (a) Reducir el contenido en materia orgánica de las aguas, (b) Reducir su contenido en nutrientes, y (c) Eliminar los patógenos y parásitos. (Marsilli, 2005).

3.2.1 Tratamiento de agua residual mediante lodos activados de mezcla completa

El proceso de lodos activados es una tecnología muy utilizada para el tratamiento biológico del agua residual doméstica y tiene la ventaja de producir agua de buena calidad para su reutilización. Esta tecnología se desarrolló por primera vez en Inglaterra en el año 1914 (Montoya, 2012; Navarro, 2009). Se clasifica como un método de tratamiento biológico aerobio en suspensión y su nombre proviene de la producción de una masa activada de microorganismos contenidos en un reactor en un medio aerobio capaces de metabolizar y consumir la materia orgánica presente en el agua residual (Metcalf y Eddy, 1997).

La ingeniería y la tecnología del sistema de lodos activados están establecidos como sistemas para la remoción biológica de carbono, nitrógeno y/o fósforo (Castillo et al., 2011). Aunque este proceso ha sido utilizado para el tratamiento de las aguas residuales tanto industriales como urbanas desde hace aproximadamente un siglo, el diseño de las plantas de lodos activados comenzó de forma empírica. Nació de la observación de que si se airea cualquier agua residual durante un periodo de tiempo, se reduce el contenido de materia orgánica, formándose a la vez un lodo floculento. Es a partir de los años sesenta que se desarrolló una solución más racional para el diseño de los sistemas de lodos activados.

El examen microscópico de los lodos activados revela que están formados por una población heterogénea de microorganismos, que cambian continuamente en función de las variaciones de la composición de las aguas residuales y de las condiciones ambientales. Los microorganismos presentes son bacterias unicelulares, hongos, algas, protozoos y rotíferos. De éstos, las bacterias son probablemente las más importantes, encontrándose en todos los tipos de procesos de tratamiento biológico (Ramalho, 2003).

Una planta de lodos activados es un sistema de mezcla completa que favorece la producción de microorganismos que degradan la materia orgánica del agua residual. Está provista de un sistema de recirculación y eliminación de lodos. El ambiente aerobio en el reactor se consigue mediante el uso de aireadores mecánicos, que a su vez mantienen el líquido en estado de mezcla completa (Méndez et al., 2004). Durante el proceso, después de un tiempo determinado, la mezcla de las nuevas células con las antiguas se conduce hasta un tanque de sedimentación para separarlas del agua residual tratada. Una parte de las células sedimentadas se recircula para mantener en el reactor la concentración de células deseadas, mientras que la otra parte se purga del sistema. Con este tipo de plantas de tratamiento se obtiene una importante reducción de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), nitrógeno, fósforo y de todos los componentes orgánicos que son utilizados como alimento por los microorganismos (Fernández et al., 2006).

3.2.2 Tratamiento de agua residual mediante lodos activados de mezcla completa con aireación extendida

El concepto de lodos activados de aireación prolongada o extendida es una variante simplificada del sistema convencional de lodos activados. El tamaño del tanque de aireación extendida le proporciona al sistema una mejor capacidad de respuesta ante variaciones de caudal y carga orgánica.

La aireación extendida provee suficiente tiempo de contacto en el interior del tanque para favorecer una buena estabilización de los lodos, reduciendo así su volumen y facilitando su manejo posterior. En la Figura 1 se muestra un esquema simplificado de los elementos que componen a un sistema de lodos activados.

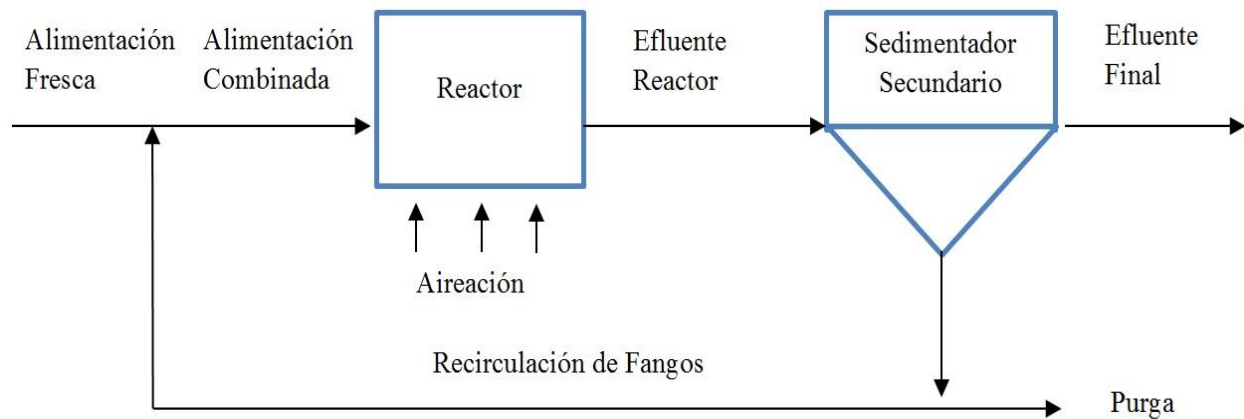


Figura 1. Proceso de lodos activados, modificada de Fernández et al (2006).

Existen cinco características básicas que distinguen la aireación prolongada del proceso convencional de lodos activados:

1. Mayor tiempo de retención hidráulico en el reactor.
2. Cargas orgánicas menores. La carga orgánica, expresada como relación de sustrato a microorganismo, se encuentra comprendida entre 0.10 y 0.25 días, mientras que para el proceso convencional de lodos activados se tienen valores entre 0.3 y 0.7 días.
3. Mayores concentraciones de sólidos suspendidos volátiles en el reactor. Estos valores varían entre 3,500 y 5,000 mg/l en sistemas convencionales, mientras que en la aireación prolongada se encuentran en un intervalo de 2,000 a 3,000 mg/l.
4. Mayor consumo de oxígeno en el proceso de aireación prolongada. Para el tratamiento de aguas residuales urbanas el proceso de aireación extendida consume aproximadamente el doble del requerido para el proceso de lodos activados convencional (Ramalho, 2003).
5. Debido a los prolongados tiempos de tratamiento, los lodos activados de aireación extendida operan en la zona de respiración endógena de la curva de crecimiento.
6. Los flóculos biológicos se encuentran suficientemente estabilizados después de eliminar el agua. Esto se debe a que, en este tipo de sistemas, el poco alimento los obliga a consumir parte de su material de reserva.

En el proceso de lodos activados, las bacterias son los microorganismos más importantes, ya que son los que participan en la descomposición de la materia orgánica en el influente (Sandoval, 2006). En ocasiones, aunque se obtenga una buena formación de flóculos, el efluente del sistema podría tener un alto contenido de sólidos biológicos, como consecuencia de un mal diseño de la unidad de sedimentación secundaria, por el mal funcionamiento de los dispositivos de aireación, o por la presencia de organismos filamentosos (Metcalf y Eddy, 1997).

3.3 Microbiología del proceso de tratamiento de aguas residuales mediante lodos activados: Curva de crecimiento de microorganismos

En un cultivo por lote, la concentración de biomasa incrementa con el paso del tiempo, como se observa en la Figura 2. La fase de latencia es un periodo de adaptación donde las células se aclimatan al nuevo medio. Después de esta fase, el crecimiento exponencial persiste hasta que alguno de los nutrientes esenciales disminuye en el medio, o hasta que algún producto es acumulado e inhibe el crecimiento de los microorganismos. Posteriormente, las células entran en una fase donde ya no hay crecimiento (fase estacionaria), que es seguida por una fase de declinación o muerte. La velocidad de crecimiento en un reactor es representada por el cambio en la concentración de biomasa (x) con respecto al tiempo (dx/dt) y depende de la concentración de biomasa viable presente a cualquier tiempo (Sandoval, 2006).

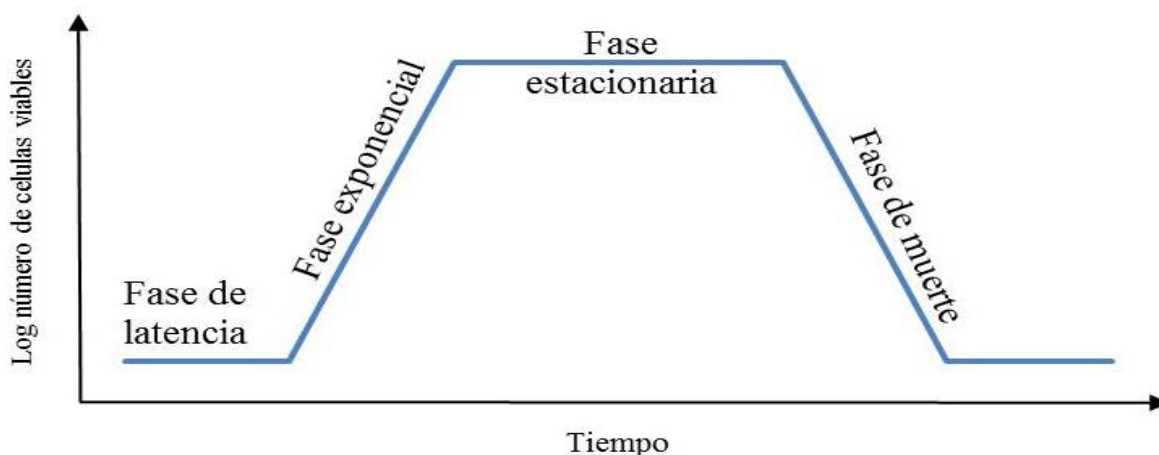


Figura 2. Curva de crecimiento de microorganismos, modificada de Morales (2013).

3.4 Reutilización del agua residual

Para evitar que las aguas residuales generadas en las distintas actividades generen impactos ambientales adversos, es importante someterlas a un tratamiento antes de descargarlas a los cuerpos de agua. Los efluentes tratados deben cumplir con los estándares de calidad de agua establecidos en la normatividad mexicana vigente NOM-001-SEMARNAT-1996 (SEMARNAT, 1996) para descarga de agua a cuerpos de agua o, en su caso, con la normatividad para reúso NOM-003-SEMARNAT-1997 (SEMARNAT, 1997).

En el pasado, no se consideraba la reutilización de las aguas residuales, sin embargo, debido a la creciente escasez de agua limpia, este recurso empieza a ser valorado. En México, se tienen problemas de disponibilidad de agua, debido al incremento acelerado en las demandas para los diferentes usos. El reúso del agua tratada en la agricultura es una práctica conocida en el país debido a la escasez del recurso en algunas zonas, en las que se plantea como una alternativa para incrementar la oferta de agua. Otros usos del agua tratada se presentan en la industria (agua para

enfriamiento y agua para calderas), en zonas habitacionales que contemplan dentro de sus instalaciones grandes áreas verdes y campos de golf y, en menor proporción, en el lavado de carros y riego de jardines en instituciones educativas (Escalante et al., 2003).

El reúso de las aguas residuales en Estados Unidos empezó a principios de los años 20, en el sector agrícola de los estados de Arizona y California. A su vez, en Colorado y Florida se desarrollaron sistemas para el reúso urbano. La normatividad para el reúso también inició en California en la misma época. A partir de 1965, esta normatividad impulsa de manera decisiva el reciclamiento y el reúso de las aguas residuales (Moeller et al., 1997). En el 2008 el condado de Orange, California, puso en marcha el sistema de reciclado de aguas residuales más vanguardista y grande del mundo, con capacidad para producir alrededor de 265 millones de litros al día, (Fernández, 2010).

Son muchos los países (Israel, España en la región de Cataluña, Japón, Australia, Singapur, Namibia, entre otros) en donde se practican diferentes tipos de reúso. Adicionalmente, existen varios estudios que justifican y apoyan esta práctica (Moeller et al., 1997) y es sabido que el agua presenta mejores límites mínimos sanitarios estatales y federales, según sus responsables (Fernández, 2010).

Por lo anterior, la determinación y clasificación de los efluentes es determinante para proponer un adecuado uso y manejo de este recurso, que se oriente a la productividad sostenible y al aprovechamiento racional de los recursos naturales (Ortiz et al., 2009). Para el empleo del agua residual tratada en riego se requieren estudios que involucren muestreos, los que permitirán evaluar el impacto ambiental que el uso de estas aguas tendrá en el entorno (EPA, 2009). Sin embargo, existe la necesidad de instaurar y cumplir normas más estrictas, tendientes a proteger la salud pública. En cualquier caso, estos estudios se consideran necesarios para garantizar una reutilización de las aguas residuales eficaz y segura (WHO EMRO, 2006).

El agua residual tratada además de ser útil en la agricultura, también puede aprovecharse para recargar acuíferos con el propósito de detener intrusiones marinas en acuíferos costeros, proveer una fuente de agua disponible para el futuro, mejorar la calidad del agua del acuífero y para almacenar agua por un tiempo determinado.

3.4.1 Tratamiento y reúso de agua residual en Baja California

El estado de Baja California cuenta con 31 plantas de tratamiento de aguas residuales (CONAGUA, 2009). Diez de estas plantas están instaladas en el municipio de Mexicali (Tabla 1), siendo las más importantes, por el volumen de agua residual tratado, las plantas “Las Arenitas” y la “Zaragoza”. El agua residual tratada se utiliza para la generación eléctrica, el riego agrícola y para el riego de jardines. Además, un volumen importante del agua tratada está siendo utilizado para servicio ecológico del Río Nuevo y del Río Hardy, así como para el mantenimiento y restauración de humedales en el valle de Mexicali y el Delta del Río Colorado.

Tabla 1. Plantas municipales de tratamiento de aguas residuales en operación en el estado de Baja California. Modificada de CONAGUA (2009).

Municipio	Nombre de la planta	Procesos	Capacidad instalada (l/s)	Cuerpo receptor o reúso
Ensenada	El Gallo	Lodos activados	200	Arroyo El Gallo
Ensenada	El Naranjo	Zanjas de oxidación	500	A. El Gallo/Océano Pacífico
Ensenada	En Sauzal	Zanjas de oxidación	120	Océano Pacífico
Ensenada	Noroeste	Lodos activados	26	Arroyo Doña Petra
Ensenada	Hogares del puerto	Lodos activados	8	Riego agrícola
Mexicali	Ciudad Morelos	Lagunas aireadas	30	Canal El Álamo
Mexicali	Estación Coahuila	Lagunas aireadas	20	Dren agrícola
Mexicali	Guadalupe Victoria	Lagunas aireadas	70	Dren agrícola
Mexicali	CETYS	Lodos activados	7	Reúso
Mexicali	Las Arenitas	Lagunas aireadas	840	Dren agrícola Cucapah
Mexicali	Termoeléctrica azteca	Lodos activados	640	Dren agrícola
Mexicali	UABC	Lodos activados	10	Reúso
Mexicali	Zaragoza	Lagunas aireadas	1,300	Rio nuevo
Mexicali	San Felipe	Lagunas aireadas	120	Infiltración y riego
Mexicali	Los Algodones	Lagunas aireadas	20	Dren agrícola Culiacán
Playas de Rosarito	Rosarito I	Lagunas aireadas	60	Océano Pacífico
Playas de Rosarito	Puerto Nuevo	Lodos activados	2.6	Océano Pacífico
Playas de Rosarito	Rosarito Norte	Zanjas de oxidación	210	Océano Pacífico
Playas de Rosarito	Vista Marina	Zanjas de oxidación	6	Océano Pacífico
Tecate	Cereso El Hongo	Lodos activados	27.5	Arroyo Las Calabazas
Tecate	Tecate	Filtros percoladores	200	Arroyo Tecate
Tijuana	San Antonio del Mar	Lodos activados	2.5	Océano Pacífico
Tijuana	Vistas del Valle	Lodos activados	9	Colector de aguas residuales
Tijuana	Arturo Herrera	Lodos activados	460	Río Tijuana
Tijuana	Binacional o Pitar	Primario avanzado	1,100	Océano Pacífico
Tijuana	Ecoparque	Filtros percoladores	5	Riego áreas verdes
Tijuana	El Prado	Lodos activados	56	Arroyo Huagatay
Tijuana	El Refugio	Lodos activados	50	Río Tijuana
Tijuana	Pórticos de San Antonio	Lodos activados	15	Arroyo sin nombre
Tijuana	San Antonio de Los Buenos	Lagunas aireadas	1,100	Océano Pacífico
Tijuana	Santa Fe	Lodos activados	19	Reúso áreas verdes

La ciudad de Mexicali cuenta con 936,826 habitantes, se fundó en el año de 1903 y nace como el centro de la región algodонера más grande del mundo. Posteriormente adquirió una marcada vocación industrial. Esta ciudad tiene un clima extremoso que en verano alcanza los 50 °C a la sombra (INEGI, 2010). Por las características áridas en el municipio de Mexicali, el agua es un recurso limitado. De las plantas de tratamiento de agua residual existentes en Mexicali y su valle, tres son pequeñas plantas de tratamiento de lodos activados instaladas en instituciones educativas de nivel superior: Universidad Autónoma de Baja California, Instituto Tecnológico de Mexicali y en el Centro de Enseñanza Técnica y Superior (CETYS). Estas instituciones están comprometidas con el medio ambiente, por lo que han tomado el reto de tratar el agua residual que generan, no sólo para cumplir con las normas para descarga sino también con las normas para su utilización en el riego de sus áreas verdes.

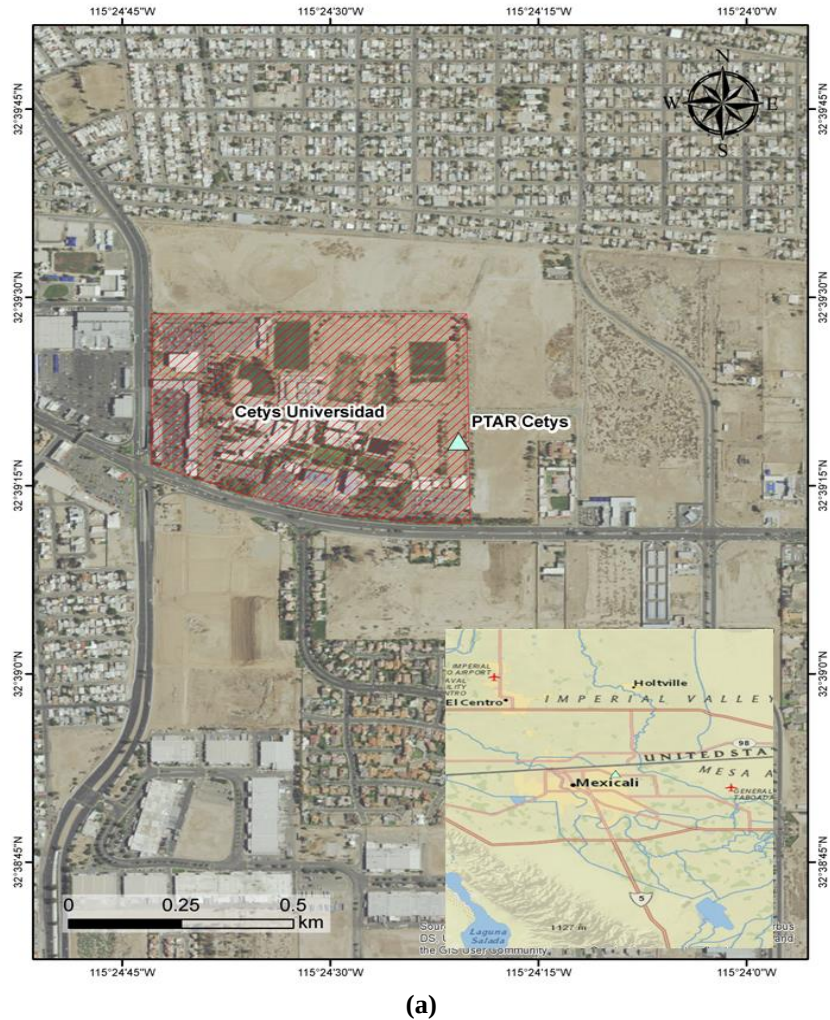
3.5 Caso de estudio: Evaluación del funcionamiento de la planta de tratamiento de agua residual del CETYS Universidad

El objeto de estudio de esta investigación es la planta de tratamiento de aguas residuales del CETYS. A la planta instalada en esta institución se le denomina PTAR CETYS, la cual inició sus operaciones en septiembre del 2008. En la Tabla 2 se presenta la información general de la planta, la cual consiste en un sistema de lodos activados de aireación extendida, con capacidad para tratar un caudal máximo de 7 litros por segundo (l/s) de agua residual proveniente de la red de drenaje municipal.

Tabla 2. Información general de la PTAR CETYS (CESPM, 2009).

PTAR CETYS	
Mes y año de inicio de operación	Septiembre de 2008
Capacidad máxima de diseño	7 l/s
Destino del agua residual tratada	Áreas verdes del campus
Fuente de suministro del agua residual	Drenaje municipal
Superficie total del predio	1,521.45 m ²
Tipo de tratamiento	Lodos activados de aireación extendida
Coordenadas	32°39'31.93"N; 115°24'13.46"O

El efluente tratado se utiliza para regar las áreas verdes del campus, las que se pueden observar en la vista aérea de la Figura 3a, en la que se incluye la ubicación geográfica. La Figura 3b muestra una vista panorámica de la planta.



(a)



(b)

Figura 3. Vista de la planta de tratamiento de aguas residuales del CETYS Universidad, (a) vista aérea incluyendo la ubicación de la planta y de las áreas verdes; (b) vista panorámica de la PTAR.

En la Figura 4 se presenta un esquema del tren de tratamiento de la planta, el que consiste en los siguientes procesos unitarios: tratamiento preliminar, tratamiento secundario, sedimentación, desinfección y filtración.

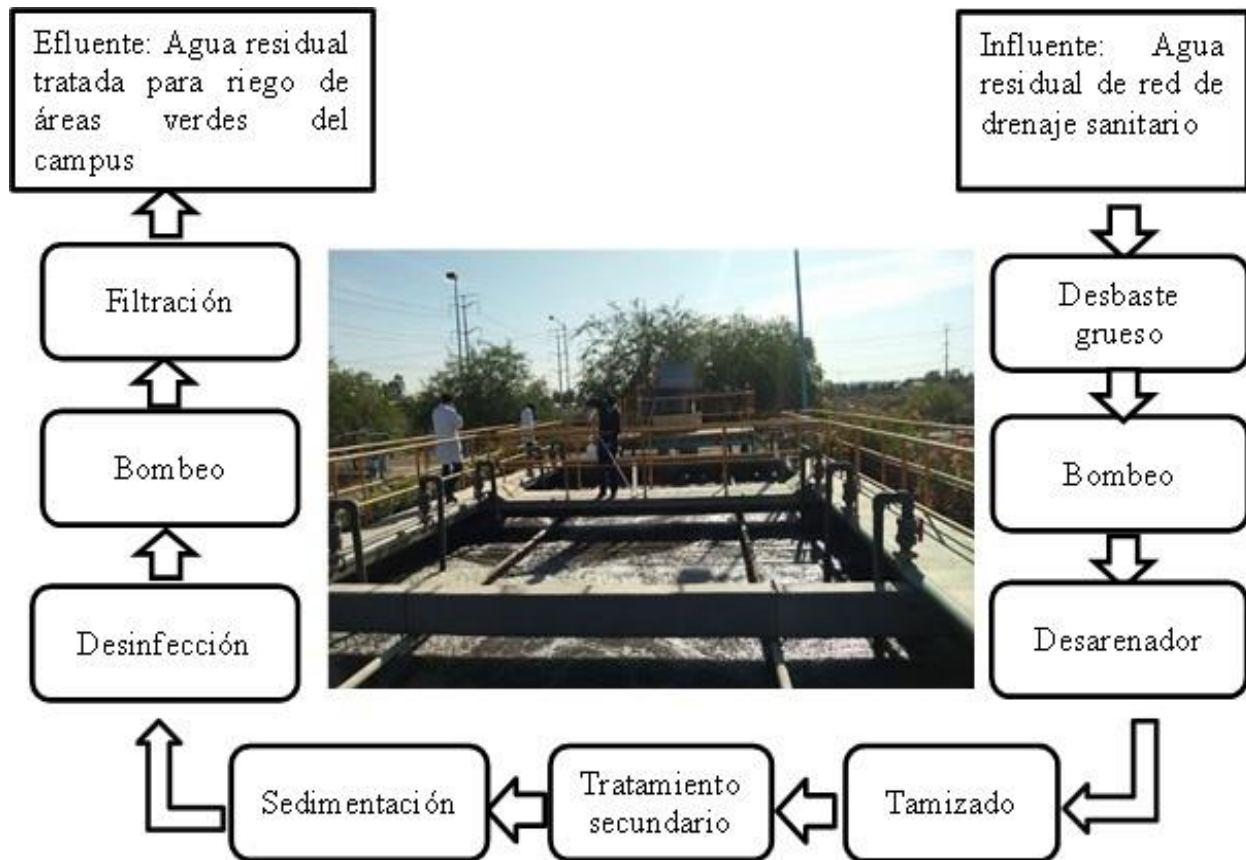


Figura 4. Esquema del tren de tratamiento de la PTAR CETYS.

El agua que ingresa a la planta es tomada de la red de drenaje sanitario y se recibe en un cárcamo de bombeo. Inicialmente pasa por un tratamiento preliminar que incluye los procesos unitarios de desbaste grueso, en donde se remueven los residuos sólidos gruesos; continua con un proceso de desarenado, donde ocurre la remoción de arenas; en seguida pasa por un proceso de tamizado, donde se retiene la materia orgánica suspendida mayor a 0.5 mm contenida en la corriente de alimentación de agua residual. Posteriormente, el agua residual se bombea para elevarla hasta un nivel a partir del cual la trayectoria del flujo hacia las demás unidades de tratamiento ocurre por gravedad. El tratamiento secundario consiste en un proceso de degradación biológica de la materia orgánica contenida en el agua residual, en donde se le pone en contacto con una población mixta de microorganismos en un sistema aireado y mezclado. El proceso siguiente es la sedimentación, en donde los sólidos generados durante el tratamiento biológico son separados en el fondo por gravedad, mientras que el agua clarificada conocida como efluente, se recupera por la parte superior del sedimentador. El agua clarificada pasa a la siguiente fase del tratamiento que consiste en la desinfección del efluente con una solución de hipoclorito de sodio para inactivar los microorganismos patógenos. En la última fase del tratamiento, el efluente se hace pasar por un filtro de arena-silícica para remover los sólidos suspendidos finos. Finalmente el efluente se bombea a una cisterna para su almacenamiento y posterior utilización en el riego de áreas verdes del campus del CETYS.

3.5.1 Procesos y parámetros operacionales

En la Tabla 3 se describen cada una de las unidades que se debe revisar al evaluar el funcionamiento de una planta de tratamiento de agua residual de lodos activados. Sin embargo, en este trabajo se presentan solamente los resultados de la determinación de la eficiencia global de la planta y de la evaluación del funcionamiento del reactor biológico, del sedimentador, de la cámara de contacto de cloro y del sistema de filtración. La evaluación del reactor biológico consistió en determinar la relación alimento/microorganismo (A/M), el tiempo medio de retención celular (TMRC), el cual nos indica el tiempo que permanecen los microorganismos dentro del sistema, la concentración de oxígeno disuelto (OD), el tiempo de retención hidráulico (TRH) y la relación caudal de recirculación/caudal del influente (Q_r/Q). También se estimó el TRH en el sedimentador y en la cámara de contacto de cloro. Adicionalmente se midió el caudal que ingresa a la PTAR CETYS para compararlo con el caudal de diseño. En una futura publicación se presentarán los resultados de la evaluación de los demás procesos indicados en esta tabla.

Tabla 3. Parámetros a evaluar por proceso unitario.

Unidad de Proceso	Parámetros operacionales	Unidades
Desbaste grueso	Pérdida de carga	m
Bombeo de agua residual	Carga dinámica total	m
	Caudal	l/s
	Carga neta de succión positiva (NPSH)	m
Desarenador	Velocidad de paso	m/s
	Número de Reynolds	sin unidades
Tamizado	Tamaño de la malla	mm
Reactor Biológico	TRH	h
	TMRC	día
	OD	mg/l
	Relación A/M	kg DBO ₅ /kg SSVLM.día
	Relación Q_r/Q	Sin unidades
Sedimentador	Tiempo de retención hidráulico	h
	Volumen de lodos	ml/l
Desinfección	Demanda de cloro	mg/l
	Tiempo de contacto	min
Filtración	Tasa de filtración	m/h
	Tasa de retrolavado	m/h
	Coef. uniformidad medio filtrante	sin unidades
	Tamaño efectivo de medio filtrante	mm
	Tiempo de lavado	min
	Turbiedad de salida	UNT
Regulación	Cloro residual	mg/l

3.5.2 Análisis de laboratorio

En el sitio se midieron los parámetros de campo: pH, temperatura, OD y cloro residual. En la Tabla 4, se enlistan los parámetros analizados, técnicas y equipos utilizados.

Tabla 4. Parámetros medidos en campo, técnica analítica y equipos de medición utilizados.

Parámetro	Técnica analítica	Equipo
pH	Electrométrica	Sonda YSI Modelo 556
Temperatura	Electrométrica	Sonda YSI Modelo 556
OD	Electrométrica	Sonda YSI Modelo 556
Cloro residual	Colorimétrica	Pocket Colorimeter II HACH

Se tomaron muestras de agua de cada unidad de proceso para el análisis en laboratorio de sólidos suspendidos volátiles (SSV) y sólidos suspendidos totales (SST). Adicionalmente, se colectaron muestras de agua del influente y el efluente de la planta para el análisis de coliformes fecales y DBO₅. Los muestreos se realizaron de acuerdo a la Norma Mexicana NMX-AA-003-1980 para aguas residuales (SECOFI, 1980). Las técnicas analíticas y los métodos aplicados para la determinación de los parámetros mencionados se muestran en la Tabla 5. Las muestras de agua fueron analizadas en el Laboratorio Químico de la CESPM, en el Laboratorio de Bioingeniería de la Facultad de Ingeniería y en el Laboratorio de Química-Ambiental del Instituto de Ingeniería de la UABC.

Tabla 5. Parámetros analizados en el laboratorio a muestras de agua de la PTAR CETYS.

Parámetros	Técnica analítica	Método
DBO ₅	Electrométrica	NMX-AA-028-SCFI-2001 (SECOFI, 2001)
SSV	Gravimétrica	NMX-AA-034-SCFI-2001 (SECOFI, 2001)
SST	Gravimétrica	NMX-AA-034-SCFI-2001 (SECOFI, 2001)
Coliformes fecales	Número más probable	NMX-AA-42-1987 (SECOFI, 1987)

3.5.3 Eficiencia de la PTAR CETYS

A partir de los resultados de análisis de laboratorio y de las mediciones directas en la planta se determinaron los parámetros operacionales para las unidades de proceso evaluadas, las que se compararon con los valores recomendados por diversos autores, tomando como referencia a Metcalf y Eddy (1997). La eficiencia global de la planta se determinó considerando la calidad de agua en el influente y en el efluente, tomando como parámetro de referencia la concentración de DBO₅. Finalmente se compararon los resultados obtenidos del análisis de DBO₅, SST y coliformes fecales con los límites máximos permitidos que establece la Norma Oficial Mexicana NOM-003-

SEMARNAT-1997 (SEMARNAT, 1997) para aguas residuales tratadas que se reúsen en servicio público.

3.6 Resultados y discusión

En la Tabla 6 se muestra el caudal de agua que ingresa a la planta y los tiempos de retención hidráulicos en el reactor biológico y en el sedimentador. El caudal promedio del influente medido fue de 10.5 l/s, el cual se encuentra muy por arriba del caudal promedio recomendado de 5.5 l/s. El caudal máximo de diseño recomendado para esta planta es de 7 l/s.

El TRH promedio estimado en el reactor fue de 12.83 horas. En la literatura el valor recomendado para este tipo de sistemas debe estar en un intervalo de 18 a 36 horas. En la cámara de contacto de cloro el TRH promedio obtenido fue de 13.75 minutos, sin embargo el valor recomendado es de 30 minutos. En el sedimentador se obtuvo un THR de 4.21 horas.

Tabla 6. Caudal y TRH de operación.

Parámetro de operación	Valor medido	Unidad
Caudal de operación	10.50	l/s
TRH del reactor biológico	12.83	h
TRH del sedimentador	4.21	h
TRH de la cámara de contacto de cloro	13.75	min

En la Tabla 7 se presentan los resultados del análisis de muestras de agua en el influente y el efluente. Se observa que se obtuvo una concentración de 261 mg/l de DBO₅ en el influente y de 20 mg/l en el efluente. Con base en estos valores se determinó una eficiencia global de la planta de 92.0 %. La eficiencia de remoción de coliformes fecales fue de 99.9 %.

Tabla 7. Resultados de mediciones en campo y de análisis de muestras de agua del influente y el efluente.

Parámetros	Concentración influente	Concentración efluente	Unidad
DBO ₅	261	20.0	mg/l
pH	7.6	7.4	sin unidades
Temperatura	No aplica	27.0	°C
Cloro residual	No aplica	0.15	mg/l
Coliformes fecales	930,000	4.3	NMP/100 ml

En la Tabla 8 se presentan los resultados de los análisis obtenidos para los SST y SSV, analizados en muestras de agua tomadas de cada proceso. De estos resultados, llama la atención la baja concentración de SSV en el reactor biológico, conocidos como SSVLM, ya que, para lograr una buena depuración del agua residual en este tipo de sistemas, la concentración debe estar entre 3,000

y 4,000 mg/l. En la purga de lodos también se observa una baja concentración de SST de 2,298 mg/l, siendo que las concentraciones para este tipo de procesos es de aproximadamente 10,000 mg/l.

Tabla 8. Resultados de análisis de SST y SSV en muestras de agua en diferentes puntos de la planta.

Sitio	SST [mg/l]	SSV [mg/l]
Entrada al reactor	290	189
Reactor biológico	916	597
Sedimentador	11.4	9.3
Salida del sedimentador	18.1	12
Salida de la cámara de contacto de cloro	15.9	11.3
Salida de filtros	10.0	7.7
Purga de lodos	2,298	1,448

En la Figura 5 se puede observar el comportamiento de la concentración de OD en el reactor biológico y en el efluente durante un periodo de mediciones diarias a lo largo de 21 días. En este periodo se obtuvieron valores de concentración de OD abajo de 1.5 mg/l en el reactor siendo que la concentración mínima recomendada debe ser de 2 mg/l. Los valores de OD en el efluente variaron en un intervalo de 1.5 y 3.8 mg/l.

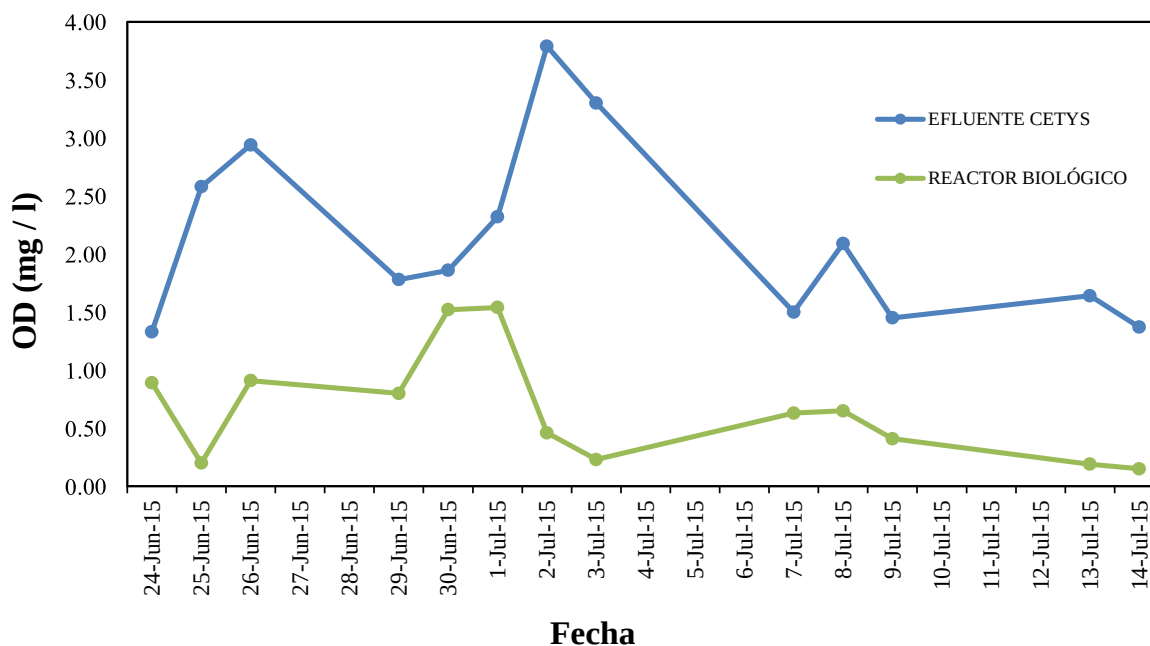


Figura 5. Concentración de OD en el reactor y en el efluente de la PTAR CETYS.

En la Tabla 9 se muestra un comparativo entre los parámetros operacionales determinados a las condiciones actuales de la planta y los parámetros recomendados por Metcalf y Eddy (1997). Se observa que los valores de estos parámetros de operación no cumplen con los valores recomendados. Esto puede deberse al elevado caudal de alimentación a la planta y a la baja concentración de oxígeno en el reactor biológico.

Tabla 9. Valores de los parámetros operativos determinados en las condiciones actuales de la PTAR CETYS y valores recomendados por Metcalf y Eddy (1997).

	TMRC [días]	A/M [kg DBO ₅ /kg SSVLM día]	Carga volumétrica [kg DBO ₅ /m ³ día]	SSVLM [mg/l]	TRH [h]	Relación Qr/Q
Valores determinados	2.25	0.824	0.5	594	12.83	0.37
Valores recomendados	20 a 30	0.05 a 0.15	0.16 a 0.40	3,000 a 6,000	18 a 36	0.5 a 1.5

3.7 Conclusiones

A pesar de que la eficiencia global obtenida para la planta es buena (92.0 %), se identificaron problemas de operación en las unidades de proceso evaluadas. En el reactor biológico se determinó una concentración de OD menor de 1.5 mg/l (debajo de la concentración recomendada). El mal funcionamiento del reactor origina el crecimiento de microorganismos que, por su baja densidad, en lugar de decantarse en la unidad de sedimentación, flotan y son arrastrados por el agua hacia la cámara de contacto de cloro. La presencia de sólidos flotantes en la cámara de contacto de cloro, además de demandar una mayor dosificación de cloro, provoca una reducción de 24 a 12 horas en las carreras de filtración. De lo anterior se puede concluir que la alta eficiencia global determinada para la planta se debe, en gran medida, a la sobrecarga en los procesos de desinfección y filtración.

Se identificaron algunas medidas para mejorar el funcionamiento de los procesos. Varias de ellas ya se están aplicando, como la reducción del caudal en el influente de la PTAR, de 10.5 l/s a un caudal promedio de diseño de 5.5 l/s. Aún se está evaluando el efecto de esta medida en el funcionamiento de los procesos.

También se implementó en el reactor un monitoreo continuo de OD y de SSV, para ajustar una relación correcta de A/M. Otro aspecto importante que se está atendiendo es el mantenimiento de las instalaciones y de algunos equipos que se encuentran en mal estado, tal como el cárcamo de bombeo y los sopladores.

3.8 Resumen y reflexiones finales

Existen distintos tipos de sistemas para el tratamiento biológico del agua residual doméstica. Uno de los más utilizados es el tratamiento biológico mediante el proceso de lodos activados. Cuando

estos sistemas de tratamiento son bien operados se puede obtener un efluente de calidad para reúso, sin embargo, estos requieren de una estricta vigilancia para evitar que se desestabilicen. Este trabajo presenta los principales fundamentos teóricos del funcionamiento de este tipo de sistemas de tratamiento biológico. Se demostró que para definir si la planta está operando adecuadamente no es suficiente basarnos solamente en los resultados de la determinación de la eficiencia global de operación, ni en los resultados de los análisis de agua del efluente. Para ello, es necesario revisar el funcionamiento de cada proceso unitario y determinar los parámetros operacionales correspondientes.

Actualmente el municipio de Mexicali trata el mayor volumen de las aguas residuales domésticas con la tecnología de sistemas lagunares, los cuales presentan la desventaja de que requieren de grandes superficies de tratamiento, generan malos olores y en muchas ocasiones no se logra obtener un efluente que cumpla constantemente con los estándares de calidad para reúso.

Por las características áridas de la región y de escasez de agua, se tiene el reto de establecer un programa de reúso de agua que considere el aprovechamiento de las aguas residuales tratadas, el aseguramiento de la calidad de los efluentes de las plantas de tratamiento existentes, así como de la protección del ambiente y de la salud pública.

Referencias

- Aguado, J. (2010), *Tecnologías sostenibles para el tratamiento de aguas residuales: experiencias en pequeños municipios de España*, [en línea]. Disponible en: <http://www.madrimasd.org/blogs/remtavares/2010/12/22/131541> (consultado el 25 de julio 2015)
- Castillo Borges, E. R., Lizama Solís, C. E., Méndez Novelo, R. I., García Sosa, J., Espadas Solís, A., Pat Canul, R. (2011), 'Tratamiento de efluentes de fosas sépticas por el proceso de lodos activados', *Ingeniería*, 15(3), pp. 157-165.
- CESPM (Comisión Estatal de Servicios Públicos de Mexicali) (2009), *Manual de operación PTAR CETYS*. Documento Interno de la Subdirección de Agua y Saneamiento. Mexicali, B.C. México.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua) (2009), *Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación* [en línea]. Disponible en: <http://www.conagua.gob.mx/conagua07/noticias/inventario%20nacional%20de%20plantas%20municipales%202009.pdf> (consultado el 3 de diciembre del 2014)
- Escalante, V., Cardozo, L., Ramírez, E., Moeller, G., Mantilla, G., Montecillos, J., Servín, C. y Villavicencio, F. (2003), *El reúso del agua residual tratada en México*. Seminario internacional sobre métodos naturales para el tratamiento de aguas residuales, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

- EPA GUIDELINES (Environmental Protection Agency) (2009), *Wastewater irrigation management plan (WIMP) – a drafting guide for wastewater irrigators*. Adelaide, South Australia, 17 p.
- Fernández, A. (2010), *Beber aguas residuales recicladas, es una alternativa a la escasez de agua que ya se utiliza en diversas poblaciones del mundo, con garantías sanitarias* [en línea]. Disponible en:
http://www.consumer.es/web/es/medio_ambiente/urbano/2010/09/01/195497.php (consultado: 4 de marzo del 2015).
- Fernández, A.; Letón P.; Rosal, R.; Dorado, M.; Villar, S.; Sanz Juana (2006). *Tratamiento avanzados de aguas residuales industriales*. Informe de vigilancia tecnológica, Universidad de Alcalá [en línea]. Disponible en:
http://www.madrimasd.org/informacionidi/biblioteca/publicacion/doc/vt/vt2_tratamientos_avanzados_de_aguas_residuales_industriales.pdf (consultado: 25 de mayo 2015).
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía) (2010), Censo de población y vivienda 2010 [en línea]. Disponible en:
http://www.inegi.org.mx/sistemas/consulta_resultados/iter2010.aspx (consultado: 3 de diciembre del 2014).
- Marsilli, A. (2005), *Tratamiento de aguas residuales* [en línea]. Disponible en:
<http://www.tierramor.org/Articulos/tratagua.htm> (consultado: 25 de mayo del 2015).
- Mayo, E. (2010), *Proyecto ejecutivo de planta de tratamiento de aguas residuales para la localidad de Xochiapa, Ver.* Tesis de licenciatura, Universidad Veracruzana-Xalapa, Xalapa Veracruz, México.
- Méndez, L., Miyashiro V., Rojas, R., Cotrado, M., Carrasco, N. (2004), ‘Tratamiento de aguas residuales mediante lodos activados a escala de laboratorio’, *Revista del Instituto de Investigación FIGMMG*, 7, pp.74-83.
- Metcalf y Eddy (1997), *Ingeniería de aguas residuales, tratamiento, vertido y reutilización*, tercera edición, McGraw-Hill/Interamericana editores S.A de C.V, México, 1485 p.
- Moeller, G., Rivas, A., Escalante, V. y Pozo, F. (1997). *Tecnología de punta para el reúso de aguas residuales en México*, Informe final. Convenio SGP-IMTA, CNA-IMTA.
- Montoya, C. (2012), *Modelo matemático que permita evaluar el cambio de la DBO₅ soluble debido a agentes inhibitorios en un proceso de lodos activados*. Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Colombia, Medellín, Colombia.
- Morales, E. (2013), *Estudio experimental y modelización de los parámetros biocinéticos en la evaluación de un reactor de lodos activados de una planta de tratamiento alimentaria*. Tesis de grado, Escuela Superior Politécnica del Litoral Instituto de Ciencias Químicas y Ambientales, Guayaquil, Ecuador.
- Navarro, A., y Palladino L. (2009), ‘Degradación de Efluentes Líquidos Mediante Lechos Fluidizados’, *Información Tecnológica*, 20(5), pp.13-18.
- Rodríguez-Ortiz, J.C., García-Hernández, J.L., Valdez-Cepeda, R.D., Lara-Mireles, J.L., Rodríguez-Fuentes, H. and Loredó-Osti, C. (2009), ‘Calidad agronómica de efluentes de

- plantas de tratamiento de aguas residuales', *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10, pp. 355-367.
- Ramallo, R. (2003), *Tratamiento de aguas residuales.*, Editorial Reverté, S. A., Barcelona, España, 707 p.
- Rodríguez, M. (2005), *Procesos de descontaminación de aguas, cálculos avanzados informatizados*, Thomson Editores Spain, Madrid, España, 263 p.
- Sandoval, M. (2006), *Disminución de la demanda química de oxígeno (DQO) en vinazas mediante tratamiento biológico*, Tesis de Grado, Universidad Tecnológica de la Mixteca, Huajuapán de León, Oaxaca.
- SECOFI (Secretaría de Comercio y Fomento Industrial) (1980), *Aguas residuales-muestreo*. Norma Mexicana NMX-AA-003-1980, Secretaría de Economía, México.
- SECOFI (Secretaría de Comercio y Fomento Industrial) (2001), *Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO₅) y residuales tratadas. Método de prueba*. Norma Mexicana. NMX-AA-028-SCFI-2001, Secretaría de Economía, México.
- SECOFI (Secretaría de Comercio y Fomento Industrial) (2001), *Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Método de prueba*. Norma Mexicana. NMX-AA-034-SCFI-2001, Secretaría de Economía, México.
- SECOFI (1987), *Determinación del número más probable (NMP) de coliformes totales, coliformes fecales (termotolerantes) y Escherichia coli Presuntiva*. Norma Mexicana NMX-AA-42-1987, Secretaría de Economía, México.
- SECOFI (2001), *Determinación de Cloro libre y Cloro total. Método de prueba*. Norma Mexicana NMX-AA-108-SCFI-2001, Secretaría de Economía, México.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (1996), *Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales*. Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- SEMARNAT (1997), *Límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicio público*. Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- Stovall, H. (2007) *Natural Alternatives to Conventional Wastewater Treatment*, Tesis de Grado, University of California, Davis.
- Wills, B., Vélez, S., Arboleda, A., Garcés, J. (2010), 'Propuesta metodológica para la evaluación de sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas en el sitio de origen', *Revista EIA*, 3, pp. 93-105.
- WHO EMRO (World Health Organization, Eastern Mediterranean Regional Office) (2006), *Compendium of standards for wastewater reuse in the eastern mediterranean region*. World Health Organization Regional Office for the Eastern Mediterranean Regional Centre for Environmental Health Activities CEHA. Document WHO-EM/CEH/142/.

Parte II

Contaminación Ambiental

4 Determinación de la ocurrencia de fármacos en ambientes acuosos superficiales: Teoría y práctica metodológica

Melissa Valdez-Carrillo¹, Ramón H. Preciado-Monjardin¹, Iván Aviña-Lamarque¹, Griselda Peralta-Ponce¹, Leif Abrell² y Concepción Carreón-Diazconti¹

¹*Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California*

²*Departments of Soil, Water & Environmental Science, University of Arizona*

4.1 Introducción

En la actualidad, numerosos productos farmacéuticos son constantemente detectados en cuerpos de agua superficiales (ríos, lagos y mares) y en los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), en concentraciones relativamente bajas que van desde ng/L hasta µg/L (Meritxell et al., 2006; Zuccato et al., 2006). Reportes sobre la ocurrencia, exposición y los efectos de los productos farmacéuticos en el medio ambiente comenzaron a publicarse a partir de los años 90, sin embargo, el número de publicaciones ha incrementado dramáticamente en la última década (Hirsch R et al., 1996; Halling-Sorensen et al., 1998; Schwaiger et al., 2004). Investigaciones al respecto han permitido detectar cientos de productos farmacéuticos, entre otros compuestos de preocupación emergente (CPE), en diferentes matrices ambientales y distribuidos a escala mundial (Miege et al., 2009). A pesar de su confirmada presencia en el ambiente, debido a la escasez de información sobre su toxicidad y su impacto ambiental, estos presuntos contaminantes no han sido incluidos en un marco legal (Meffe y de Bustamante, 2014).

Los productos farmacéuticos se dividen de acuerdo con sus propiedades terapéuticas. Entre aquellos que en los últimos años suscitan mayor preocupación están los antibióticos (p.ej., sulfametoxazol, trimetoprim, eritromicina), ya que estos se emplean en cantidades similares a las de los plaguicidas (Barceló et al., 2008). Además de su uso terapéutico, también se utilizan como promotores de crecimiento en producción de animales de granja, como aditivos en la cría de peces y en la industria avícola (Meritxell et al., 2006). Otros ejemplos de CPE son los analgésicos/anti-inflamatorios (ibuprofeno, ácido acetilsalicílico, diclofenaco), los antidepresivos (diazepam, carbamazepina, fluoxetina), los reguladores lípidos (ácido clofibrico, gemfibrozil), los betabloqueadores (metoprolol, propanolol) y algunas hormonas (estradiol, estrona, estriol, 17- α etinilestradiol), entre otros (Barceló, 2003).

Entre las fuentes principales de estos CPE se encuentran las aguas residuales municipales, las que acarrearán medicamentos caducos vertidos al drenaje y excreciones humanas con concentraciones no asimiladas de fármacos y hormonas, entre otros productos. Las descargas llegan a las PTAR, en donde los CPE son parcialmente removidos por los métodos convencionales de tratamiento, quedando concentraciones traza en los efluentes, los que finalmente son liberados al ambiente, incorporándose así a las aguas superficiales y a los suelos (Baltazar et al., 2013).

Hasta el momento se desconocen las concentraciones de riesgo y los efectos toxicológicos que estas trazas de productos químicos pueden llegar a causar en los seres humanos (Ternes et al., 2009). Sin embargo, se cuenta con reportes sobre algunos de sus efectos toxicológicos sobre los organismos acuáticos. Se reconoce la toxicidad aguda por diclofenaco en el fitoplacton y zooplacton (Cleuvers, 2003; Cleuvers, 2004; Ferrari et al., 2003), por ciprofloxacina, amoxicilina, sulfametoxazol, ibuprofeno y paracetamol sobre la pulga del agua *Daphnia magna* (Iannacone y Alvarino, 2009), y la toxicidad crónica por ácido clofibrico en peces como el *Gambusia holbrooki* (Nunes et al., 2004), entre otros.

La detección de bajas concentraciones de un sin número de compuestos orgánicos en los sistemas acuáticos y la complejidad de las matrices ambientales en los que se presentan imponen el uso de métodos de análisis altamente sensibles y selectivos. La extracción en fase sólida (SPE por sus siglas en inglés) es una de las técnicas más ampliamente utilizadas para la separación de los compuestos en muestras ambientales, siendo los Oasis HLB los adsorbentes preferidos para este propósito (Castro, 2005). La SPE aunada a los avances recientes en cromatografía líquida acoplada a espectrometría de masas (LC-MS) o en tándem con espectrometría de masas (LC-MS/MS), así como triple cuadrupolo (QqQ), cuadrupolo tiempo de vuelo (Q-ToF) o cuadrupolo trampa de ion (Q-IT), hacen de éstas las técnicas más ampliamente utilizadas para la determinación de compuestos orgánicos (Pedrouzo et al., 2011). LC-MS/MS ha progresado a lo largo de las últimas décadas, y hoy en día es la principal opción para determinar concentraciones ultratrazas de productos farmacéuticos polares en muestras ambientales (Gómez et al., 2007).

Las evidencias obtenidas a lo largo del planeta sobre la ocurrencia, efectos y origen de estos CPE en los diferentes compartimientos ambientales despierta el interés por la investigación sobre la presencia y el comportamiento de esta nueva generación de contaminantes. En este capítulo presentaremos la secuencia metodológica utilizada en la determinación de la ocurrencia de fármacos en los cuerpos de agua superficiales de un sitio de interés. Esta metodología está conformada por tres etapas, las que consisten en (1) la selección y colección de muestras ambientales, (2) la preparación o pretratamiento de las muestras, y (3) el análisis cuantitativo de las mismas. Dado que este documento está enfocado exclusivamente en la teoría y prácticas metodológicas, solamente se describen los pasos necesarios para la obtención de datos, mismos que no se presentan ni discuten. El sitio utilizado para mostrar la aplicación de esta metodología es la ciudad de Mexicali, en el estado de Baja California, y el valle agrícola que la circunda.

4.2 Selección y colección de muestras ambientales

El método de muestreo, los puntos de interés y el número de muestras requeridas para caracterizar un problema ambiental son determinados tanto por el enfoque de la investigación como por las condiciones específicas de cada sitio. Como dichas condiciones pueden ser muy variadas, no existe un procedimiento que pueda considerarse universal, sin embargo, la experiencia de numerosos investigadores apunta hacia el método de muestreo no probabilístico. Este sistema es muy aceptado en investigaciones ambientales ya que la elección de las muestras no depende de la probabilidad

(el procedimiento no es mecánico ni con base en fórmulas) sino de las causas relacionadas con las características de la investigación. Las muestras no probabilísticas no son necesariamente representativas ya que han sido seleccionadas de forma controlada y cuidadosa con la intención de reflejar las características previamente definidas en el planteamiento del problema (Cantoni, 2009).

Las muestras más frecuentemente utilizadas para investigar la presencia de CPE en el ambiente son de dos tipos: las conocidas como muestras de campo o discretas (grab samples) y las muestras compuestas (composite samples). Las primeras tienen una mayor aplicación en la determinación de compuestos en aguas residuales (Bahlmann et al., 2014), en aguas de ríos (Mendoza et al., 2014) y en aguas superficiales diversas (Caldas et al., 2013). Sin embargo, cuando se desea una visión integrada del comportamiento de los CPE en un lapso de tiempo específico (días o semanas), la opción más acertada hasta el momento es el muestreo compuesto (Gómez et al., 2010; Brandt et al., 2013).

Entre los aspectos a considerar para la selección de los puntos de muestreo y el número de muestras ambientales están: (1) las características físicas y ambiental de la zona de estudio, abarcando la ubicación, la seguridad y el acceso a los puntos de interés; y (2) la amplitud de los objetivos del proyecto, incluyendo las limitaciones económicas.

4.2.1 Descripción física y ambiental de la zona de estudio

El Valle de Mexicali (Figura 1) es una zona agrícola situada en el noroeste de México. La ciudad y los numerosos poblados distribuidos a lo largo del valle comprenden una población de 936, 826 habitantes distribuidos a lo largo de 13,700 km² (INEGI, 2015). De acuerdo con la clasificación climática de Köppen, Mexicali presenta un clima muy árido o muy seco (García, 2003). Las temperaturas locales durante el verano superan los 35°C y pueden llegar hasta los 50°C, sobre todo en los meses de julio y agosto, mientras que la temperatura mínima en invierno con frecuencia es inferior a 0°C (Ramírez-Hernández, 2006). Así mismo, Mexicali cuenta con los registros de precipitación total más baja de todo el país, pues es menor a los 50 mm al año, mientras que la evaporación potencial es de 2500 mm anuales (INEGI, 2015).

Las principales corrientes de agua superficial en Mexicali y su valle son el Río Colorado, el Río Hardy y el Río Nuevo. El primero es el proveedor del agua de la región y proporciona un volumen anual de aproximadamente 1,850 hm³ a través de la presa derivadora Morelos. La corriente del Río Hardy es producto de una combinación entre la recarga por precipitación en las faldas de las sierras Cucapah, flujos de retorno agrícola y, recientemente, ciertos volúmenes de agua residual tratada de la PTAR las Arenitas (Zamora-Arroyo y Santiago, 2010); es utilizada con fines recreativos antes de unirse al río Colorado para finalmente descargar en el alto Golfo de California. El Río Nuevo es una corriente que atraviesa la Ciudad de Mexicali y recibe agua superficial de diversos orígenes mezclada con aguas residuales tratadas de la PTAR Mexicali II (MIA, 2003). Esta es la única corriente que se dirige hacia el norte, atraviesa la frontera con U.S.A. y descarga en el Salton Sea (Ramírez-Hernández, 2006).

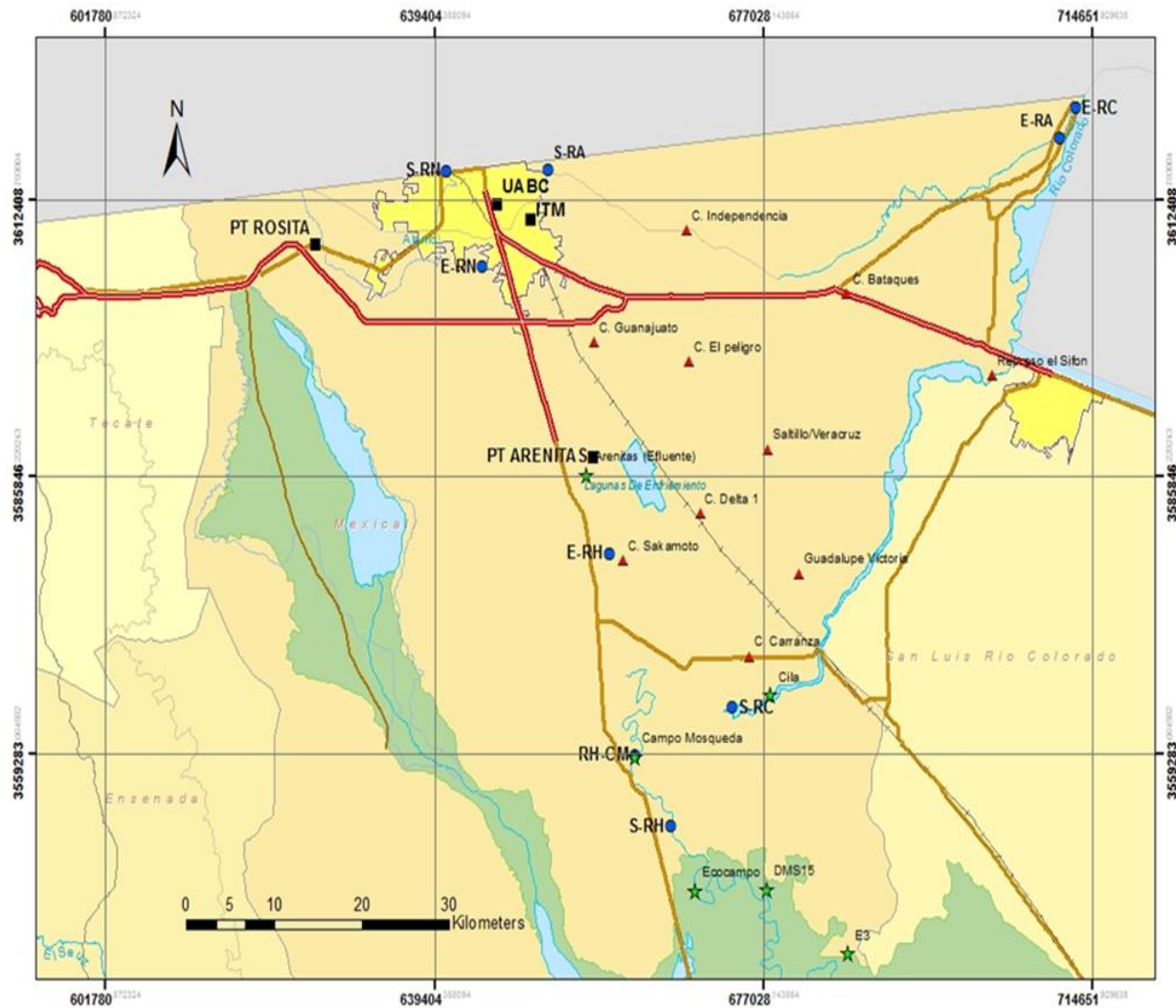


Figura 1. Ubicación del área de estudio y puntos de muestreo. ■ Plantas de tratamiento (PT), ● Ríos, ▲ Canales de riego y drenes agrícolas, ★ Otros sitios de muestreo.

Por otro lado, el sistema de riego agrícola cuenta con numerosos canales de distribución y con aproximadamente 40 drenes, los que transportan el agua de retorno de riego y, ocasionalmente, volúmenes no determinados de drenaje urbano (García-Hernández et al., 2011) hacia los cuerpos de agua superficial. Son varios los humedales que se han formado a partir de estos drenajes agrícolas. El más grande es conocido como la Ciénega de Santa Clara, el que se creó a partir del drenaje agrícola sub-superficial de la región de Yuma, Arizona (Nelson et al., 2013). Otro es el complejo del Río Hardy-El Mayor Cucapá, el que recibe retornos agrícolas del Valle de Mexicali (Sonoran Institute, 2015). Recientemente se construyó el humedal Las Arenitas con la finalidad de añadir un tratamiento biológico a los efluentes de la PTAR del mismo nombre antes de su liberación al ambiente (Zamora-Arroyo y Santiago, 2010). Todos estos humedales sustentan una vida silvestre variada y única, la que incluye especies protegidas y/o endémicas.

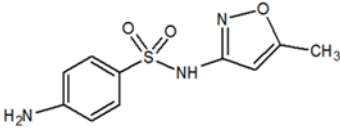
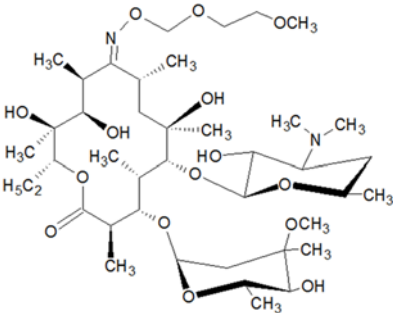
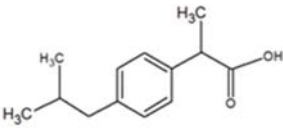
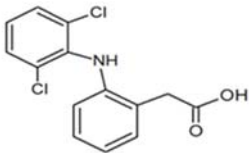
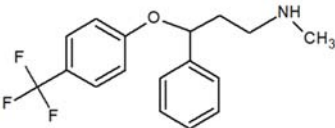
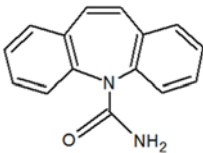
De acuerdo con el organismo estatal operador del agua, el 98% del agua residual generada en el estado recibe algún tipo de tratamiento. De ésta, solo el 30% se reutiliza en actividades industriales (CEA, 2015) mientras que el resto se envía a los cuerpos receptores antes mencionados. La comisión estatal de servicio públicos de Mexicali (CESPM) reporta en su sitio web que se cuenta con 2 sistemas de tratamiento lagunar en la Cd. de Mexicali, 3 sistemas de tratamiento en base de lodos activados (Centro de enseñanza Técnica y Superior [CETYS], Universidad Autónoma de Baja California [UABC], Instituto Tecnológico de Mexicali [ITM]) y 5 sistemas de tratamiento lagunar en el Valle de Mexicali y San Felipe (CESPM, 2015).

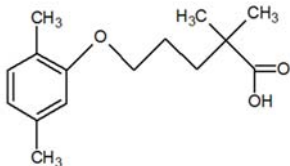
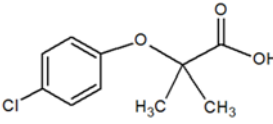
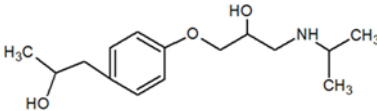
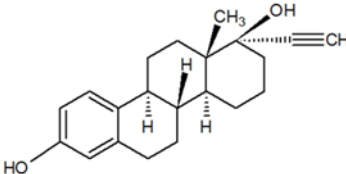
Dadas las actividades económicas y ecológicas de la región, la calidad del agua superficial resulta altamente significativa. Los parámetros fisicoquímicos más frecuentemente monitoreados en estas aguas superficiales son temperatura, conductividad eléctrica (CE), pH, turbidez y oxígeno disuelto (OD); todo esto complementado con medidas de calidad tales como el contenido de nutrientes, los sólidos totales disueltos (STD), la presencia de metales pesados, de patógenos y de algunos compuestos orgánicos relacionados a pesticidas (Romero et al., 2010; García-Hernández et al., 2009). El parámetro reportado con mayor frecuencia es la salinidad en el Río Colorado (López et al., 2012), sin embargo, concentraciones por encima de las normas establecidas para coliformes fecales, nutrientes, algunos metales pesados (mercurio, selenio, plomo) y plaguicidas organoclorados como DDE y endosulfán se han reportado en aguas superficiales a lo largo del valle (García-Hernández et al., 2011). Además, se ha determinado la ocurrencia de CPE (Urobilina, Metanfetaminas, Roxitromicina) en las aguas de los ríos Nuevo y Colorado, precisamente en la zona límite con el estado de California, U.S.A. (Jones-Lepp et al., 2012).

4.2.2 Selección de los fármacos de interés

La selección preliminar de los fármacos de interés se realizó a partir de investigación del estado del arte, tomado en consideración los reportes sobre la presencia generalizada de estos compuestos en aguas residuales y superficiales a través del planeta, la gravedad de sus efectos, reales y/o potenciales, en el ecosistema y su grado de persistencia (e.g., Caliman y Gavrilescu, 2009; Rodríguez-Gil et al., 2010; Lambropoulou y Nollet, 2014). En la selección final de los compuestos también se tomó en cuenta la generalización de su consumo local, el que se estimó a partir de información preliminar derivada de una investigación paralela llevada a cabo por la autora principal de este documento (datos no incluidos). Los compuestos elegidos fueron dos antibióticos (sulfametoxazol y roxitromicina), dos analgésicos/anti-inflamatorios (ibuprofeno y diclofenaco), un antidepresivo (fluoxetina), un anticonvulsionante (carbamazepina), dos reguladores lípidos (gemfibrozil y ácido clofíbrico), un β -bloqueador (metoprolol) y la hormona sintética 17- α etinilestradiol (Tabla 1). Para una mejor visualización, en la Tabla 1 se incluye la estructura química de los diez compuestos analizados y algunas citas relacionadas con su ocurrencia, concentraciones reportadas y/o efectos en el ambiente.

Tabla 1. Fármacos seleccionados, nombre, estructura química y ocurrencia en el ambiente.

Compuesto/Grupo	Estructura/Fórmula	Ocurrencia en el Ambiente
Sulfametoxazol Antibiótico		(Kolpin et al., 2002) Aguas Superficiales: Max. de 0.150 µg/L Aguas Residuales : 0.52-1.9 µg/L (Hirsch et al., 1999) Aguas Superficiales: Max. de 0.48 µg/L
	C₁₆H₁₉N₃O₅	
Roxitromicina Antibiótico		(Hirsch et al., 1999) E. Aguas Residuales: Max. de 1 µg/L Aguas Superficiales: Max. de 0.56 µg/L (Kolpin et al., 2002) Aguas Residuales: Max. 0.18 µg/L
	C₄₁H₇₆N₂O₁₅	
Ibuprofeno Analgésico/Antinflamatorio		(Kolpin et al., 2002) Aguas Residuales: Max. de 1 µg/L (López-Roldán, 2010) Aguas superficiales: 153 ng/L (Meritxell et al., 2006) Efl. de aguas residuales: 40-800 ng/L
	C₁₃H₁₈O₂	
Diclofenaco Analgésico/Antinflamatorio		(Ternes, 1998) Aguas Residuales: 0.81 µg/L, Efluente Aguas Residuales: 2.1 µg/L Aguas Superficiales: 1.2 µg/L (Schwaiger et al., 2004) Trucha Arcoiris: Efectos Hispatológicos crónicos.
	C₁₄H₁₀Cl₂N₂O	
Fluoxetina Antidepresivo		(Fent et al., 2006) Efectos en peces sobre el sistema nervioso central niveles acumulados de 4.3 ng/L (Henriquez, 2012) Efluente de A. residuales: 0.256-0.275 µg/L
	C₁₇H₁₈F₃NO	
Carbamazepina Anticonvulsionante		(Ternes, 1998) Aguas superficiales: >1 µg/L (Elorriaga et al., 2013) Agua superficial: 63 µg/L (Henriquez, 2012) Agua residual: 0.166-0.198 µg/L
	C₁₅H₁₂N₂O	

Gemfibrozil Regulador Lípido		(López-Roldán, 2010) Aguas Superficiales: 243 ng/L (Gibson et al., 2007) Aguas Residual: 0.64-0.68 µg/L
C₁₅H₂₂O₃		
Ácido Clofibríco Regulador Lípido		(López-Roldán, 2010) Aguas superficiales: 7 ng/L (Meritxell et al., 2006) Efluentes de aguas residuales: 20-30 ng/L Agua superficial: 10-20 ng/L
C₁₀H₁₁ClO₃		
Metoprolol β-bloqueador		(López-Roldán, 2010) Aguas Superficiales: 738 ng/L (Siemens et al., 2008) Aguas Residuales: 0.21-2.60 µg/L
C₁₅H₂₅NO₃		
17α-Etinilestradiol Hormona		(Kolpin et al., 2002) Aguas residuales: Max. de 0.183 µg/L (Sodré et al., 2007) Aguas Superficiales: 0.006-0.31 µg/L (Valdés et al., 2015) Aguas Residual Tratada: 65-187 ng/L
C₂₀H₂₄O₂		

4.2.3 Número de muestras y sitios de muestreo

Los factores que se consideraron en la determinación del número mínimo de muestras necesario para obtener un panorama general de la ocurrencia, distribución y transporte de fármacos fueron: cubrir lo mejor posible el área de la ciudad de Mexicali y su valle; representar a los diversos tipos de aguas superficiales (ríos, canales de riego, drenes y PTAR's); incluir a las principales entradas y salidas (influentes y efluentes) de agua a/de la región (Río Colorado-Presa Morelos, ríos Hardy, Nuevo y Álamo); la factibilidad de que el proceso de preparación de muestras se llevara a cabo en las instalaciones locales, considerando equipo, inversión y recursos humanos; y finalmente, que los costos y tiempos relacionados con los métodos analíticos quedaran dentro de los límites establecidos.

Un total de 26 sitios de muestreo fueron seleccionados a lo largo de la región. Estos sitios incluyen a los principales ríos, canales y drenes del Valle de Mexicali y a los influentes y efluentes de tres PTAR. Entre los sitios muestreados se encuentran, los ríos Colorado, Hardy, Nuevo y Álamo; las plantas de tratamiento de aguas residuales PTAR-UABC, PTAR-ITM y el sistema PTAR-Las Arenitas y su humedal; además de otros 10 puntos de muestreo que corresponden a canales de riego y drenes agrícolas ubicados en el Valle Mexicali (Tabla 2). La ubicación de los sitios de

muestreo se observa en el mapa de la Figura 1 mientras que su descripción y sus coordenadas de ubicación se presentan en la Tabla 2.

Tabla 2. Sitios de muestre de CPE y ubicación en Mexicali y su Valle. Abril-Mayo, 2015.

Sitio de Muestreo	Tipo de Agua	Coordenadas UTM (m)	
		X	Y
Ríos			
Río Colorado	Influente superficial	712801	3621030
Río Colorado	Efluente superficial	673474	3563560
Río Hardy	Influente residual	659439	3578297
Río Hardy	Efluente residual	666456	3552182
Río Hardy	Residual	662346	3559011
Río Nuevo	Influente residual	644976	3605799
Río Nuevo	Efluente residual	640865	3614976
Río Álamo	Influente superficial	711008	3618267
Río Álamo	Efluente superficial	652456	3615264
Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales			
PTAR UABC	Influente residual	646586	3611835
PTAR UABC	Efluente residual tratada	646593	3611832
PTAR ITM	Influente residual	650462	3610380
PTAR ITM	Efluente residual tratada	650742	3610663
PTAR Las Arenitas	Influente residual	657601	3587575
PTAR Las Arenitas	Residual tratada	657394	3587720
PTAR Las Arenitas	Efluente residual tratada	656839	3586255
Canales/Drenes			
Canal Sakamoto	Riego	661044	3577766
Canal Carranza	Riego	675505	3568565
Canal Independencia	Riego	668363	3609442
Canal El peligro	Riego	668635	3596818
Canal Ej. Guanajuato	Riego	657690	3598706
Canal Ej. Veracruz	Riego	677564	3588420
Canal Bataques	Riego	686631	3603368
Canal M. Alemán	Riego	703261	3595540
Dren Gpe. Victoria	Riego	681206	3576558
Canal Ej. Delta	Riego	669898	3582274

4.2.4 Muestreo

Se colectaron un total de 70 muestras ambientales conformadas por agua de 26 cuerpos superficiales y PTAR's (grab samples), 26 duplicados y 18 blancos de campo. Todas las muestras fueron colectadas en botellas de vidrio ámbar de 1L, previamente lavadas tres veces consecutivas con agua ultra pura y metanol y horneadas por un periodo de 4 h a 475°C. En el sitio se midieron los parámetros fisicoquímicos básicos: oxígeno disuelto, pH, conductividad eléctrica, sólidos totales disueltos, nutrientes (nitritos y nitratos) y temperatura. Las muestras fueron preservadas a 4°C a su pH natural y transportadas al laboratorio CyTSAMA de la UABC para su inmediata preparación ya que, para asegurar su estabilidad, el periodo máximo de almacenamiento es de cuatro días.

Los blancos de campo se obtuvieron siguiendo el protocolo utilizado en el Arizona Laboratory for Emerging Contaminants (ALEC) de la Universidad de Arizona, el que consiste en abrir una botella de agua calidad Cromatografía Líquida de Alta Eficacia (HPLC, por sus siglas en Inglés; marca J.T. Baker en este caso) de 1-L y vaciar su contenido a una botella ámbar de 1-L, previamente preparada, en el mismo sitio o lo más cercano posible al lugar en el que se obtuvieron la muestra y el duplicado de campo. Esto debe efectuarlo la misma persona que tomó la muestra y el duplicado y utilizando en toda ocasión los mismos guantes. Esta muestra se etiqueta como blanco de campo y es un control válido para todas las muestras provenientes de un mismo sitio (influentes y efluentes).

4.2.4.1 Desarrollo de una varilla para muestreo manual

Para la recolección de las muestras de agua en sitios de difícil acceso es necesario el uso de una varilla muestreadora (Figura 2a). Dado que no fue posible encontrar en el mercado una que se ajustara a las necesidades del proyecto, se procedió a elaborar una varilla que reuniera las siguientes condiciones: evitar la contaminación cruzada, ajustable a diferentes dimensiones de botellas (vidrio o plástico) (Figura 2b), capaz de alcanzar sitios relativamente alejados del borde de los cuerpos de agua (Figura 2c) y profundidades de al menos 2 metros.

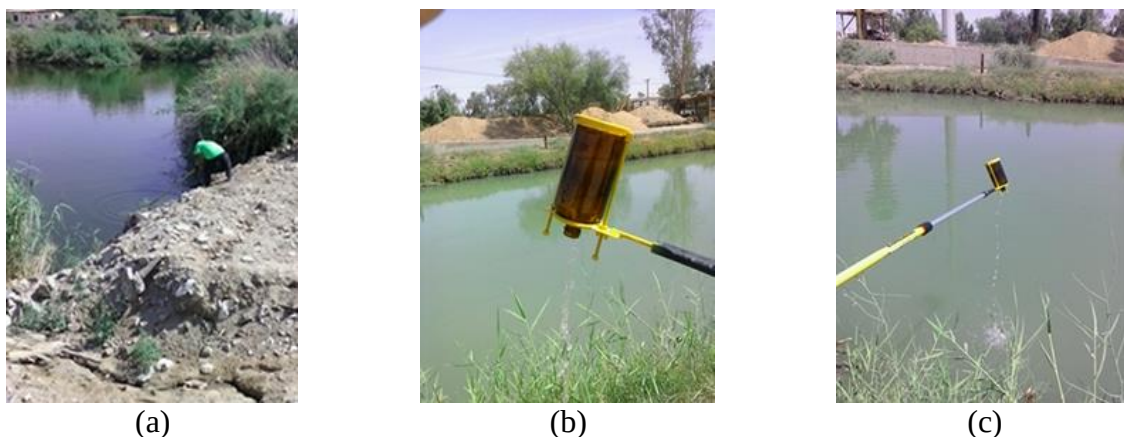


Figura 2. Varilla para muestreo manual; (a) recolección de la muestra en sitio de difícil acceso, (b) ajuste de botella, (c) extensión de la varilla.

4.2.4.2 Equipos y Materiales

Para fines didácticos, en la Tabla 3 se enlistan los equipos y materiales básicos en una campaña de colección de muestras de agua para la determinación de CPE en el ambiente.

Tabla 3. Materiales y equipos utilizados en la colección de muestras para determinación de CPE.

Equipo o material	Propósito
Botellas de vidrio ámbar de 1L	Colección y almacenamiento de muestras
Guantes	Procesos relacionados con la toma de muestras y medición de parámetros
Vaso de precipitado	Medición de parámetros fisicoquímicos
GPS	Ubicación de los sitios de muestreo
Medidores o sondas diversas	Determinación de pH, temperatura, conductividad y oxígeno disuelto
Equipos de reactivos básicos (HACH)	Medición de nutrientes y otros parámetros químicos deseables
Agua desmineralizada	Procesos de limpieza y descontaminación de los equipos
Etanol	Procesos de limpieza y descontaminación de los equipos
Bidón de desechos	Almacenaje y transporte de residuos líquidos
Toallas de papel	Secado a lo largo de todo el proceso
Marcador indeleble y cinta	Etiquetado de las botellas
Bitácora	Registro de sitios y distancias recorridas
Libreta de campo	Registro de las muestras y datos de campo
Hielera y hielo	Transporte de las muestras a 4°C

4.3 Preparación de muestras ambientales

La Extracción en Fase Sólida (SPE, por sus siglas en inglés) es el procedimiento de preparación de muestras para la cuantificación de compuestos no volátiles que son extraíbles mediante solventes orgánicos. Es el método más usual en el tratamiento y concentración de muestras acuosas para el análisis de CPE. Comprende las etapas de acondicionamiento de columna, carga de la muestra, elusión y concentración. A continuación se presenta el procedimiento ejecutado para el ejemplo discutido aquí, el que da seguimiento al protocolo reportado por Chorover et al. (2015).

4.3.1 Preparación de muestras para la determinación de CPE en Mexicali y su valle

El principal objetivo de la filtración es minimizar interferencias y evitar cualquier obstrucción durante la extracción. Las muestras fueron filtradas con un filtro de fibra de vidrio con una porosidad 0.7 μm . En el caso de que la muestra presentara una gran cantidad de sólidos suspendidos, la recomendación es cambiar los filtros tanto como sea necesario. Para este estudio, se utilizaron dos filtros en las muestras de los canales mientras que para las muestras de las PTAR y los ríos se utilizaron tres. Para evitar pérdidas de muestra, el sistema de filtración se debe alimentar en bloques de aproximadamente 15 a 20 ml ya que el filtro puede alcanzar rápidamente su máxima capacidad de retención y el agua no podrá fluir más a través de este.

Una vez filtradas, a las muestras se les agregaron 0.5 gr de ácido etilendiaminotetraacético (EDTA), con el propósito de atrapar todo metal disuelto que pueda interferir en el análisis

instrumental. Adicionalmente, un estándar interno que contiene versiones etiquetadas con deuterio (D) o ^{13}C de cada uno de los compuestos a analizar (estándar marcador), se agrega a las muestras ambientales y a los estándares de calibración antes del siguiente proceso y funge como control de ajuste por pérdidas e interferencias durante la cuantificación.

4.3.2 Extracción en fase sólida

Los cartuchos o columnas utilizados para la SPE contienen un material adsorbente (fase sólida) con balance hidrofílico-lipofílico, de fase reversa, humectable en agua y adecuado para la SPE de una gran variedad de compuestos (Waters Oasis HLB). Su composición consiste en una proporción equilibrada de dos compuestos: N-vinilpirrolidona (hidrofílica) y divinilbenceno (lipofílica) la cual optimiza la retención de los analitos polares y no polares (Silva, 2008).

El acondicionamiento de la columna consistió en humidificarla dejando pasar, mediante bombeo y en secuencia, 5ml de metanol (MeOH), 5 ml de metil-ter-butil-éter (MTBE) y 5ml de agua ultra pura LC. Con este proceso el adsorbente y sus grupos funcionales se activaron y quedaron listos para adsorber los compuestos de interés.

Para evitar la exposición de las columnas de extracción al ambiente seco, la carga de la muestra previamente filtrada y etiquetada se efectuó inmediatamente después del acondicionamiento. En cada caso se cargó 1L de muestra a una velocidad de 3-5ml/min. Las columnas se dejaron secar mediante circulación de aire durante 40 minutos, después de lo cual se procedió a efectuar la elusión de los compuestos adsorbidos. Esta se llevó a cabo añadiendo en secuencia 3 ml MeOH, 3ml de NH_4OH , 3 ml de acetonitrilo (ACN) y, por último, 3 ml de MTBE, dejando 5 minutos para secado por circulación de aire entre la adición de cada solvente. Al añadir 3 ml de MeOH para el enjuague de residuos se obtuvo un volumen final de 15 ml. Este proceso se realizó utilizando un manifold manual con capacidad para 25 cartuchos y se llevó a cabo a una tasa aproximada de 12 a 24 horas por cada tanda de entre 15 y 17 muestras.

Cada muestra se evaporó hasta un volumen final de 0.2-0.5 ml utilizando un instrumento de evaporación conocido como turbovap. Este tiene una capacidad para 50 muestras y trabaja con una corriente de nitrógeno a una presión de 5 psi en conjunto con un baño a vapor de agua ultrapura a 40 °C. Ya con el volumen requerido, cada muestra fue transferida a un vial de automuestreador para cromatografía de 2 ml. El tubo utilizado en el turbovap es enjuagado con una mezcla 50:50 MeOH-agua con lo que se obtiene un volumen final de aproximadamente 1.5 ml (Figura 3).

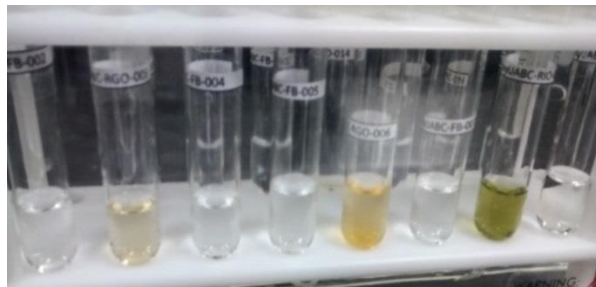


Figura 3. Tubos conteniendo muestras para cuantificación de CPE preparadas mediante el proceso de SPE.

4.3.3 Equipos y materiales

Para fines didácticos, en la Tabla 4 se enlistan los materiales básicos para la preparación de muestras ambientales en la determinación de CPE.

Tabla 4. Materiales y equipos básicos para el proceso de extracción en fase sólida.

Materiales y equipos	
Filtros de fibra de vidrio: $\leq 1 \mu\text{m}$ poro, 9 cm diámetro	Manifold manual de vacío
Adaptador de Filtro	Fuente de vacío o bomba de vacío
Matraz Kitasato 1L	Mangueras ajustables para la trampa de vacío
Embudos Buchner	Trampa de vacío con mangueras y tapas ajustables
Columnas de extracción en fase sólida de 12x15 ml	Tubos de vacío y abrazaderas
Tubos de teflón para columnas	Cilindros graduados o buretas de 10 ml
Viales cónicos 12x15 ml con tapones de rosca de teflón	Pinzas

4.4 Análisis cuantitativo

La cromatografía de líquidos acoplada a la espectrometría de masas es el método más utilizado en la cuantificación de fármacos, así como sus metabolitos y productos de transformación en el ambiente (e.g., Li et al., 2011; Lekkerkerker-Teunissen et al., 2012; Hübner et al., 2014). Esta es la técnica utilizada en la determinación de la concentración de CPE en las muestras ambientales del ejemplo aquí discutido.

4.4.1 Métodos analíticos

4.4.1.1 Cromatografía de líquidos

La cromatografía en columna fue desarrollada a principios del siglo XX por el botánico ruso Mikhail Tswett, quien la utilizó para separar varios compuestos vegetales haciéndolos pasar a través de un tubo de vidrio relleno con carbonato de calcio finamente pulverizado (Livengood, 2009). Los distintos compuestos separados aparecían como una serie de bandas coloreadas. La cromatografía en si agrupa a un conjunto importante y diverso de métodos que permite la separación, dentro de mezclas complejas, de compuestos estrechamente relacionados, lo que muchas veces es imposible por otros métodos. Por su parte, la separación por cromatografía de líquidos (LC por sus siglas en inglés) tiene preferencia sobre la cromatografía de gases debido a que ciertos compuestos tienden a degradarse durante el proceso de vaporización (Bahlmann et al., 2014), además del gasto energético extra requerido para el cambio de fase de la muestra. En la actualidad las aplicaciones de la LC se enfocan principalmente en la determinación de compuestos en concentraciones muy bajas, incluso llegando a tener la sensibilidad para detectar concentraciones menores a una decena de nanogramos por litro (e.g., Pedrouzo et al., 2011; Richardson y Ternes, 2005).

En la separación cromatográfica, la muestra se desplaza por medio de una fase móvil que puede ser un líquido, un gas o un fluido supercrítico (Skoog et al., 2001), aunque la cromatografía líquida se refiere exclusivamente a mezclas en estado líquido. Esta mezcla se hace pasar a través de una

fase estacionaria que se encuentra fija en una columna o de una superficie sólida que es inmisible en la fase móvil; de esta manera se promueve la separación de los distintos compuestos debido a su afinidad con la fase estacionaria ya que los tiempos de retención para cada compuesto dentro de la columna dependen de la misma. Aquellos compuestos con mayor afinidad con la fase estacionaria se moverán más lento y, como consecuencia, mostrarán tiempos de retención más largos. Consiguientemente, los compuestos con menor afinidad serán transportados a mayor velocidad y sus tiempos de retención serán menores por lo que serán los primeros en llegar al detector. Cada uno de los compuestos es registrado por un detector localizado al final de la columna y es identificado con base en sus tiempos de retención. Este proceso está representado en la Figura 4, en la que se observa la separación cromatográfica de una mezcla entre los componentes A y B.

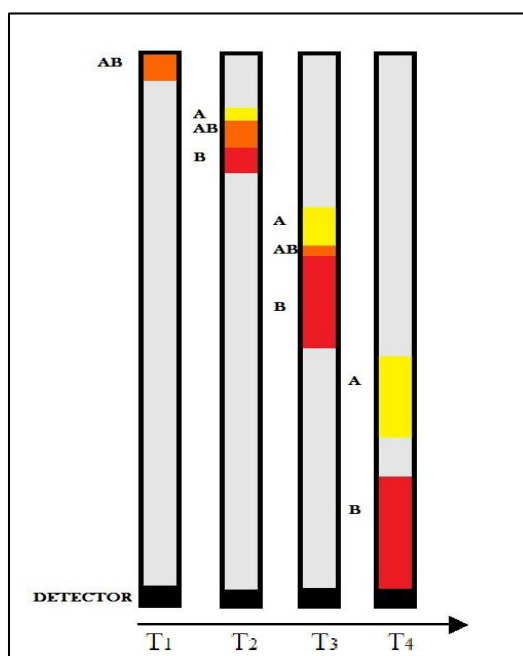


Figura 4. Separación de compuestos en columna cromatográfica. Modificada de Skoog et al. (2001).

4.4.1.2 Cromatografía líquida acoplada a espectrometría de masas (LC/MS)

Una vez que los distintos compuestos han sido separados mediante LC, la espectrometría de masas (MS) es uno de los métodos analíticos utilizados en la detección de las distintas especies contenidas en una muestra ambiental. Este método de detección es muy versátil ya que permite la detección de los distintos compuestos en una mezcla con base en sus relaciones masa/carga (m/z). La espectrometría de masas se conforma de tres fases: ionización, separación y detección, los que se describen a continuación (Skoog et al., 2001; Lacorte y Fernandez-Alba, 2006; Stashenko y Martínez, 2010). Los compuestos eluidos cromatográficamente son convertidos en iones en fase gaseosa mediante el método de ionización por electrospray (ESI por sus siglas en inglés) (Fenn et al., 1989). Este consiste en la expulsión desde la punta de un tubo capilar de la muestra a la que se le aplica una corriente eléctrica en kV. A continuación, los iones así formados se extraen, enfocan y aceleran mediante una serie de electrodos para dirigirlos hacia un analizador de masas.

El analizador de masas separa los iones basándose en la mencionada relación m/z . Cuando se efectúa el monitoreo de iones específicos preseleccionados (pesticidas, fármacos y sus metabolitos, etc.), es posible utilizar más de un analizador en una configuración conocida como *tándem*. La unión de varios analizadores incrementa la cantidad y la calidad de la información analítica obtenida, el grado de su confiabilidad y la especificidad. Uno de los acoplamientos más comunes es el de un analizador de barrido, como el cuadrupolo (Q), que mide masas nominales y no puede distinguir especies isobáricas, y un analizador de transmisión simultánea de iones, como el de tiempo de vuelo (ToF, por sus siglas en inglés), que determina masas exactas de iones e identifica la composición elemental e isotópica de un compuesto. En este tipo de *tándem* (QToF-MS), los iones son fragmentados selectivamente en la cámara de colisión. Finalmente, las señales son recibidas por el detector como una función del tiempo (tiempo de elusión) y pueden ser convertidas en espectros de masas o cromatogramas de masas. La cuantificación de los analitos se lleva a cabo comparando las áreas bajo la curva de los picos cromatográficos integrados de estándares de calibración.

Debido a su sensibilidad y sencillez, el modo de triple cuadrupolo (QqQ) es el más utilizado en el análisis de CPE en muestras de aguas naturales y residuales (Agüera et al., 2013), sin embargo, el TOF es un analizador de alta resolución en la detección de pequeñas diferencias en masas. Por lo tanto, el *tándem* QToF-MS es capaz de determinar con precisión la masa tanto de los iones precursores como la de los productos. Durante los últimos 20 años, este método ha permitido identificar y cuantificar con precisión a numerosos compuestos a partir de mezclas complejas (Anna, 2013).

4.4.2 Cuantificación de CPE en Mexicali y su valle

La cuantificación de CPE en las muestras ambientales de Mexicali y su valle se llevó a cabo en ALEC, en Tucson, AZ. Las determinaciones se realizaron utilizando cromatografía de líquidos de alta resolución UPLC System Dionex Ultimate 3000, acoplada a espectrometría de masas AB Sciex 5600 TripleTOF con electrospray como modo de ionización (UPLC-ESI-QToF-MS). El sistema fue controlado con el software Analyst TF 1.6 y los datos fueron procesados mediante la opción Multiquant 2.1.

4.4.2.1 Condiciones Instrumentales LC-MS

Para la cuantificación de los compuestos mediante UPLC-MS/MS se utilizó el software Analyst TF con el que se elaboró el método de trabajo incorporando de la literatura las energías de colisión, los iones fragmento y los tipo de carga (Tabla 5), y se calcularon las cargas mono isotópicas para cada compuesto de interés. Los cromatogramas resultantes se observaron con la opción Peak View 2.0. Finalmente, la cuantificación de analitos se realizó por monitoreo de reacciones múltiples (MRM) utilizando el software MultiQuant e integrando los picos cromatográficos de todas las inyecciones, es decir, de las muestras ambientales así como de los estándares internos y de calibración (Figura 5a). El MRM implica fragmentar intencionalmente al ion original (padre) para producir iones esperados (fragmentos o hijos) como se observa en la Figura 5b. El tiempo de

retención de los analitos fue confirmado y las curvas de calibración se inspeccionaron y ajustaron cuando fue necesario.

Tabla 5. Parámetros de los CPE incorporados en el método de trabajo.

Analito	Tipo de carga (-/+)	Iones Fragmentos (m/z)	Tiempo de Retención (min)
Sulfametoxazol	Positivo	<u>108</u> , 156	2.02
Roxitromicina	Negativo	<u>679</u> , 158	7.91
Ibuprofeno	Negativo	<u>161</u>	7.6
Diclofenaco	Negativo	<u>250</u> , 214	7.35
Fluoxetina	Positivo	<u>44</u> , 148	7.58
Carbamazepina	Positivo	<u>194</u>	6.88
Gemfibrozil	Negativo	<u>121</u> , 127	8.62
Ácido Clofibrico	Positivo	126, 85	No se encontró
Metoprolol	Positivo	<u>116</u> , 133	3.02
17a-etilnylestradiol	Negativo	<u>145</u>	8.35

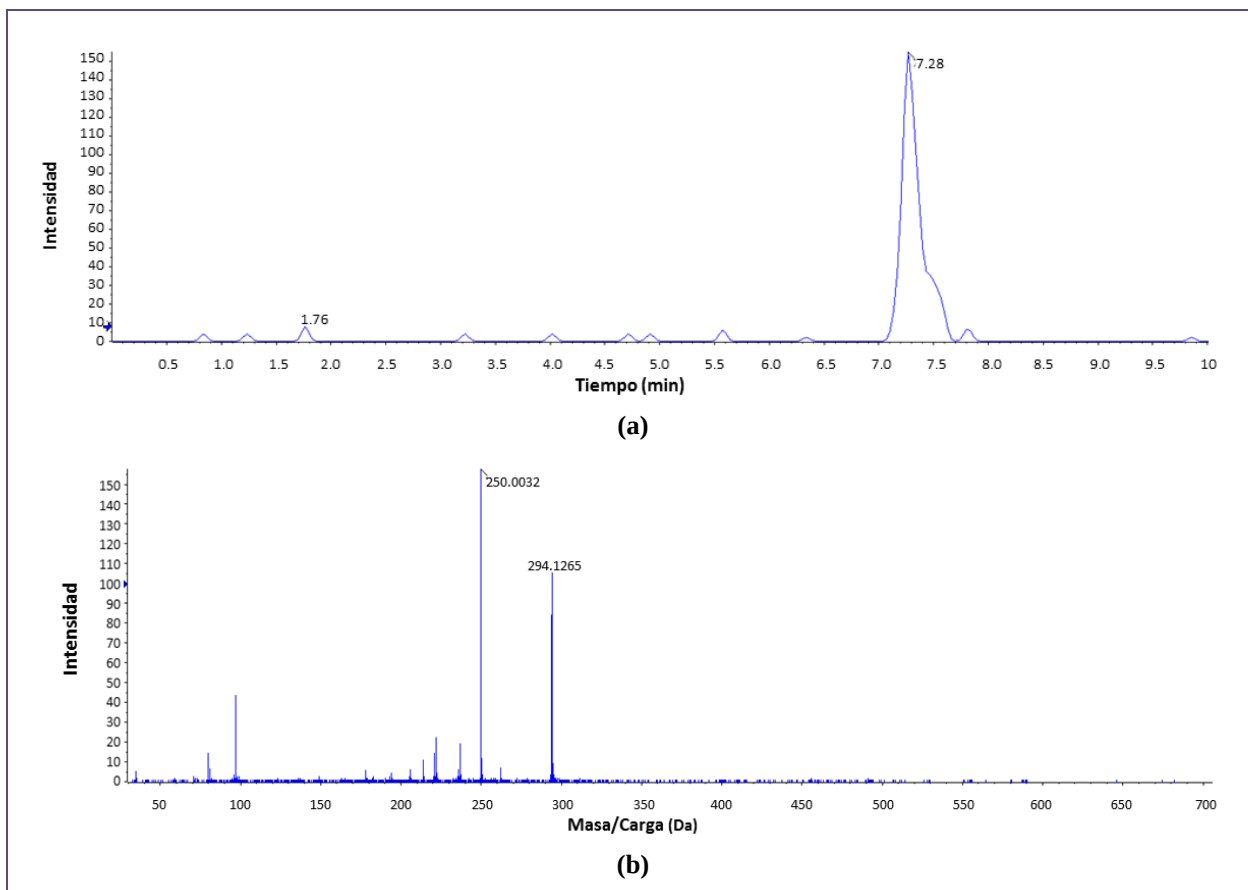


Figura 5. Ejemplo: análisis del cromatograma y espectro de masas de diclofenaco. (a) Tiempo de retención 7.17 min; (b) Ión fragmento 250.003 y ión padre 294.1260.

Las muestras ambientales, blancos de campo, blancos de laboratorio, estándares de calibración y estándares internos de control de recuperación fueron inyectados desde los viales de 2 ml del automuestreador. Los compuestos que conforman el estándar marcador (Tabla 6) fueron agregados a todas las muestras ambientales antes de la SPE y a los estándares de calibración hasta una concentración final de 50 ppt. Cada muestra fue inyectada 3 veces en el UPLC-MS/MS. Los analitos de interés fueron separados en los modos positivo y negativo (ESI) mediante los siguientes gradientes de fase cromatográfica móvil (0.3 ml/min): (1) modo positivo, 0.1% de ácido fórmico en metanol que incrementó de 0 a 25% en 0.5 min, de 25 a 85% en 4.5 min y de 85 a 100% en 0.1 min, en donde se mantuvo constante por 3.7 min para finalmente caer hasta 25% en 0.2 min y permanecer en equilibrio por 5 min con 0.1% de ácido fórmico en agua; (2) modo negativo, 2 mM NH₄OAc en MeOH al que se aplicaron los mismos tiempos y gradientes cromatográficos usados en el modo positivo con 2mM NH₄OAc 95:5 agua con metanol. Todos los solventes utilizados fueron grado LC-MS. Las temperaturas de trabajo fueron de 10 °C en el automuestreador y de 30 °C dentro de la columna y el tiempo de análisis fue de aproximadamente 14 minutos para cada inyección. El equipo QToF se programó para que se calibrara automáticamente mediante la inyección de una solución de calibración aproximadamente cada dos horas.

Tabla 6. Compuestos en el estándar interno isotópicamente marcados con ¹³C o deuterio (marcador).

Forma isotópica del compuesto de interés
Sulfamethoxazole- ¹³ C ₆
Roxithromicin-d ₇
Ibuprofen (racemic, d ₃)
Diclofenac-d ₄
Fluoxetine-d ₆
Carbamazepine- ¹³ C ₆
Gemfibrozil-d ₆
Ácido clofibrico-d ₄
Metoprolol-d ₇
17a-ethynyl estradiol-d ₄

4.5 Ocurrencia de fármacos en Mexicali y su valle

Se determinó que 26 sitios de muestreo son suficientes para establecer la ocurrencia de fármacos en el ambiente acuoso superficial de Mexicali y su valle. Las muestras de campo se colectaron siguiendo un método no estadístico, el que se ajustó mejor a las condiciones de la investigación.

Se aplicó el método analítico SPE-ESI-HPLC-MS/MS en la preparación de muestras y en la identificación y cuantificación de productos farmacéuticos (antibióticos, analgésicos, psiquiátricos, β-bloqueadores, reguladores lípidos, etc.) en los principales cuerpos de agua superficial y PTAR's de la región, y se obtuvieron los cromatogramas correspondientes. Los resultados preliminares confirman la presencia de fármacos y hormonas en las aguas superficiales

del sitio de estudio y su valle circundante. El método aquí presentado resultó adecuado para la cuantificación de los fármacos analizados.

4.6 Resumen y reflexiones finales

En la actualidad, la comunidad científica ha manifestado gran interés en los compuestos de preocupación emergente, principalmente en aquellos que se derivan de productos de uso común y que generalmente se hacen presentes en los sistemas acuáticos. Hasta la fecha se ha logrado demostrar algunos de los efectos nocivos de los CPE en el ambiente, los cuales suelen ser irreversibles en organismos acuáticos, y se especula sobre sus efectos en los seres humanos. Por lo anterior, el propósito de este trabajo fue presentar los fundamentos y prácticas metodológicas utilizadas en un caso de estudio sobre la ocurrencia de productos farmacéuticos en aguas superficiales en una ciudad y su zona rural circundante.

La secuencia metodológica, enfoque de este documento, abarcó tres etapas fundamentales: selección y colección de muestras ambientales, preparación de las muestras y análisis cuantitativo. Se discutieron los criterios para la selección de productos farmacéuticos de interés, la ubicación de los sitios de muestreo, la requisición de material y equipo, la colección de muestras y la medición de los principales parámetros físicoquímicos o de campo. Se presentaron los detalles de una primera campaña de muestreo, la que se planeó para reflejar las condiciones ambientales de primavera de 2015. Se describieron los fundamentos de la preparación de las muestras por extracción de fase sólida y de la cuantificación por HPLC-QToF-MS realizada en el Laboratorio de Contaminantes Emergentes de la Universidad de Arizona.

Sin duda, de acuerdo con la revisión minuciosa del estado del arte en la que se ha trabajado durante el transcurso de esta investigación, existe una gran variedad de prácticas metodológicas para la determinación de fármacos en diferentes matrices ambientales. Ciertamente, el método difiere dependiendo de las características y propiedades químicas de los compuestos de interés, de los factores ambientales que los rodean, y de los instrumentos de medición de los que se dispone para el análisis e interpretación de los datos. Sin embargo, es deseable desarrollar metodologías que incluyan factores tales como el metabolismo, la toxicidad y la biodegradabilidad de los compuestos, las que resultarían de gran valor para obtener una idea concreta sobre la ecotoxicidad y los riesgos ambientales por contaminación de fármacos.

Referencias

- Agüera, A., Martínez Bueno, M. J. y Fernández-Alba, A. R. (2013), 'New trends in the analytical determination of emerging contaminants and their transformation products in environmental waters', *Environmental science and pollution research international*, 20(6), pp. 496-515.
- Anna, R. (2013), 'Mass spectrometry for the analysis of protein lactosylation in milk products', *FRIN*, 54(1), pp. 998-1000.

- Bahlmann, A., Brack, W., Schneider, R. J. y Krauss, M. (2014), 'Carbamazepine and its metabolites in wastewater: Analytical pitfalls and occurrence in Germany and Portugal', *Water Research*, 57, pp. 104-114.
- Baltazar, E.-A. E., Petia, M.-N., Gabriela, M.-C., Gabriela, M.-M., Norma, R.-S. y Manuel, S.-Z. (2013), 'Presencia y tratamiento de compuestos disruptores endócrinos en aguas residuales de la Ciudad de México empleando un biorreactor con membranas sumergidas', *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 14, pp. 275-284.
- Barceló, D. (2003), 'Emerging pollutants in water analysis', *Trends in Analytical Chemistry*, 22 (10), pp. xiv-xvi.
- Barceló, D., Ayora, C., Carrera, J., Castaño, S., Folch, M., García Calvo, E., Gómez-Alday, J. J., Guasch, H., Jofre, J. y Lema, J. M. (2008), *Aguas continentales. Gestión de recursos hídricos, tratamiento y calidad del agua*, Consejo Superior de Investigación Científica, 276 p. ISBN: 978-84-00-08664-0
- Brandt, E. M., de Queiroz, F. B., Afonso, R. J., Aquino, S. F. y Chernicharo, C. A. (2013), 'Behaviour of pharmaceuticals and endocrine disrupting chemicals in simplified sewage treatment systems', *Journal of Environmental Management*, 128, pp. 718-726.
- Caldas, S. S., Bolzan, C. M., Guilherme, J. R., Silveira, M. A. K., Escarrone, A. L. V. y Primel, E. G. (2013), 'Determination of pharmaceuticals, personal care products, and pesticides in surface and treated waters: method development and survey', *Environmental Science and Pollution Research*, 20, pp. 5855-5863.
- Caliman, F. A. y Gavrilescu, M. (2009), 'Pharmaceuticals, personal care products and endocrine disrupting agents in the environment—a review', *Clean–Soil, Air, Water*, 37(4-5), pp. 277-303.
- Cantoni, N. (2009), *Técnicas de muestreo y determinación del tamaño de la muestra en investigación cuantitativa* [en línea]. Disponible en: http://www.sai.com.ar/metodologia/rahycs/rahycs_v7_n2_06.htm (consultado: 8 de Julio 2015).
- Castro Ríos, A. (2007), *Aplicación de la cromatografía líquida acoplada a la espectrometría de masas en tandem a la determinación de antidepresivos en plasma y fluido oral*, Tesis de Doctorado, Departamento de A. P. y Ciencias Forenses, Universidad Santiago de Compostela.
- CEA (2015) *Comisión Estatal del Agua. Uso del Agua Residual Tratada* [en línea]. Disponible en: https://www.cespe.gob.mx/otros_docs%5C5to_Ciclo_Conferencias%5Cconferencia_1.pdf (consultado: 10 Agosto 2015).
- CESPM (2015), *Comisión Estatal de Servicios Públicos de Mexicali. Plantas potabilizadoras* [en línea]. Disponible en: <http://www.cespm.gob.mx/plantaspot.html> (consultado: 10 de Agosto 2015).
- Chorover, J., Abrell, L., Wickramasekara, S., Hernández-Ruiz, S., Kahl, A. y Arnold, R. (2015), *Detection and Quantification of EDC/PPCPs in Waters Containing Organic Matter*, Web Report 4269, Water Research Foundation, pp. 64 [en línea]. Disponible en: <http://www.waterrf.org/Pages/Projects.aspx?PID=4269> (consultado: julio de 2016).
- Cleuvers, M. (2003), 'Aquatic ecotoxicity of pharmaceuticals including the assessment of combination effects', *Toxicology Letters*, 142, pp. 185-194.

- Cleuvers, M. (2004), 'Mixture toxicity of the anti-inflammatory drugs diclofenac, ibuprofen, naproxen, and acetylsalicylic acid', *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59, pp. 309-315.
- Elorriaga, Y., Marino, D. J., Carriquiriborde, P. y Ronco, A. E. (2013), 'Screening of pharmaceuticals in surface water bodies of the Pampas region of Argentina', *International Journal of Environment and Health*, 6, pp. 330-339.
- Fenn, J. B., Mann, M., Meng, C. K., Wong, S. F. y Whitehouse, C. M. (1989), 'Electrospray ionization for mass spectrometry of large biomolecules', *Science*, 246(4926), pp. 64-71.
- Fent, K., Weston, A. A. y Caminada, D. (2006), 'Ecotoxicology of human pharmaceuticals', *Aquatic Toxicology*, 76, pp. 122-159.
- Ferrari, B. t., Paxéus, N., Giudice, R. L., Pollio, A. y Garric, J. (2003), 'Ecotoxicological impact of pharmaceuticals found in treated wastewaters: study of carbamazepine, clofibric acid, and diclofenac', *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 55, pp. 359-370.
- García-Hernández, J., Romero-Hernández, S. y Cadena-Cárdenas, L. (2009), *Monitoring water quality for human users and the environment in the Hardy River, Baja California, Mexico. Phase II*, Reporte Final (ID 20,037), Comisión de Cooperación Ecológica Fronteriza, 30 p.
- García-Hernández, J., Valdés-Casillas, C., Cadena-Cárdenas, L., Romero-Hernández, S., Silva-Mendizábal, S., González-Pérez, G., Leyva-García, G. N. y Aguilera-Márquez, D. (2011), 'Humedales artificiales como un método viable para el tratamiento de drenes agrícolas', *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 1, pp. 97-111.
- García, A. d. M., Enriqueta (2003), 'Distribución de la precipitación en la República Mexicana', *Investigaciones Geográficas*, 50, pp. 67-76.
- Gibson, R., Becerril-Bravo, E., Silva-Castro, V. y Jiménez, B. (2007), 'Determination of acidic pharmaceuticals and potential endocrine disrupting compounds in wastewaters and spring waters by selective elution and analysis by gas chromatography-mass spectrometry', *Journal of Chromatography A*, 1169, pp. 31-39.
- Gómez, M., Agüera, A., Mezcua, M., Hurtado, J., Mocholí, F. y Fernández-Alba, A. (2007), 'Simultaneous analysis of neutral and acidic pharmaceuticals as well as related compounds by gas chromatography-tandem mass spectrometry in wastewater', *Talanta*, 73, pp. 314-320.
- Gómez, M., Gómez-Ramos, M., Malato, O., Mezcua, M. y Fernández-Alba, A. (2010), 'Rapid automated screening, identification and quantification of organic micro-contaminants and their main transformation products in wastewater and river waters using liquid chromatography-quadrupole-time-of-flight mass spectrometry with an accurate-mass database', *Journal of Chromatography A*, 1217, pp. 7038-7054.
- Halling-Sorensen, B., Nors Nielsen, S., Lanzky, P. F., Ingerslev, F., Holten Lützhøft, H. C. y Jørgensen, S. E. (1998), 'Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment- A review', *Chemosphere*, 36, pp. 357-393.
- Henríquez, V. D. (2012), *Presencia de contaminantes emergentes en aguas y su impacto en el ecosistema estudio de caso: Productos farmacéuticos en la cuenca del río Biobío, región del Biobío, Chile*, Tesis de Maestría, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile.
- Hirsch, R., Ternes, T., Haberer, K. y Kratz karl-ludwing. (1999), 'Occurrence of antibiotics in the aquatic environment', *The Science of the Total Environment*, 225, pp. 109-118.
- Hirsch, R., Ternes, T. A., Haberer, K. y Kratz, K. L. (1996), 'Determination of Betablockers and b-sympathomimetics in the aquatic environment', *Vom Wasser*, 87, pp. 263-274.

- Hübner, U., Seiwert, B., Reemtsma, T. y Jekel, M. (2014), 'Ozonation products of carbamazepine and their removal from secondary effluents by soil aquifer treatment—indications from column experiments', *Water Research*, 49, pp. 34-43.
- Iannacone, J. y Alvareño, L. (2009), 'Evaluación del riesgo acuático de siete productos farmacéuticos sobre *Daphnia magna*', *Ecología Aplicada*, 8, pp. 71-80.
- INEGI (2015) *Instituto Nacional de Estadística y Geografía* [en línea]. Disponible en: <http://www.inegi.org.mx/> (consultado: 10 de Agosto 2015).
- Jones-Lepp, T. L., Sanchez, C., Alvarez, D. A., Wilson, D. C. y Taniguchi-Fu, R. L. (2012), 'Point sources of emerging contaminants along the Colorado River Basin: source water for the arid Southwestern United States', *Science of the Total Environment*, 430, pp. 237-45.
- Kolpin, D. W., Furlong, E. T., Meyer, M. T., Thurman, E. M., Zaugg, S. D., Barber, L. B. y Buxton, H. T. (2002), 'Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in US streams, 1999-2000: A national reconnaissance', *Environmental Science & Technology*, 36, pp. 1202-1211.
- Lacorte, S. y Fernandez-Alba, A. R. (2006), 'Time of flight mass spectrometry applied to the liquid chromatographic analysis of pesticides in water and food', *Mass Spectrometry Reviews*, 25(6), pp. 866-880.
- Lambropoulou, D. A. y Nollet, L. M. (eds.) (2014), *Transformation products of emerging contaminants in the environment: Analysis, processes, occurrence, effects and risks*. John Wiley & Sons.
- Lekkerkerker-Teunissen, K., Benotti, M. J., Snyder, S. A. y van Dijk, H. C. (2012), 'Transformation of atrazine, carbamazepine, diclofenac and sulfamethoxazole by low and medium pressure UV and UV/H₂O₂ treatment', *Separation and Purification Technology*, 96, pp. 33-43.
- Li, Z., Fenet, H., Gomez, E. y Chiron, S. (2011), 'Transformation of the antiepileptic drug oxcarbazepine upon different water disinfection processes', *Water Research*, 45, pp. 1587-1596.
- Livengood, J. (2009), 'Why was MS Tswett's chromatographic adsorption analysis rejected?', *Studies in History and Philosophy of Science Part A*, 40(1), pp. 57-69.
- López-Roldán, G. M., Petrovic Mira, Martín-Alonso Jordi, Barceló Damiá (2010), 'Advanced monitoring of pharmaceuticals and estrogens in the Llobregat River basin (Spain) by liquid chromatography-triple quadrupole-tandem mass spectrometry in combination with ultra performance liquid chromatography- time of flight-mass spectrometry', *Chemosphere*, 80, pp. 1337-1344.
- López, P. M., Gutiérrez, R. J. y Rodríguez, R. A., 'Análisis del efecto de la salinidad de las aguas superficiales del Río Colorado en proyectos donde se involucran las entregas de agua para México', XXII Congreso Nacional de Hidráulica, *Asociación Mexicana de Hidráulica*, Acapulco, Guerrero, 7 al 9 de Noviembre 2012.
- Meffe, R. y de Bustamante, I. (2014), 'Emerging organic contaminants in surface water and groundwater: A first overview of the situation in Italy', *Science of The Total Environment*, 481, pp. 280-295.
- Mendoza, A., de Alda, M. L., González-Alonso, S., Mastroianni, N., Barceló, D. y Valcárcel, Y. (2014) 'Occurrence of drugs of abuse and benzodiazepines in river waters from the Madrid Region (Central Spain)', *Chemosphere*, 95, pp. 247-255.
- Meritxell, G., Petrovic, M. y Barcelo, D. (2006), 'Development of a multi-residue analytical methodology based on liquid chromatography-tandem mass spectrometry (LS-MS/MS) for

- screening and trace level determination of pharmaceutical in surface and wastewater', *Talanta*, 70, pp. 678-690.
- Miege, C., Choubert, J. M., Ribeiro, L. y Eusebe, M. (2009), 'Fate of pharmaceutical and personal care products in wastewater treatment plants-conception of a database and first results', *Environmental Pollution*, 157.5, pp. 1721-1726.
- Nelson, S. M., Fielding, E. J., Zamora-Arroyo, F. y Flessa, K. (2013), 'Delta dynamics: Effects of a major earthquake, tides, and river flows on Ciénega de Santa Clara and the Colorado River Delta, Mexico', *Ecological Engineering*, 59, pp. 144-156.
- Nunes, B., Carvalho, F. y Guilhermino, L. (2004), 'Acute and chronic effects of clofibrate and clofibric acid on the enzymes acetylcholinesterase, lactate dehydrogenase and catalase of the mosquitofish, *Gambusia holbrooki*', *Chemosphere*, 57, pp. 1581-1589.
- Pedrouzo, M., Borrull, F., Pocurull, E. y Marcé, R. M. (2011), 'Presence of pharmaceuticals and hormones in waters from sewage treatment plants', *Water, Air, & Soil Pollution*, 217, pp. 267-281.
- Ramírez-Hernández, J. (2006), *Una visión de la problemática ambiental de Mexicali y su valle: elementos para su gestión*, UABC, Mexicali, Baja California, 202 p.
- Richardson, S. D. y Ternes, T. A. (2005), 'Water analysis: emerging contaminants and current issues', *Analytical Chemistry*, 77(12), pp. 3807-3838.
- Rodríguez-Gil, J. L., Catalá, M., Alonso, S. G., Maroto, R. R., Valcárcel, Y., Segura, Y. y Martínez, F. (2010), 'Heterogeneous photo-Fenton treatment for the reduction of pharmaceutical contamination in Madrid rivers and ecotoxicological evaluation by a miniaturized fern spores bioassay', *Chemosphere*, 80(4), pp. 381-388.
- Romero, S., García, J., Valdez, B. y Vega, M. (2010), 'Calidad del Agua para Actividades Recreativas del Río Hardy en la Región Fronteriza México-Estados Unidos', *Información Tecnológica*, 21(5), pp. 69-78.
- Schwaiger, J., Ferling, H., Mallow, U., Wintermayr, H. y Negele, R. D. (2004), 'Toxic effects of the non-steroidal anti-inflammatory drug diclofenac: Part I: histopathological alterations and bioaccumulation in rainbow trout', *Aquatic Toxicology*, 68, pp. 141-150.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2003), *Manifestación del Impacto Ambiental (MIA) del Proyecto: Saneamiento y Análisis Financiero del Sistema de Agua Potable y Drenaje de Mexicali, Baja California*. [en línea]. Disponible en: <http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/bc/estudios/2003/02BC2003H0014.pdf> (consultado: 10 de Agosto 2015).
- Siemens, J., Huschek, G., Siebe, C. y Kaupenjohann, M. (2008), 'Concentrations and mobility of human pharmaceuticals in the world's largest wastewater irrigation system, Mexico City-Mezquital Valley', *Water Research*, 42, pp. 2124-2134.
- Silva, C. V. (2008) *Evaluación de contaminantes emergentes en fuentes de abastecimiento en el valle de Tula*, Tesis de Maestría, Instituto de Ingeniería, UNAM, Universidad Autónoma de México.
- Skoog, D. A., Holler, F. J., Nieman, T. A. y Gómez, M. d. C. M. (2001) *Principios de análisis instrumental*, McGraw-Hill España.
- Sodré, F., Montagner, C., Locatelli, M. y Jardim, W. (2007), 'Ocorrência de interferentes endócrinos e produtos farmacêuticos em águas superficiais da região de Campinas (SP, Brasil)', *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, 2, pp. 187-196.
- Sonoran Institute (2015), *Colorado river delta restoration Project. A plan of action* [en línea]. Disponible en: http://www.sonoraninstitute.org/component/docman/doc_view/1302-

- [colorado-river-delta-project-a-plan-of-action-prospectus.html](#) (Consultado: 10 Agosto 2015).
- Stashenko, E. y Martínez, J. R. (2010), 'GC-MS: Más de un analizador de masas, ¿para qué', *Scientia Chromatographica*, 2(4), pp. 33-59.
- Ternes, T., Kormos, J. y Schulz, M. (2009), 'Occurrence and fate of pharmaceuticals in the environment', *Toxicology Letters*, 189, Supplement, pp. S33.
- Ternes, T. A. (1998), 'Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers', *Water Research*, 32, pp. 3245-3260.
- Valdés, M. E., Marino, D. J., Wunderlin, D. A., Somoza, G. M., Ronco, A. E. y Carriquiriborde, P. (2015), 'Screening Concentration of E1, E2 and EE2 in Sewage Effluents and Surface Waters of the "Pampas" Region and the "Río de la Plata" Estuary (Argentina)', *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 94, pp. 29-33.
- Zamora-Arroyo, F. y Santiago, E. (2010), *Diseño de un humedal artificial para tratamiento del efluente de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Las Arenitas, Mexicali, Baja California*, Reporte Final (ID 20,069), Comisión de Cooperación Ecológica Fronteriza, 158 p.
- Zuccato, E., Castiglioni, S., Fanelli, R., Reitano, G., Bagnati, R., Chiabrando, C., Pomati, F., Rossetti, C. y Calamari, D. (2006), 'Pharmaceuticals in the environment in Italy: causes, occurrence, effects and control', *Environmental Science and Pollution Research*, 13, pp. 15-21.

5 Determinación de metales pesados en partículas sedimentables en muestras de polvo urbano, hojas y muestras acuosas

Rocío Bojórquez-Aguilar¹, Mafalda Argüelles-Mier¹, Jaime A. Reyes-López¹, Roumen Slatev¹, Fernando A. Solís-Domínguez², M. Socorro Romero-Hernández¹, Aseneth Herrera-Martínez², Margarita Stoytcheva¹, Brandon L. Morales-Tinajero², Francia C. Gómez-Pérez²

¹*Instituto de Ingeniería. Universidad Autónoma de Baja California*

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

5.1 Introducción

Los metales pesados forman parte de la corteza terrestre y se pueden convertir en contaminantes si su distribución en el ambiente se altera por actividad antropogénica. En general esto ocurre durante la extracción minera, el beneficio de productos mineros o por la liberación al ambiente de efluentes industriales y emisiones vehiculares. Además, la inadecuada disposición de residuos metálicos también ha ocasionado la contaminación del suelo, del agua subterránea y de ambientes acuáticos superficiales que son fuentes naturales de abastecimiento de agua para consumo humano, animal y/o para el riego de cultivos de interés comercial (SEMARNAT, 2009; Alejo, 2004). Aún más, la contaminación por metales pesados en el suelo, aire y agua trae consigo graves afectaciones a la salud pública. Dado que el agua y el polvo urbano (mezcla de partículas finas del suelo y otros componentes inorgánicos, orgánicos y biológicos en las ciudades) son medios significativos de contacto entre las personas y los metales pesados, el obtener datos sobre la concentración de metales en el ambiente, permite tomar decisiones sobre prevención de enfermedades relacionadas a su presencia. El polvo urbano puede ser capturado del aire vía contacto por las hojas de las plantas. Así, para evaluar la cantidad de metales en el ambiente urbano se mide la cantidad de metales en el polvo capturado por las hojas de las plantas a alturas menores de 1.5 m, que es la fracción respirable de la contaminación (Bautista *et al.*, 2011).

Los metales más comúnmente relacionados con la contaminación del medio ambiente, tanto en el polvo urbano como en las aguas naturales, son níquel, arsénico, cromo, cobalto, plomo, manganeso y berilio, algunos de ellos presentes en diversos estados de oxidación. Como ya se mencionó, éstos son elementos naturales de la corteza terrestre, los que pueden ser removidos y transportados en el agua cuando ésta atraviesa rocas que los contienen en abundancia (Alejo 2004). También, de forma natural, son parte del suelo ya que estos provienen de la desintegración de las rocas de la corteza y por lo tanto del polvo urbano que contiene partículas finas del suelo. Sin embargo, las actividades antropogénicas cada día contribuyen más a la adición de este tipo de contaminantes al ambiente. Por ejemplo, la presencia de Cu y Zn en polvo puede indicar la depositación y contribución de

partículas de neumáticos por el desgaste de los mismos. De la misma forma, el Pb podría ser generado en el escape de los autos (Lu *et al.*, 2007 en: Ram *et al.*, 2014). La presencia de Mn, Cu y Zn en zonas periurbanas, puede deberse al uso de plaguicidas, la detección de Al y Fe puede deberse a un origen geológico del material analizado (Majumder *et al.*, 2009 en: Ram *et al.*, 2014), mientras que el acero y otras aleaciones son originados por la industria (Ram *et al.*, 2014). De este modo, los polvos urbanos contienen metales pesados y otros elementos tóxicos que, como material particulado (PM, por sus siglas en inglés), se acumulan en la superficie del terreno (natural o pavimentado) y de otros sólidos (e.g. hojas de plantas) (Cejudo *et al.*, 2015). Actualmente la forma de cuantificar dicho material normativamente se engloba en el análisis de las partículas de tamaño inferior a 10 μm (PM 10) y no separa a las partículas de menor tamaño, como las de 2.5 μm o menos (PM 2.5), que se producen principalmente durante la combustión y que presentan una mayor biodisponibilidad y, por lo tanto, un mayor peligro potencial para la salud (World Health Organization 2005). Adicionalmente, es necesario considerar aspectos antropogénicos tales como el flujo vehicular, ya que éste impide la sedimentación de las partículas más pequeñas, por lo que es más probable encontrar partículas gruesas en el suelo y las más finas en el follaje de árboles y plantas (Nowak *et al.*, 2006; Ram *et al.*, 2012; Ram *et al.*, 2014). Por otro lado, se sabe que en la República Mexicana existen fuentes significativas de aguas naturales que, desafortunadamente, contienen metales pesados provenientes ya sea de actividades industriales o de procesos naturales (Wyatt *et al.*, 1998; Razo *et al.*, 2004).

Existe evidencia, tanto en países desarrollados como en vías de desarrollo, de que el material particulado causa efectos adversos a la salud, siendo los más recurrentes los impactos al sistema respiratorio y cardiovascular, sobre todo en los niños (Harrison y Yin 2000 en: Zhang *et al.*, 2012). Para las partículas PM 2.5, el límite aceptable de concentración es de entre 3 y 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, tanto en los Estados Unidos como en Europa occidental. Las partículas fibrosas con longitudes menores a 10-20 μm y diámetros menores a 0.5-1 μm viajan aeróbicamente hacia lo profundo de los alvéolos, depositándose en ellos (Holland y Smith 2001). Además las partículas fibrosas largas son más patogénicas que las cortas, dado que estas últimas son más fáciles de eliminar por los macrófagos (Holland y Smith 2001; Van Oss *et al.*, 1999; Davis *et al.*, 1991). Por otro lado, se ha encontrado que algunos de los elementos metálicos ya mencionados tienen el potencial de ser cancerígenos. La ingestión de estos metales causa problemas que afectan a la salud y, dependiendo de su estado de oxidación, pueden llegar a ser mortales, como el caso del consumo de cantidades mayores a 50 microgramos de arsénico (III). La Norma Oficial Mexicana NOM-201-SSA1-2002, indica los límites permisibles de concentraciones de metales pesados presentes en el agua potable, estableciendo para el arsénico un intervalo de 10 a 20 $\mu\text{g}/\text{L}$ (DOF, 2002).

En cuanto a la caracterización, una entidad adecuada para estimar la concentración de metales en el aire la constituye el polvo urbano, tanto el depositado en los caminos como el depositado en el follaje; además, su perfil elemental y mineralógico permite determinar sus fuentes de origen (Ram *et al.*, 2014). Para una completa caracterización de metales en partículas sedimentables generalmente se utilizan métodos geoquímicos, mineralógicos y microestructurales (Blaha *et al.*, 2008; Vassilev y Vassileva 2007; Vassilev *et al.*, 2005; Veneva *et al.*, 2004; Zhang *et al.*, 2009;

Zhang *et al.*, 2012). De éstos, el análisis geoquímico es muy útil para determinar las fuentes de metales pesados presentes en los diversos reservorios ambientales (Al-Khashman 2004; Baneerjee 2003 en: Zhang *et al.*, 2012). También es importante realizar un análisis de biodisponibilidad (especiación química) de los metales que incluya la forma química en que se encuentren en el ambiente; esto es, si se encuentran libres o formando complejos con un ligando (Roberts *et al.*, 2005). En cuerpos de aguas superficiales se ha considerado efectuar mediciones para determinar la concentración de los mismos de manera in-situ con la ayuda de métodos analíticos avanzados.

Luego entonces, es importante conocer la concentración de dichos metales en el ambiente para obtener una idea clara del nivel de exposición a la que se sujetan los organismos vivos. Esto permite tomar medidas preventivas y correctivas que contribuyan a la protección de la salud pública, evitando riesgos de contraer enfermedades epidérmicas, gastrointestinales y cáncer, entre otros. De este modo, en este capítulo se presentan dos metodologías: una para evaluar las características fisicoquímicas y biodisponibilidad de metales pesados en polvos urbanos y hojas de árboles, poniendo como ejemplo un estudio de caso en una zona urbana; la otra, para medir *in-situ*, gracias a su elevada resolución, las concentraciones de metales pesados en cuerpos de agua superficial mediante un método sencillo, sensible y de costo accesible denominado Voltametría diferencial de pulsos alternativos (DAPV, por sus siglas en inglés).

5.2 Metodología para la extracción de metales pesados en muestras de polvo urbano y hojas de árboles

El objetivo de esta sección es el de presentar la metodología utilizada en un caso de estudio para determinar la especiación química de los metales pesados en los polvos urbanos, lo que a su vez permite obtener información sobre su biodisponibilidad y su potencial riesgo para la salud humana y ambiental. También se describe el proceso para extraer la concentración total de metales pesados en hojas de árboles, las que actúan como acumuladoras proporcionando una forma de caracterizar metales transportados por el aire. Para ello, se deben coleccionar muestras de polvo y hojas de árboles de diferentes sitios, dentro de la mancha urbana, elegidos al azar mediante un muestreo aleatorio estratificado. Una vez llevadas las muestras al laboratorio, se realiza la extracción de diversas fracciones (hidrosoluble, intercambiable, enlazada a materia orgánica y residual), con la finalidad de analizar la especiación o cuantificación química, según sea el caso, de los metales de interés en los diferentes extractos en hojas y polvo urbano.

5.2.1 Muestreo y preparación

Un procedimiento para seleccionar los puntos de muestreo en un área urbana es diseñar un muestreo sistemático bidimensional, empleando una configuración de rejilla rectangular por cuadrantes (Bautista *et al.*, 2011), que cumplan la premisa de proporcionar un adecuado cubrimiento del área urbana. Como ejemplo, en la Figura 1 se presenta la rejilla de muestreo, de 1 km², diseñada para la ciudad de Mexicali, B.C. Para garantizar aleatoriedad en el muestreo, la mancha urbana de cada ciudad debe dividirse en estratos según el uso de suelo y tipo de vialidad

como lo recomiendan Webster y Oliver (2007;1990). La configuración de la rejilla y la obtención de las coordenadas de los puntos de muestreo pueden realizarse con ArcGIS® 10.0 como en el ejemplo aquí presentado (ESRI, 2010).

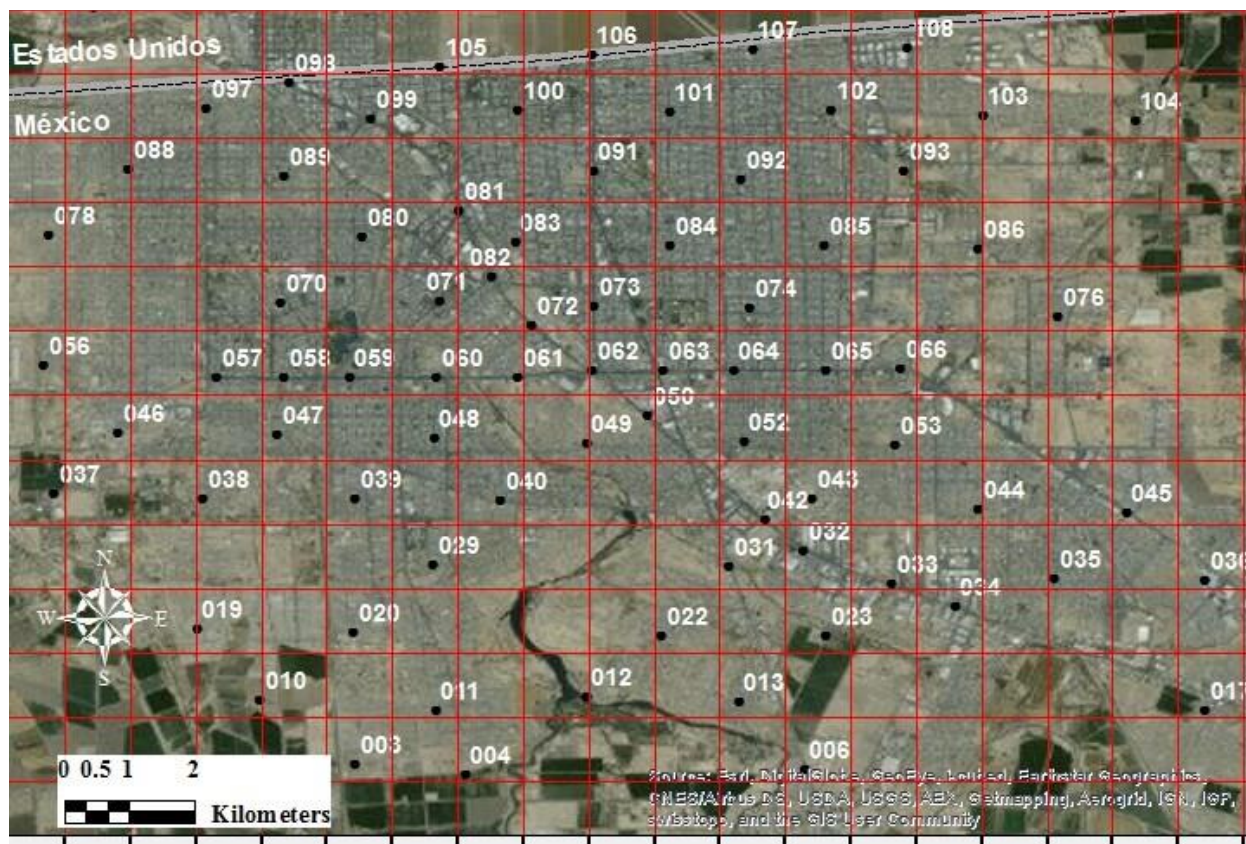


Figura 1. Ejemplo, rejilla para el muestreo ambiental en la zona urbana de Mexicali, B.C. (México).

También se realizan muestreos unidimensionales (Webster y Oliver, 2007) en los cuales los puntos de colección de muestras se ubican a intervalos iguales, de 1 km por lado, a lo largo de las vialidades primarias de la ciudad. Es posible prever que, debido a las condiciones de urbanización, sólo la mitad del total del conjunto de celdas de la rejilla coincidirán con sitios reales de muestreo, por lo que normalmente se planea dejar una celda de por medio sin muestrear, recreando una configuración igual a la de un tablero de ajedrez. Esto es efectivo siempre y cuando se cuente con el muestreo unidimensional sobre las vialidades primarias.

5.2.1.1 Muestreo y preparación de polvos urbanos

Los polvos urbanos ofrecen información sobre contaminación a corto plazo o temporal. Los metales pesados quedan expuestos como polvo urbano en el pavimento o banquetas y son fácilmente transportados a otros sitios por diversos factores como: el viento, el paso de vehículos automotores, la limpieza de calles y la lluvia. Estos polvos se colectan de una superficie de 1 m², teniendo la precaución de anotar el tipo de material sobre el que fueron tomados. La delimitación del área se hace con un cuadrante; acto seguido se realiza un barrido, posteriormente el polvo se

recoge del suelo y se deposita en una bolsa de plástico previamente identificada, marcada con plumón permanente, indicando número de sitio y tipo de muestra (polvo). El peso mínimo del polvo recolectado por cada sitio será de 200 g.

De preferencia la muestra de polvos se debe recolectar delante de la camioneta por razones de seguridad. La persona encargada de la realización de este muestreo portará guantes de látex y cubreboca. Además, administrará el material necesario para realizar la labor. Cada muestreo se realiza con material limpio para evitar contaminación cruzada.

5.2.1.2 Muestreo de hojas

Las hojas de árboles contienen la contaminación que es respirable por la población y representan las partículas suspendidas en el aire que fueron capturadas por las hojas de estos árboles. En general, la selección del tipo de árbol del que se tomarán las hojas dependerá del aquel que presente la mayor distribución en el área de estudio, aunque se pueden y deben considerar plantas alternativas. Para el caso de la ciudad de Mexicali, las hojas se tomaron de árboles de la especie *Ficus microcarpa* L. f. (nombre común: yucateco, laurel de la India) considerada la especie arbórea de mayor uso ornamental en esta ciudad (XVII Ayuntamiento de Mexicali, B.C., 2005). Además, existen dos opciones de plantas alternativas para realizar el muestreo (se considera tomar en 10 sitios muestras de alguna de ellas) reportadas como plantas de ornato en la ciudad (XVII Ayuntamiento de Mexicali, B.C., 2005). Se trata de *Olea europaea* (nombre común: olivo) y *Nerium oleander* (nombre común: laurel común, rosa laurel).

Se deben elegir árboles no demasiado altos, de los cuales se tomarán muestras en ramas localizadas en el intervalo comprendido entre 1.5 a 2 m de altura desde la superficie del suelo, correspondiente a la altura promedio de los pobladores, que es en dónde se conserva lo que realmente es inhalado. Se colectan 60 hojas por sitio, de tal manera que se rodee la circunferencia formada por la “gotera” del árbol. El protocolo establecido para este muestreo consiste en coleccionar las muestras dentro de una bolsa de papel previamente identificada (Zhang *et al.*, 2012).

5.2.1.3 Preservación de las muestras

Una vez en el laboratorio las muestras de polvo y suelo se secan al aire y se tamizan mecánicamente con una malla de tamaño de abertura de 1 mm, para remover pequeñas rocas y detritus de plantas. Las hojas se secan a 45°C por 7 días en bolsas de papel (Zhang *et al.*, 2012), y se conservan en recipientes de plástico.

5.2.2 Especiación química de los metales pesados en el polvo urbano

La especiación química en metales incluye el reconocimiento de la forma química y de su modo de asociación, es decir, si se encuentra libre o formando complejos con algún ligando (Roberts *et al.*, 2005). La especiación cuantitativa de metales y su variación temporal son conceptos importantes en química ambiental. En el caso de que se necesite desarrollar modelos capaces de predecir el destino final de nutrientes y contaminantes, se requiere de una descripción precisa del particionamiento de estos constituyentes entre la parte sólida y acuosa (Schulze y Bertsch 1995).

Una definición detallada de especiación contiene los siguientes componentes: i) identificar el contaminante de interés, ii) estado de oxidación del contaminante, iii) asociaciones y complejos en sólidos y especies disueltas (complejos de superficie, enlaces metal-ligando, precipitados de superficie) y, iv) geometría molecular y medio de coordinación del metal en el medio (Brown *et al.*, 1999). La mayoría de estos parámetros pueden ayudar a predecir riesgos de toxicidad en organismos por contaminación por metales pesados (Roberts *et al.*, 2005). Para determinar la especiación química se recurre a herramientas analíticas tales como técnicas simples de extracción química, técnicas de extracción secuencial selectiva, espectroscopia y microscopía fundamental, métodos sincrotrónicos, entre otras. También es necesario conocer los parámetros fisicoquímicos que están relacionados con la especiación.

Finalmente, los metales se cuantifican por espectroscopía de absorción atómica (EPA, 1996), previa extracción, la que se realizan mediante la metodología descrita en las siguientes subsecciones.

5.2.2.1 Análisis fisicoquímicos del polvo urbano

Una forma de determinar el origen de las partículas es mediante un análisis fisicoquímico, el que incluye la medición de pH y la determinación del tamaño de las partículas. Dado que no es objetivo del presente capítulo el describir las metodologías de análisis de estos parámetros, solo se hace referencia de esos métodos. De esta forma, en la tabla 1 se incluyen los métodos analíticos que se utilizan y que se encuentran dentro de los procedimientos indicados en la Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, sección 5.3 *Determinaciones para clasificaciones de suelos* (SEMARNAT, 2002).

Tabla 1. Determinaciones fisicoquímicas en polvo urbano.

Método analítico	Parámetro
AS-02	pH (medido en agua)
AS-28	Tamaño de partículas elementales
NMX-AA-051-SCFI-2001	Concentración de metales (por absorción atómica)

5.2.2.2 Extracción secuencial selectiva

Debido a que un mismo elemento puede encontrarse en varios estados de oxidación en una misma muestra, se determina la especiación química por medio de la medición de la concentración de metales pesados en varios extractos, previamente separados de acuerdo a su respectiva afinidad química (Li *et al.*, 1996).

Para el estudio del contenido de metales pesados en polvos urbanos y suelos se recomienda utilizar una técnica de extracción secuencial selectiva. El propósito de esta técnica es proveer información sobre el origen, la disponibilidad biológica y fisicoquímica, movilización y transporte de los metales de interés asociados a cada extracto. En la Figura 2 se esquematiza el método de extracción

secuenciada de Martínez y Rivero (2005), que propone 4 extractos o fracciones: a) hidrosoluble, b) intercambiable, c) enlazada a materia orgánica, d) residual.

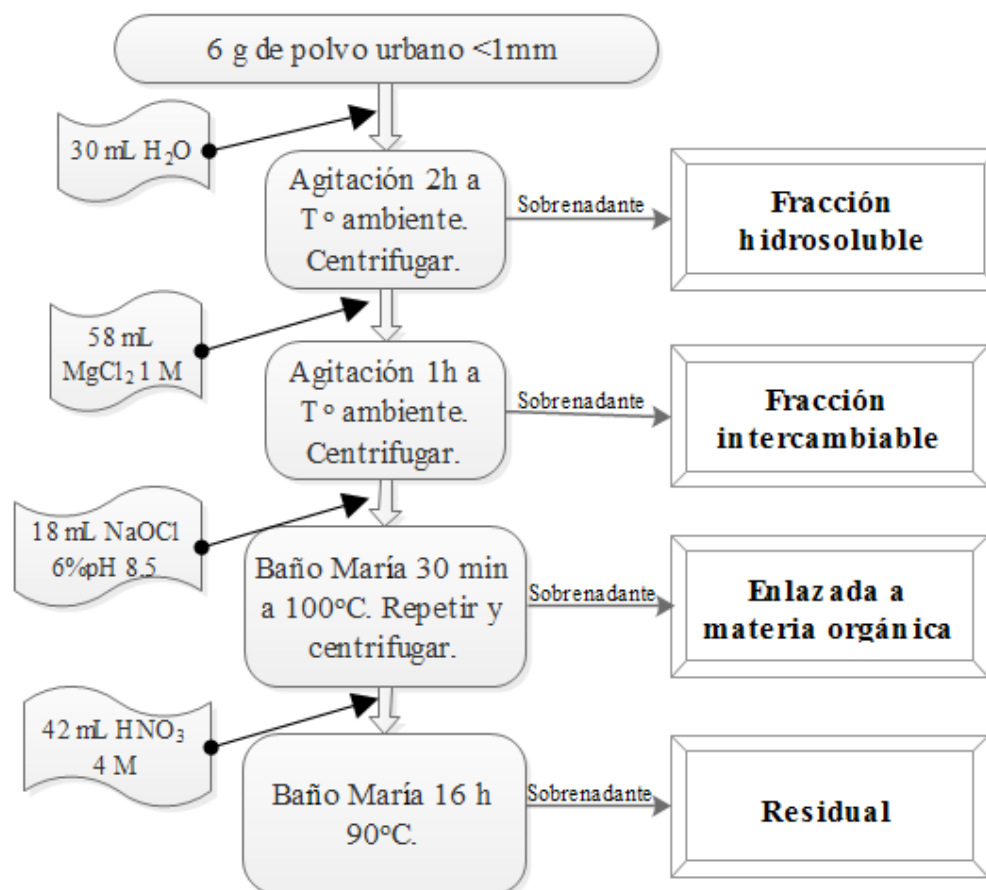


Figura 2. Método para la extracción de las diferentes fracciones de los metales presentes en las muestras de polvo urbano. Modificado de Martínez y Rivero (2005).

a) *Fracción hidrosoluble*

Corresponde a la fracción más biodisponible, ya que la forma química del metal en estos casos es principalmente formando sales inorgánicas, las cuales son fácilmente asimilables por el organismo. Para extraer esta fracción se realiza una dilución simple en relación 1:5 (g polvo/mL agua destilada), se coloca la muestra en un tubo en agitación constante por dos horas a temperatura ambiente, posteriormente se centrifuga y se filtra (Anzola y Rivero, 2003; Fukijawa, Fukui y Kudo, 2000; Ma y Uren, 1998).

b) *Fracción intercambiable*

En ciencias del suelo el término intercambio catiónico es utilizado para indicar el reemplazo de un catión adsorbido por otro disponible, generalmente estas formas químicas de los metales están adheridas sobre arcillas con cargas negativas (Sposito, 1989). La obtención de este extracto se logra a partir de una dilución 1:8 (g polvo/mL MgCl_2 0.1M), posteriormente se coloca la muestra

en un tubo en agitación constante por una hora a temperatura ambiente, finalmente se centrifuga y se filtra (Shuman, 1979; Tessier *et al.*, 1979; Dollar *et al.*, 2001; Kelly, 1999).

c) Fracción enlazada a la materia orgánica

La distribución de los metales en esta fracción puede ser difícil de determinar dados los diferentes mecanismos de sorción posibles. Puesto que la metodología corresponde a un mecanismo secuencial, se consideran solo los metales que presenten enlaces más fuertes ya que aquellos que solo son unidos por atracción electrostática estarán incluidos en la fracción anterior (intercambiable). En el caso de que la concentración de los metales resulte ser tóxica o considerable, se efectúa una digestión utilizando ácido clorhídrico bajo un pH que simule las condiciones del estómago humano, con la finalidad de determinar con más claridad la biodisponibilidad, y así, considerar la fuerza de los enlaces entre el metal y la materia orgánica. Para esto hay que recordar que los metales difícilmente llegan a estar biodisponibles en un ciclo digestivo humano promedio.

Para su extracción utilizar un oxidante en una relación 1:3 (g polvo/mL NaOCl 6%, pH 8.5), después colocar la muestra en un tubo a baño maría 100°C por 30 min, centrifugar, filtrar y repetir, unir extractos, evaporar hasta la sequedad y redissolver con HNO₃, 0.1 M (Shuman, 1985; Li y Shuman, 1996).

d) Fracción residual y total

En esta fracción encontramos a los precipitados metálicos, lo cuales presentan una alta estabilidad química que difícilmente se relacionan con toxicidad potencial (Roberts *et al.*, 2005). Para su obtención se realiza una dilución 1:7 (g polvo/mL HNO₃ 4M), colocar la muestra en un tubo a baño maría 90°C por 16 horas, centrifugar y filtrar (Basta y Sloam, 1999; McBride *et al.*, 1997).

5.2.2.3 Biodisponibilidad

Un elemento esencial o tóxico es biodisponible cuando su forma química permite que la planta lo absorba rápidamente y que una vez absorbido provoque daños en ella (Sposito, 1989). La biodisponibilidad de los metales tóxicos está determinada por la resuspensión de los metales de fases estables hacia una fase móvil (Roberts *et al.*, 2005), por lo cual es muy importante el análisis de los resultados de la especiación secuencial. Entre los extractos que presentan mayor biodisponibilidad se encuentran todos aquellos que sean fácilmente intercambiables, lábiles o solubles en sustancias biológicas. Junto con los resultados anteriores se analiza la concentración para determinar el grado de toxicidad de cada metal de interés.

5.2.3 Extracción de metales pesados en hojas de árboles

Para comparar la cantidad de metales que son retenidos (metales totales) e inmovilizados (metales absorbidos en la hoja) y cuales son potencialmente resuspendibles ([metales totales]-[metales en la hoja]), se propone analizar los metales en dos regiones de la hoja. Es decir, realizar un análisis con hojas lavadas (metales en el tejido de la hoja) y otro con hojas sin lavar (metales totales que incluyen los metales en el tejido y aquellos depositados en la superficie de la hoja). El

procedimiento, después del secado de las hojas, consiste en lavar un grupo de hojas con agua destilada hasta que esta salga limpia, posteriormente volver a secar. Macerar 0.5 g de material vegetal y resuspender, como proponen Millward y Kluckner (1989), en una mezcla de 9 mL de HNO_3 al 65% y 3 mL de HCl al 70%. Este procedimiento se repite en las hojas sin lavar.

5.2.4 Conclusiones sobre la presencia de metales pesados en el polvo urbano

En esta sección se describió la metodología para el muestreo y la determinación de metales pesados utilizada en un caso de estudio para una zona urbana. Las técnicas aquí descritas son conocidas y fueron compiladas y puestas a disposición de los interesados.

Se concluye que las técnicas aquí expuestas son aplicables a polvos urbanos, tanto en el suelo como en hojas de árboles. Por otro lado, la determinación de la biodisponibilidad de las especies químicas de metales pesados y la conclusión sobre daño potencial hacia los organismos, se logran al momento de conocer las respectivas proporciones de las fracciones intercambiable, hidrosoluble y enlazada a la materia orgánica. Las dos primeras son las que presentan una mayor biodisponibilidad mientras que la última es afín a los tejidos orgánicos, lo que la convierte en una fracción de alto riesgo para los seres vivos.

5.3 Determinación de metales en muestras acuosas por el método de voltametría diferencial de pulsos alternativos

En esta sección se describe el método electroquímico de Voltametría Diferencial de Pulsos Alternativos (DAPV, por sus siglas en inglés) para la determinación de metales pesados y tóxicos en cuerpos de aguas superficiales. La alta sensibilidad y resolución del método DAPV permite cuantificar los metales pesados sin tratamiento previo de las muestras *in-situ*, lo que resulta en una ventaja sobre los métodos de Absorción Atómica (AAS), Plasma Acoplada Inductivamente (ICP) y Espectroscopía UV-VIS.

5.3.1 Introducción

Existen pares de iones de metales pesados que tienen potenciales de semionda muy cercanos, lo cual provoca traslape en los picos registrados por el método de voltametría diferencial de pulsos (DPV), como se aprecia en la Figura 3. El traslape impide la cuantificación de los iones en una muestra de agua sin pretratamiento químico para separación de señales, el que se lleva a cabo en laboratorio por personal calificado.

Desafortunadamente, el tratamiento químico de una muestra ambiental está asociado con pérdidas de precisión en el resultado del análisis. Además, se requiere conservar la muestra agregando ácido a altas concentraciones y transportarla a un laboratorio químico. En estas condiciones, debido a la presencia de oxígeno disuelto en la muestra acuosa durante el tiempo de transporte, las especies o iones pueden cambiar su estado de oxidación y convertirse en especies menos tóxicas, generando una falsa evaluación de la toxicidad de la muestra (por ejemplo, As^{3+} y As^{5+}).

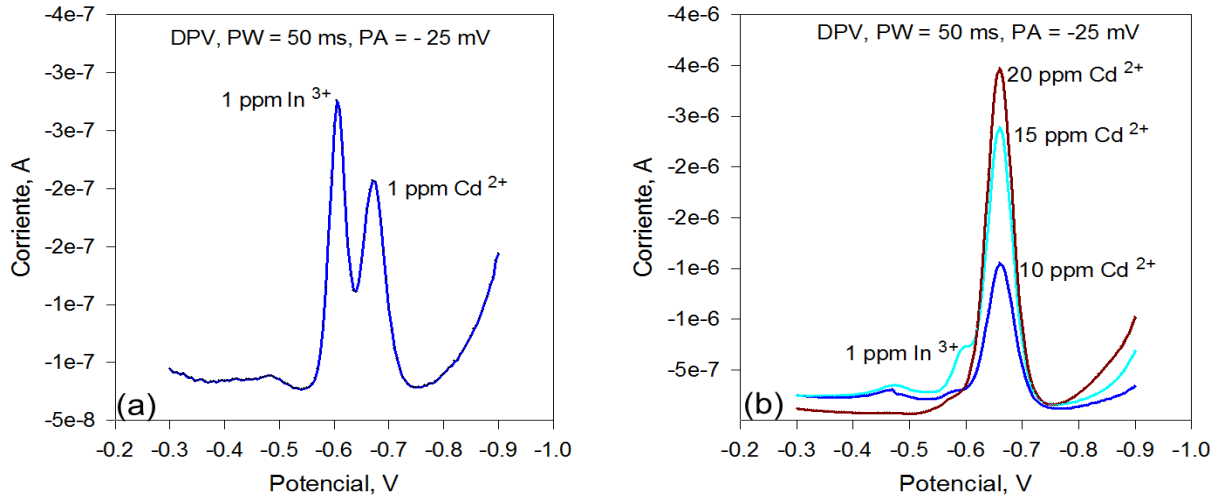


Figura 3. Empalme de los picos de In^{3+} y Cd^{2+} registrados por el método voltamétrico DPV con relaciones de concentración (a) 1:1 y (b) 1:10 -15- 20. PW: anchura del pulso; PA: amplitud del pulso.

La única solución a este problema es la medición directa de los componentes de la muestra utilizando un método con alta resolución, como por ejemplo, el método voltamétrico DAPV. Su aplicación con electrodos desechables y en modo de redisolución anódica y catódica (stripping), permite una medición directa *in-situ* sin conservación de la muestra ni la aplicación de pretratamiento químico (Zlatev *et al.*, 2003; Zlatev *et al.*, 2010; Zlatev *et al.*, 2008).

5.3.2 Fundamento teórico del método DAPV

El método voltamétrico DAPV se basa en la superposición de dos pulsos con polaridad opuesta sobre el potencial del electrodo, la que permite obtener una respuesta de la corriente que contiene picos negativos y positivos. Ésta forma específica, combinada con las pequeñas anchuras de los picos, permite cuantificar contaminantes del agua que tienen picos de potencial muy cercanos y que no se puede medir con precisión aplicando otros métodos voltamétricos.

La superposición de pulsos catódico dI_{p-} y anódico dI_{p+} rectangulares generan pulsos de corriente descritos respectivamente por las ecuaciones siguientes (1) y (2) (Tacussel *et al.*, 1996):

$$dI_{p-} = \frac{n^2 F^2}{RT} AC (-dE) \sqrt{\frac{D}{\pi t}} \frac{P_-}{(1+P_-)^2} \quad (1)$$

$$dI_{p+} = \frac{n^2 F^2}{RT} AC dE \sqrt{\frac{D}{\pi t}} \frac{P_+}{(1+P_+)^2} \quad (2)$$

donde: $P_- = \exp \left[\left(E - E_{1/2} - \frac{dE}{2} \right) \frac{nF}{RT} \right]$ y $P_+ = \exp \left[\left(E - E_{1/2} + \frac{dE}{2} \right) \frac{nF}{RT} \right]$, R es la constante de los gases, T es la temperatura absoluta, n es el número de electrones transferidos, F es la constante de Faraday, A es el área del electrodo, C es la concentración, dE es la amplitud del pulso, D es el coeficiente de difusión, E es el potencial principal, $E_{1/2}$ es el potencial de la semionda y t es el tiempo de retraso de medición de corriente.

Para cada valor E, el desplazamiento de la media de la respuesta de pulsos se puede expresar por la siguiente ecuación, válida para las reacciones electroquímicas reversibles:

$$dI_p = \frac{n^2 F^2}{RT} ACdE \sqrt{\frac{D}{\pi t}} \left[\frac{P_+}{(1+P_+)^2} - \frac{P_-}{(1+P_-)^2} \right] \quad (3)$$

Las curvas 1 y 2 en la Figura 4(a) presentan las respuestas anódica y catódica de acuerdo a las ecuaciones (1) y (2), mientras que la curva 3 es la representación gráfica de la ecuación 3 que representa la respuesta del método DAPV (Zlatev *et al.*, 2006).

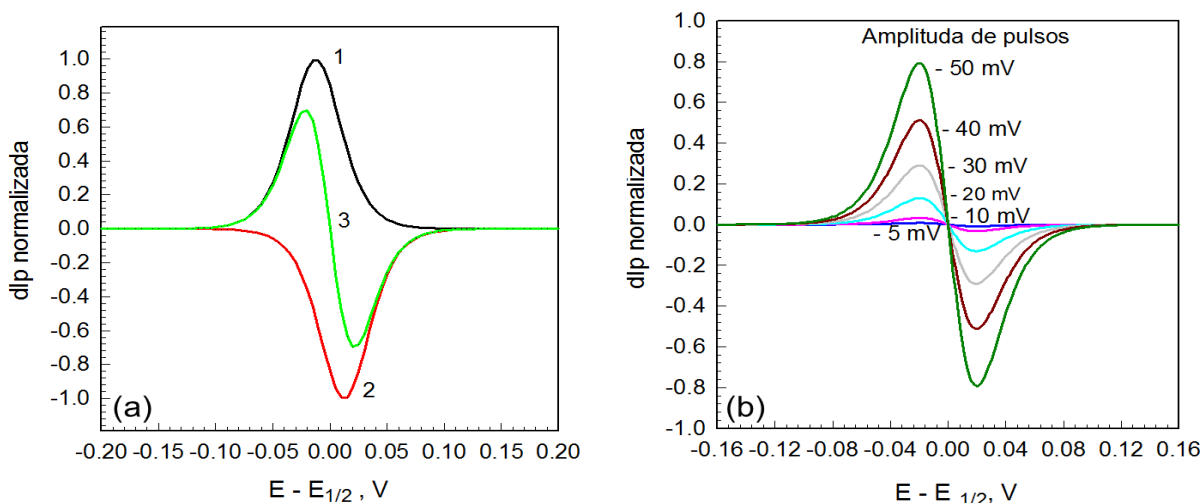


Figura 4. (a) Respuesta de la corriente de pulsos anódicos y catódicos (curvas 1 y 2) y la curva dI_p/E de DAPV (curva 3); (b) Curvas registrados por DAPV variando la amplitud de los pulsos.

5.3.3 Evaluación de la resolución del método DAPV

Con el propósito de evaluar la resolución del método DAPV, se registraron las curvas de las especies Pb^{2+} y Tl^+ en relaciones de concentración desde 1:1 hasta 1:30, en soluciones modelo (Figura 5). Ocurre un traslape de los picos registrados por DPV en cualquier relación de las concentraciones (Figura 5a) mientras que, aplicando el método DAPV, se pueden registrar picos distintos hasta a una relación de 1:20 (Figura 5b).

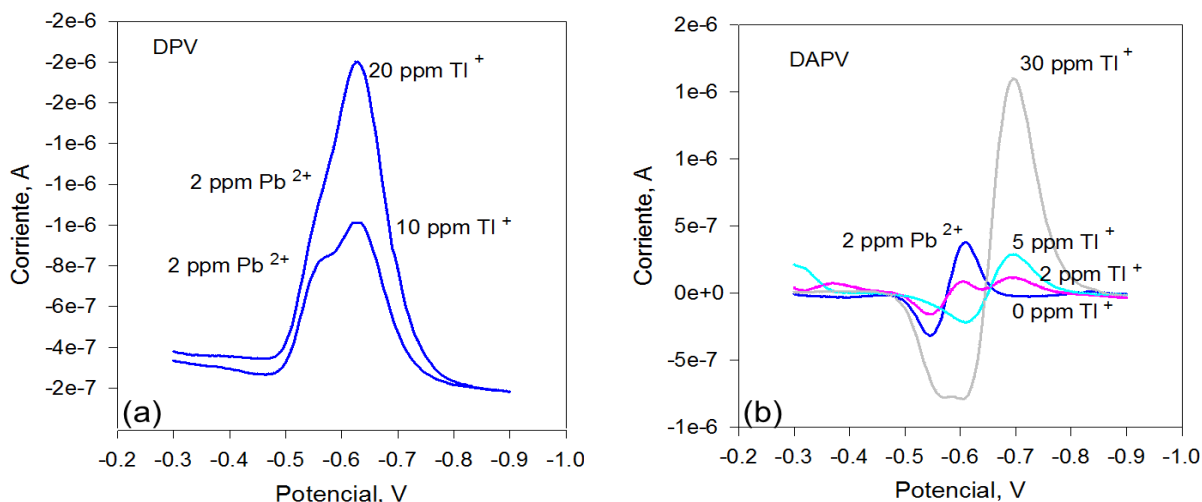


Figura 5. Curvas de Pb^{2+} y Tl^+ en 2M HCl registrados por (a) DPV y (b) DAPV.

Cuando se presentan altas relaciones de concentración, se puede mejorar la forma de los picos variando intencionalmente la amplitud de los pulsos positivos y negativos, como se muestra en la Figura 6. Cuando el In^{3+} está presente en una concentración inferior a la del Cd^{2+} , lo que se determina por su pico negativo, el aumento controlado de la amplitud del pulso negativo aumentará su altura, lo que mejorará la precisión en la cuantificación de este componente, como se muestra en la Figura 6b.

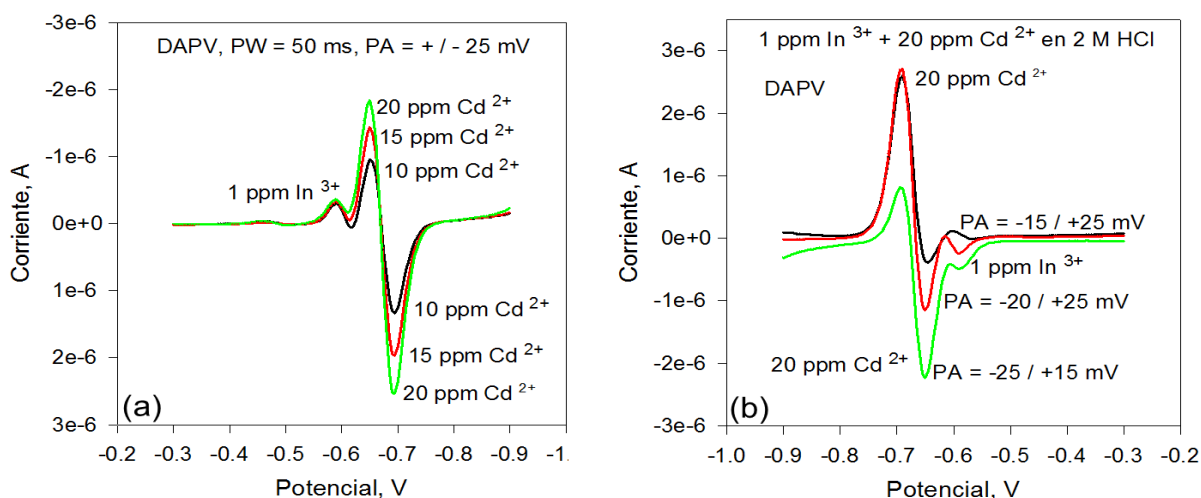


Figura 6. Curvas de In^{3+} y Cd^{2+} en 2M HCl registrados por DAPV aplicando pulsos positivos y negativos con (a) amplitudes iguales y (b) diferentes.

La comparación de la resolución del método DAPV fue evaluada mediante la cuantificación de los iones In^{3+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} , Tl^{+} , Cu^{2+} y Zn^{2+} , en una muestra acuosa real industrial sin ningún pretratamiento químico. Picos distintos para todos los iones aparecen en las curvas registradas por DAPV, mientras que el traslape de los picos en las curvas de DPV ocurre en cualquier relación de concentración, como se muestra en la Figura 7.

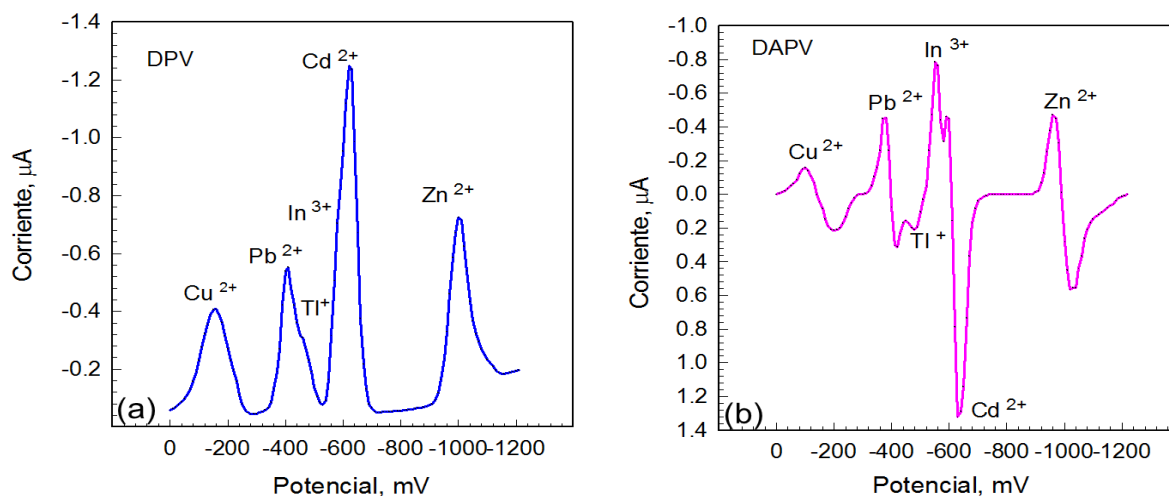


Figura 7. Comparación de la resolución de los métodos voltamétricos (a) DPV y (b) DAPV en la cuantificación simultánea de In^{3+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} , Tl^{+} , Cu^{2+} y Zn^{2+} en agua industrial residual.

Finalmente, utilizando los datos de las alturas de los picos correspondientes a los iones analizados, fueron calculados los errores en la cuantificación de los mismos. Debido al traslape entre picos, no fue posible obtener datos para el cálculo de errores en la cuantificación de los iones In^{3+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} , Tl^{+} obtenidos por el método DPV. Sin embargo, aplicando el método DAPV, fueron registrados picos distintos para cada uno de los iones mencionados, lo que permitió calcular el error de cuantificación, el que en ningún caso alcanza el 8%, como se observa en la Tabla 2.

Tabla 2. Errores en la cuantificación de los contaminantes calculados con los datos de la Figura 7.

Contaminante	Cu^{2+}	Pb^{2+}	Tl^{+}	In^{3+}	Cd^{2+}	Zn^{2+}
Error DAPV, %	3.15	3.47	7.62	6.23	3.08	3.20
Error DPV, %	3.19	-	-	-	-	3.17

5.3.4 Conclusiones sobre la determinación de metales en muestras acuosas mediante DAPV

Se evaluó la resolución del método voltamétrico DAPV mediante la comparación con el método voltamétrico DPV al determinar simultáneamente pares de metales con potenciales de semionda cercanos. El método DAPV se caracterizó utilizando soluciones modelo y se aplicó en la cuantificación de una muestra real industrial con un contenido de seis metales pesados, sin tratamiento previo de la muestra. El método DPV arrojó resultados solamente para dos de los metales, debido al traslape de los picos, mientras que, por el método DAPV, se cuantificaron todos los componentes metálicos, con un error relativo menor a 7.62%.

5.4 Resumen y reflexiones finales

El material particulado acumulado en forma de polvo urbano a los lados del camino y en las hojas de los árboles es una fuente continua de metales pesados hacia el ambiente, ya sea por dispersión de partículas o por resuspensión. Por otro lado, la presencia de metales en el agua superficial se deriva tanto de fuentes naturales como antropogénicas.

Dado el impacto de los metales pesados en la salud ambiental y humana, su cuantificación en los distintos reservorios ambientales y, en el caso de metales en material particulado, la determinación de su biodisponibilidad, son asuntos de vital importancia. Es necesario proponer metodologías de muestreo, tratamiento y análisis que preserven la representatividad y la calidad de las muestras y de los resultados. En este documento se presentaron tres metodologías. La primera, orientada hacia la cuantificación de los metales contenidos en el material particulado acumulado en los lados de los caminos, una segunda metodología para la medición de metales pesados en el polvo acumulado sobre las hojas de los árboles, mientras que la tercera metodología fue diseñada con el objetivo de medir concentración de metales en muestras acuosas, con la ventaja de eliminar los inconvenientes relacionados con la colección y preservación de muestras de agua, los cuales afectan la calidad de los datos.

La metodología propuesta para el análisis de metales pesados en material particulado (polvo acumulado) incluyó delimitar la zona de estudio mediante un diseño sistemático bidimensional. Las muestras de polvo y hojas se tomaron de sitios elegidos al azar mediante un muestreo aleatorio estratificado dentro de la zona urbana. Una vez llevadas al laboratorio, las muestras de polvo urbano se sometieron a extracción de las diversas fracciones a) hidrosoluble, b) intercambiable, c) enlazada a materia orgánica y d) residual, con la finalidad de analizar la especiación química del contenido metálico y, por ende, su biodisponibilidad y su afinidad a los tejidos orgánicos. Por su parte, las hojas de árboles fueron preparadas para separar a los metales absorbidos en el tejido de las plantas, los que son potencialmente dañinos para sus organismos, de los adsorbidos en la superficie de las hojas, los que son resuspendibles.

En el caso del análisis de muestras acuosas, se propone el método de Voltametría Diferencial de Pulsos Alternativos (DAPV) el cual, además de evitar los inconvenientes relacionados con el traslado y preservación de las muestras, combina la elevada sensibilidad de la Voltametría Diferencial de Pulsos (DPV) y el poder de resolución de segundo orden de las técnicas voltamétricas. Se analizan casos de metales con potenciales de semiondas cercanos como In^{3+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} , Tl^{+} , Cu^{2+} y Zn^{2+} en muestras de agua industrial con el propósito de determinar las concentraciones de los mismos *in-situ*, sin el tratamiento previo de las muestras. El error de la cuantificación de los metales pesados mencionados aplicando el método avanzado DAPV fue determinado en comparación con el método voltamétrico DPV. Aplicando el método DPV se pudieron determinar solamente dos de los iones mencionados, debido del traslape entre los picos, mientras que, aplicando el método DAPV, se determinaron todos los iones, comprobando así la ventaja del método DAPV.

Referencias

- Alejo, M. (2004), *Estudio de la presencia de metales pesados en peces en el Lago de Chapala*, Tesis de Doctor en Ingeniería y Tecnología, Universidad de Guadalajara, Guadalajara, Jalisco.
- Al-Khashman, O.A. (2004), 'Heavy metal distribution in dust, street dust and soils from the work place in Karak Industrial Estate, Jordan', *Atmospheric Environment*, 38(39), pp. 6803–6812.
- Anzola, F. y Rivero, C. (2003), 'Efecto de la incorporación de lodos industriales sobre la dinámica de la fracción hidrosoluble de Cd, Pb, Ni: II. Caso de suelo oxisol venezolano', *Revista Facultad de Agronomía*, 29 (3), pp. 223-242.
- Banerjee, A.D.K. (2003), 'Heavy metal levels and solid phase speciation in street dusts of Delhi, India', *Environmental Pollution*, 123, pp. 95–105.
- Basta, N., y Sloam, J. (1999), 'Bioavailability of heavy metals in strongly acidic soils treated with exceptional quality biosolids', *Journal Environmental Quality*, 28, pp. 633-666.

- Bautista, F., Palacio, J.L., Delfín, H. (Eds.) (2011), *Técnicas de muestreo para el estudio del manejo de recursos naturales y el cuidado del ambiente*, Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México., México D.F.
- Blaha, U., Sapkota, B., Appel, E., Stanjek, H., Rösler W. (2008), 'Micro-scale grain-size analysis and magnetic properties of coal-fired power plant fly ash and its relevance for environmental magnetic pollution studies', *Atmospheric Environment*, 42, pp. 36-42.
- Brown, G.E.J., Parks, G.A.Jr., Foster, A.L. y Ostergren, J.D. (1999), 'Mineral surfaces and bioavailability of heavy metals: a molecular scale perspective', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, USA, 96, pp. 3388-3395.
- Cejudo, R., Goguitchaichvili, A., Bautista, F., Delgado, C., Quintana, P., Aguilar, D., Ramos, S., Morales, J., Soler, A., Cossio, I., Hernandez, A. y López, H. L. (2015), 'Caracterización magnética de polvo urbano y plantas de la Zona Metropolitana del Valle de México', *Latinmag Letters*, 5(5), pp. 1-16.
- Davis, A. M., Clayton, R. N., Mayeda, T. K., y Brownlee, D. E. (1991), 'Large mass fractionation of iron isotopes in cosmic spherules collected from deep-sea sediments'. *Lunar Planet Science*, XXII, pp. 281-282.
- DOF (2002, 18 de octubre), *Norma Oficial Mexicana NOM-201-SSA1-2002*, Secretaría de Gobernación, Secretaría de Salud [en línea]. Disponible en: <http://www.economia-noms.gob.mx/normas/noms/2002/201ssa1.pdf> (consultado: 17 de Noviembre de 2015).
- Dollar, N. L., Souch, C., Fillipelli, G., y Mastalerz, M. (2001), 'Chemical fractionation of metals in wetlands sediments: Indiana: Dunes'. *Environmental Science and Technology*, 35 (18), pp. 3608-3615.
- EPA (United States Environmental Protection Agency) (1996), 'EPA. 1996. "Method 3050B: Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils," Revision 2' [en línea]. Disponible en: <https://www.epa.gov/homeland-security-research/epa-method-3050b-acid-digestion-sediments-sludges-and-soils> (consultado: Julio/2016).
- EPA (1998), 'SW-846Method 7000B. Flame atomic absorption spectrophotometry' [en línea]. Disponible en: <https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-test-method-7000b-flame-atomic-absorption-spectrophotometry> (consultado: Julio de 2016).
- ESRI, 2010. ArcGIS Desktop: Release 10.0. Environmental Systems Research Institute, Inc, Redlands, USA.
- Fukijawa, Y., Fukui, M. y Kudo, A. (2000), 'Vertical distribution of trace metals in natural soils horizons from Japan. Part 1. Effect of soil types', *Water, Air, and soil pollution*, 124, pp. 1-21.
- Holland, J. P. y Smith, D.D. (2001), 'Asbestos'. En J. B. Sullivan, G. Krieger y J. Krieger (Edits.), *Clinical Environmental Health and Exposures*, 2nd Ed., Lippincott Williams and Wilkins, Philadelphia, pp. 1214-1227.
- Kelly, J. J. (1999), 'Effects of the land application of swage sludge on soil heavy metal concentration and soil microbial communities', *Soil Biological and Biochemistry*, 31, pp. 1467-1470.

- Li, Z., y Shuman, L. M. (1996), 'Fractionation methods for soil microelements', *Soil Science*, 161 (10), pp. 656-666.
- Lu, S.G., Bai, S.Q., Xue, Q.F. (2007), 'Magnetic properties as indicators of heavy metals pollution in urban topsoils: a case study from the city of Luoyang, China', *Geophysical Journal International*, 171, pp. 568-580.
- Ma, Y. y Uren, N. (1998), 'Transformations of heavy metals added to soil-application of a new sequential extraction procedure', *Geoderma*, 84, pp. 157-168.
- Martínez, Y. y Rivero, C. (2005), 'Evaluación de diferentes métodos para determinar las fracciones de metales presentes en el suelo', *Ingeniería UC*, 12(3), pp. 14-20.
- McBride, M., Richards, B. K., Steenhuis, T., Russo, J. y Suavé, S. (1997), 'Mobility and solubility of toxic metals and nutrients in soil fifteen years after sludge application', *Soil Science*, 162(7), pp. 487-500.
- Meza-Trejo, M. L., Quintero-Nuñez, M., & Valdez-Salas, B. (2014), 'Heavy metals in urban road sediments of the city of Mexicali, Mexico', *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 1(30), pp. 15-26.
- Millard, C.G., Kluckner, P.D. (1989), 'Microwave digestion technique for the extraction of minerals from environmental marine sediments for analysis by inductively coupled plasma atomic emission spectrometry and atomic absorption spectrometry', *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 4(8), pp. 709-713.
- Nowak, D.J., Daniel, E.C., Stevens, J.C. (2006), 'Air pollution removal by trees and shrubs in the United States', *Urban For Urban Green*, 4(3-4), pp. 115-123.
- Osornio-Vargas AR, Serrano J, Rojas-Bracho L, Miranda J, García-Cuellar C, Reyna MA, Flores G, Zuk M, Quintero M, Vázquez I, Sánchez-Pérez Y, López T, Rosas I. (2011), 'In vitro biological effects of airborne PM_{2.5} and PM₁₀ from a semi-desert city on the Mexico-US border', *Chemosphere*, 83(4), pp. 618-626.
- Ram, S.S., Kumar, R.V., Chaudhuri, P., Chanda, S., Santra, S.C., Sudarshan, M. and Chakraborty, A. (2014), 'Physico-chemical characterization of street dust and re-suspended dust on plant canopies: An approach for finger printing the urban environment', *Ecological Indicators*, 36, pp. 334-338.
- Ram, S.S., Majumder, S., Chaudhuri, P., Chanda, S., Santra, S.C., Maiti, P.K., Sudarshan, M. and Chakraborty, A. (2014), 'Plant canopies: bio-monitor and trap for re-suspended dust particulates contaminated with heavy metals', *Mitigation and adaptation strategies for global change*, 19(5), pp. 499-508.
- Razo, I., Carrizales, L., Castro, J., Díaz-Barriga, F., y Monroy, M. (2004), 'Arsenic and heavy metal pollution of soil, water and sediments in a semi-arid climate mining area in Mexico', *Water, Air, and Soil Pollution*, 152(1-4), pp. 129-152.
- Roberts, D., Nachtegaal, M., Sparks, D.I. (2005), 'Speciation of metals in soils' en *Chemical processes in soils*. Co editores: M.A. Tabatabai y D.L. Sparks. Number 8 in the Soil Science Society of America Book Series, Inc. Madison Wisconsin, USA.

- Schulze, D.G. y Bertsch, P.M. (1995), 'Synchrotron X-ray techniques in soil, plant, and environmental research', *Advances in agronomy*, 55, pp.1-66.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2009), 'Metales pesados' [en línea]. Disponible en: <http://www.inecc.gob.mx/sqre-temas/763-aqre-metales> (consultado: 20 de junio del 2015).
- SEMARNAT (2000), *Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis*, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [en línea]. Disponible en: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=717582&fecha=31/12/2002 (consultado: Julio/2016).
- Shuman, L. (1979), 'Zinc, manganese and cooper in soil fractions', *Soil Science*, 127(1), pp. 10-17.
- Shuman, L. M. (1985), 'Fractionation method for soil microelements', *Soil Science*, 140(1), pp. 11-22.
- Sposito, G. (1989), *The chemistry of soils*, OxfordUniversity Press, New York, 344 p.
- Tacussel, J., Leclerc, P, Fombon J. (1986), 'Pulse voltammetry and polarography: Recent progress in microprocessor instrumentation', *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 214(1), pp. 79-94.
- Tessier, A., Campbell, P., y Bisson, M. (1979), 'Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals', *Analytical Chemistry*, 51(7), pp. 844-851.
- Van Oss, C. J., Naim, J. O., Costanzo, P. M., Giese, R. F., Wu, W., & Sorling, A. F. (1999), 'Impact of different asbestos species and other mineral particles on pulmonary pathogenesis', *Clay Mieralogy*, 47(6), pp. 697-707.
- Vassilev, S., Vassileva, C. (2007), 'A new approach for the classification of coal fly ashes based on their origin, composition, properties, and behaviour', *Fuel*, 86, pp. 1490-1512.
- Vassilev, S.V., Vassilev, G.G., Karayigit, A.I., Bulut, Y., Alastuey, A., Querol, X. (2005), 'Phase-mineral and chemical composition of fractions separated from composite fly ashes at the Soma power station, Turkey', *International Journal of Coal Geology*, 61, pp. 65- 85.
- Veneva, L., Hoffmann, V., Jordanova, D., Jordanova, N., Fehr, T. (2004), 'Rock magnetic, mineralogical and microstructural characterization of fly ashes from Bulgarian power plants and the nearby anthropogenic soils', *Physics and Chemistry of the Earth*, 29(13-14), pp. 1011- 1023.
- Webster, R., Oliver, M.A. (1990), *Statistical methods in soil and land resource survey*, Oxford University Press, New York, 328 p.
- Webster, R., Oliver, M.A. (2007), *Geostatistics for Environmental Scientists*, Second. ed. John Wiley y Sons, Ltd, The Atrium, Southern Gate, Chichester, West Sussex PO19 8SQ, England.
- Wyatt, C. J., Fimbres, C., Romo, L., Mendez, R. O., y Grijalva, M. (1998), 'Incidence of heavy metal contamination in water supplies in Northern Mexico', *Environmental Research*, 76(2), pp. 114-119.

- Zhang, C., Qiao, Q., Appel, E., y Huang, B. (2012), 'Discriminating sources of anthropogenic heavy metals in urban street dusts using magnetic and chemical methods', *Journal of Geochemical Exploration*, 119, pp. 60-75.
- Zhang, C.X., Huang, B.C., Liu, Q.S. (2009), 'Magnetic properties of different receptors around steel plants and their environmental significance', *Chinese Journal of Geophysics*, 52(11), pp. 2826–2839.
- Zlatev, R., Stoytcheva M. (2003), 'A Safe Mercury Drop Electrode', *Journal of Chemical Technology and Metallurgy*, XXXVIII(3), pp. 881-886.
- Zlatev, R., Stoytcheva M., Valdez, B, Magnin, J-P, Velkova, Z, (2008), 'Anodic Stripping Differential Alternative Pulses Voltammetry and Applications', *ECS Transactions*, 13(15), pp. 57-63.
- Zlatev, R., Stoytcheva M., Valdez, B. (2010), 'As(III) Determination in the Presence of Pb(II) by Differential Alternative Pulses Voltammetry', *Electroanalysis*, 22(15), pp. 1671-1674.
- Zlatev, R., Stoytcheva M., Valdez, B., Magnin J-P., Ozil, P. (2006), 'Simultaneous determination of species by Differential Alternative Pulses Voltammetry', *Electrochemistry Communications* 8, pp. 1699–1706.

Parte III

Estrategias de evaluación, mitigación y adaptación

6 De vías de ciclistas a sistemas fotovoltaicos: Acciones para la mitigación del cambio climático

José F. Armendáriz-López^{1,2}, Nancy E. Romero-Canett¹, Moisés Galindo-Duarte¹, Ma. de los Ángeles Santos-Gómez¹, Alejandro P. Arena-Granados², Aníbal Luna-León³

¹*Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California*

²*Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional, Mendoza, Argentina*

³*Facultad de Arquitectura, Universidad Autónoma de Baja California*

6.1 Introducción

El cambio climático es uno de los mayores problemas globales que la humanidad haya tenido que enfrentar. Es atribuido a la presencia de gases efecto invernadero (GEI) ya que estos contribuyen a la elevación de la temperatura de la atmósfera, por lo que, al acrecentar su concentración se ha producido un aumento de la temperatura media del planeta. En este sentido, los expertos han determinado que este fenómeno está altamente influido por las actividades humanas, principalmente por el sector energético y, en particular, por la quema de combustibles fósiles que producen emisiones de GEI (IPCC 2001).

La preocupación por el cambio climático se ha plasmado en una serie de compromisos adquiridos por los países con la finalidad de mitigar sus efectos. Por ejemplo, en la Cumbre de Río en 1992 surgieron la Declaración de Río, sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, y la Agenda 21 (Organización de las Naciones Unidas (ONU) 2009). A partir de esta reunión, tomó relevancia la necesidad de considerar la adopción de medidas ante los impactos, lo que derivó en la creación de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, instrumento al cual se adhirieron más de 150 países. Posteriormente, en 1997, se adoptó el Protocolo de Kioto (ONU 1998), el que estableció compromisos específicos, aplicables de manera distinta a cada país, cuya entrada en vigor fue en 2005; dicho protocolo ha sido actualizado periódicamente a través de reuniones denominadas Conferencia de las Partes, de la Convención de la Organización de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático.

En este sentido, el Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) ha propuesto un marco de evaluación del cambio climático a través de la relación entre sus elementos, así como acciones tendientes a abatir la problemática; por un lado se encuentran las de adaptación, cuya finalidad es la de reducir los impactos, mientras que las acciones de mitigación tienden a la disminución en la generación de los GEI.

En cuanto a estrategias de mitigación del cambio climático, la investigación científica es un elemento que contribuye al cumplimiento de políticas públicas promulgadas con esta finalidad, tanto a nivel nacional, regional, local y por sector. También es un apoyo en la elaboración de

planes, como el Plan Nacional de Desarrollo, de los cuales se derivan programas y estrategias encaminadas a impulsar acciones en este sentido (SEMARNAT 2006).

En lo que respecta a la generación de emisiones, se considera que está asociada a un alto consumo energético derivado de acciones orientadas hacia el desarrollo económico, lo que propicia la degradación del medio ambiente. La principal degradación ocurre en las zonas urbanas, pues es en ellas en donde se encuentran concentradas las actividades económicas y se toman las decisiones en cuanto al suministro de energía, transporte e inversión en infraestructura, entre otras (Gossop y Webb 1993). Por ejemplo, al sector energético se le atribuyen aproximadamente el 70% de las emisiones de GEI en las áreas urbanas, siendo las energías no renovables las de uso más extendido (Huizenga y Bakker 2010).

Las estrategias principales para la reducción de GEI están encaminadas a promover modos de transporte, eficiencia energética, reducción de movimientos y combustibles (Low y Gleeson 2003). Estas estrategias son:

1. La diversificación del modo de transporte utilizado: peatonal, motocicleta, automóvil, autobús y taxi; esta se debe a la diferenciación en el consumo de energía y en la generación de GEI en cada uno de los medios de transporte.
2. La promoción de la eficiencia energética en los motores de combustión, es decir, mejorar el rendimiento del combustible por unidad de distancia recorrida.
3. El impulso en la reducción de los volúmenes de transporte. Se refiere a la disminución en la cantidad de viajes, en la cantidad de kilómetros recorridos por cada usuario, o en las distancias de traslado, es decir, planear viajes más eficientes.
4. La selección del tipo de combustible o energéticos utilizados, favoreciendo propuestas alternativas a los combustibles fósiles que generen menor cantidad de contaminación, principalmente de bióxido de carbono (CO₂).

En este capítulo se presentan dos casos de estudio relacionados con estrategias de mitigación al cambio climático. El primero de ellos está orientado hacia la problemática que representa el sector transporte, considerando que existe una tendencia hacia el aumento en la cantidad de vehículos y hacia la dependencia del uso del automóvil particular (Gossop y Webb 1993), lo que implica un aumento en las emisiones de GEI y su acumulación en la atmósfera. Para este caso se presenta el diagnóstico del uso de la bicicleta como medio de transporte en la ciudad de Mexicali. En un futuro cercano, este diagnóstico servirá como fundamento para el planteamiento de un modelo de pronóstico de reducción de emisiones de GEI en diferentes horizontes de planeación, los cuales estarán basados en la propuesta de disminuir el número de vehículos automotores en circulación, los que serán sustituidos mediante el uso de la bicicleta.

El segundo caso se relaciona con la búsqueda de alternativas para los energéticos fósiles o no renovables, como una estrategia de mitigación del cambio climático. Debido al alto costo y a la sobreexplotación de las fuentes de energía no renovable, la energía fotovoltaica ha sido una de las fuentes más recurridas en tiempos recientes, sin embargo, existen aspectos que no han sido considerados en los análisis de impacto ambiental. Uno de ellos es el tiempo de recuperación de

la energía en los sistemas fotovoltaicos. Con el propósito de contar con elementos para la selección de la mejor opción energética, en relación con sus impactos y beneficios sobre el medio ambiente, se presentan los resultados de un análisis de tiempo de recuperación de energía (EPBT, por sus siglas en Inglés) aplicado a celdas fotovoltaicas elaboradas con diferentes materiales en varias regiones. Mediante este análisis se calcula el periodo de retorno energético, es decir, el tiempo que un sistema de energía renovable requiere para generar la misma cantidad de energía utilizada para su fabricación.

6.2 Diagnóstico sobre el uso de la bicicleta como medio de transporte en la ciudad de Mexicali

Los indicadores de contaminación ambiental a nivel mundial han impulsado la búsqueda de medidas para la reducción de sus índices, siendo el sector transporte el que se ha situado entre los mayores productores de emisiones dañinas al ambiente. Dichas emisiones, específicamente los GEI, generan un fenómeno conocido como efecto invernadero, por medio del cual determinados gases que componen la atmósfera terrestre retienen parte de la energía de la superficie que ha sido calentada por la radiación solar; esto evita que la energía recibida en forma constante vuelva de inmediato al espacio, lo cual produce, a escala planetaria, un efecto similar al observado en un invernadero. Los GEI son principalmente producto de la combustión del petróleo y el carbón, lo cual provoca que los niveles de CO₂ en la atmósfera aumenten, rebasando la capacidad que tiene el planeta de asimilar dicho contaminante por medio de la fotosíntesis o por su disolución en el océano (Jiménez 2002). Esto evita la regeneración del ambiente de manera natural, por lo que se es recomendable tomar medidas para disminuir los niveles de producción de GEI.

Estos gases contaminantes son generados por diversos sectores productivos. Según el Programa Estatal de Acción ante el Cambio Climático de Baja California (PEACC-BC), en el estado, el sector energético es el mayor contribuyente con un 76%, del cual se desprende la subcategoría del transporte con un 59%, lo cual significa que, al ponderar su aportación, el sector transporte genera un 45% del global de emisiones de GEI en el estado (Galindo et al. 2013). Sin embargo, en este sector es difícil reducir la producción de GEI ya que el aumento en la carga vehicular de las ciudades en desarrollo va ligado tanto al avance económico como al crecimiento de la población. Luego entonces, cualquier medida considerada debe ser cuidadosamente analizada para no afectar el crecimiento y la estabilidad económica o social de los países (Samaniego et al. 2013). Dadas las circunstancias, en cualquier región, ciudad o país, es importante buscar medios alternativos al vehículo automotor, que sean más amigables con el medio ambiente a la vez que económicos. Por estas razones, se cree que la bicicleta representa un estilo de vida que rompe la visión de las sociedades, la que se ha caracterizado siempre por la dependencia al automóvil (García 2013).

La utilización de la bicicleta, sobre todo en ciudades con mayor tráfico, ayuda a disminuir la congestión vehicular en las calles, a tener una mejor calidad de vida a través del ejercicio y a reducir la contaminación acústica y ambiental dado que no produce GEI, lo que a su vez contribuye a frenar el cambio climático (García 2013). En este esfuerzo de investigación se llevó a cabo el

diagnóstico del uso de la bicicleta como modo de transporte con la finalidad de adquirir información que sirva de base para la propuesta, elaboración, validación y operación de un modelo de pronóstico de reducción de emisiones mediante una adecuación vial para el uso de la bicicleta en la ciudad, además de evaluar los diferentes beneficios de dicha adecuación, tomando a Mexicali como caso de estudio.

Como resultado del planteamiento y operación del modelo mencionado en el párrafo anterior, se espera obtener una visión a corto, mediano y largo plazo de los beneficios que se conseguirían al llevarse a cabo una adecuación vial que favorezca el uso de la bicicleta como medio de transporte. Con ello se espera beneficiar a los habitantes de la ciudad, a través de una modernización del transporte, una reducción de contaminantes en la ciudad y una mejora de la calidad de aire y de la calidad de vida para la población.

6.2.1 Antecedentes y métodos

En primer lugar, el concepto transporte se puede definir como el instrumento que se utiliza para llevar o trasladar de un lugar a otros bienes o personas, puede ser público o privado, intermodal o multimodal. Este último concepto engloba más de un modo de transportación, es decir, se puede conducir un vehículo personal hasta cierto sitio y allí cambiar a autobús; o bien, usar la bicicleta hasta la estación de tren, trasladarse en éste junto con la bicicleta y volver a la bicicleta para llegar al destino final (Sandoval 2012).

Se estima que alrededor de 900 millones de vehículos en todo el mundo, excluyendo vehículos en dos ruedas, son causantes de más del 26% de las emisiones de GEI (Nesamani 2010). En los diferentes continentes se presentan problemas de contaminación, aunque a diferente escala debido a la influencia de factores culturales, clima, infraestructura y crecimiento poblacional, entre otros. En México, del total del parque vehicular, el 62.6% corresponde al auto privado, el 4.4% a la motocicleta y el 2.2% al transporte por taxi (Solís y Sheinbaum 2013). De acuerdo con el reporte de la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2011), Mexicali ocupa el 3er lugar entre las ciudades con mayor presencia de PM 2.5 y el lugar 34 para PM 10. Esta ciudad cuenta con una población urbana de 839,151 habitantes, para el año 2015 (CONAPO 2016), y con un parque vehicular que ascendía a 514,652 vehículos para el mismo año, dando como resultado un índice de motorización de 0.613 vehículos/habitante; además, se ha determinado una longitud promedio de 6.967 km por viaje unitario (Galindo *et al.* 2013).

Estos índices explican, al menos parcialmente, la afectación que la cantidad de automóviles ejerce sobre la ciudad, la que incluye generación de stress, sobrepeso y falta de actividad física por parte de los ciudadanos (Osorio 2006). Resulta razonable extender estas observaciones hacia otras zonas del planeta ya que más del 50% de la población mundial se encuentra asentada en las zonas urbanizadas, (Banister 2011; Monteiro *et al.* 2013). Por otro lado, el número de vehículos en esta región representa un problema de contaminación ambiental pues, debido a la condición de frontera de la ciudad de Mexicali con los Estados Unidos de América (EUA), se tiene un mayor acceso a los vehículos provenientes de dicho país. Desafortunadamente, en muchos de los casos estas

unidades no son regularizadas legal y mecánicamente, además de que frecuentemente cuentan con más de 10 años de uso.

Por lo tanto, una propuesta ambientalmente amigable es el uso de transporte no motorizado, ya que es una alternativa de movilidad adecuada para viajes cortos que da prioridad a los peatones y ciclistas; es eficiente, accesible, no produce emisiones de contaminantes (Melero et al. 2013), actúa como eficaz complemento al transporte público, favorece las alternativas de movilidad de forma ecológica, contribuye al desarrollo sustentable de las ciudades y procura un nuevo estilo de vida, en el que se promueve una cultura de ética, respeto, ecología y bienestar físico y mental (Gobierno del Distrito Federal 2012).

Con el fin de recabar información sobre el flujo de bicicletas en la ciudad, y así obtener las variaciones y demanda en cuanto a tiempo, ubicación del punto y sección de la ciudad, se realizaron conteos manuales o aforos ciclistas (Figura 1) de quince minutos cada uno, tiempo que se considera suficiente para realizar una extrapolación confiable de los volúmenes diarios de vehículos (Galindo *et al* 2002). Se cubrieron tres diferentes turnos: matutino, con aforos entre las 6 y las 12 hrs.; vespertino, con aforos entre las 12 y 17 hrs.; y nocturno, con aforos entre las 17 y 24 hrs. Para esto se eligieron 17 puntos (Tabla 1) distribuidos en toda la ciudad con el propósito de lograr la suficiente cobertura para representar a los diferentes tipos de flujo vehicular, incluidas las zonas de ciclopistas (Figura 2). También se utilizaron criterios de observación para determinar el sentido del flujo, la edad, el género y el uso de aditamentos de seguridad (luces, casco y reflejantes). Dichos conteos se llevaron a cabo durante los días hábiles del 9 al 25 de marzo del 2015.

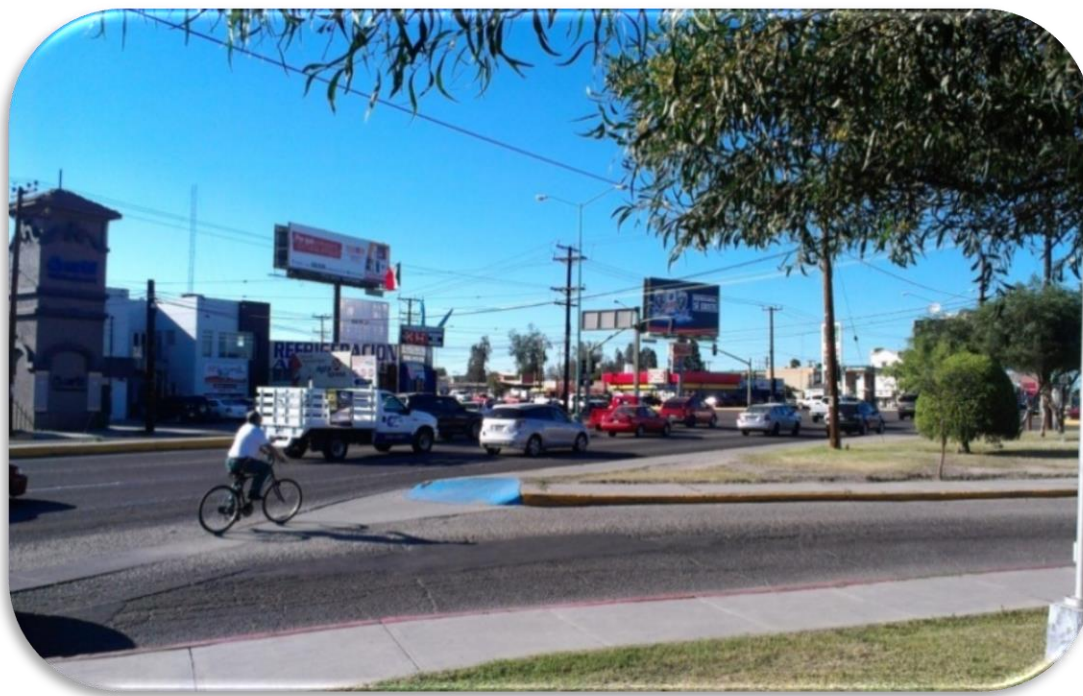
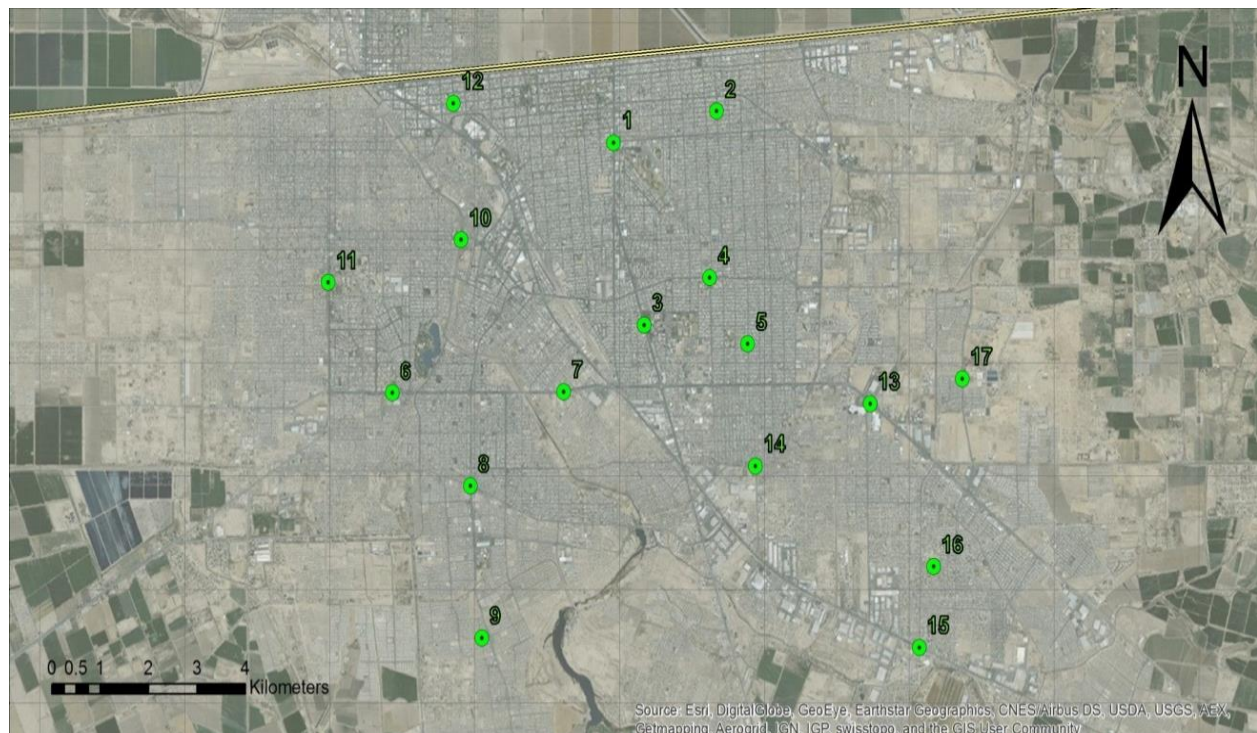


Figura 1. Imagen de aforo ciclista en la ciudad de Mexicali, B. C.

Tabla 1. Puntos de aforo ciclista en la ciudad de Mexicali, B. C.

Punto	Ubicación
1	Blvd. Justo Sierra y Calz. Cuauhtémoc
2	Calle Río Culiacán y Av. República de Panamá
3	Blvd. Benito Juárez entre calle López Rayón y Calle de la Normal (frente a Vicerrectoría UABC)
4	Calzada Independencia y calle Río Mocerito
5	Calle Río Quelite y calle Víctor Rosales
6	Blvd. Lázaro Cárdenas y calle Suecia y/o Bordo Wisteria (Frente a supermercado ley)
7	Blvd. Lázaro Cárdenas casi esquina con calle Niños Héroes (Frente a Escuela Secundaria Estatal 56)
8	Calz. Anáhuac y Calz. Héctor Terán Terán (Frente a Comandancia de Policía)
9	Av. Montes de León y Calz. de los Monarcas
10	Calz. Independencia y Calz. de los Presidentes
11	Calle H Colegio Militar esquina con calle Ing. Luis Alcerrega (Frente a Ley)
12	Av. Álvaro Obregón y calle Pedro F. Pérez y Ramírez
13	Blvd. Lázaro Cárdenas y Blvd. Venustiano Carranza
14	Calz. Manuel Gómez Morín y calle Río Santacruz
15	San Luis Río Colorado y calle Cuarta
16	Calle Río Bravo y calle Octava
17	Calle Novena (Frente a CESPM)

**Figura 2. Localización de los puntos de aforo ciclista a lo largo de la ciudad de Mexicali, B. C. Mapa base tomado de USGS (2015).**

El volumen diario de bicicletas en cada punto de aforo se calculó con base en los tipos o patrones de flujo determinados previamente en una investigación sobre el tránsito de vehículos automotores en la ciudad de Mexicali (Galindo *et al* 2002), asumiendo que el flujo ciclista se comporta de forma similar. En el establecimiento de dichos patrones se consideraron tanto el flujo total como por sentido de la circulación, así como sus variaciones temporales y la ubicación geográfica dentro de la mancha urbana. Son ocho los tipos de flujo determinados, los que se enlistan a continuación:

Tipo 1: Tránsito en el centro geográfico.

Tipo 2: Tránsito en el centro comercial (histórico) porción del norte central de la ciudad.

Tipo 3: Tránsito hacia el norte central de la ciudad, de parte central a centro comercial.

Tipo 4: Tránsito desde el norte central de la ciudad, de centro comercial a la parte central.

Tipo 5: Tránsito hacia la periferia.

Tipo 6: Tránsito desde la periferia.

Tipo 7: Tránsito transversal a la periferia.

Tipo 8: Tránsito en dirección a centro comercial, a parte central de la ciudad o viceversa.

Una vez realizados los aforos, se procedió a la captura de la información y al cálculo de la afluencia en cada punto (extrapolación), con lo que se estimó el flujo diario de bicicletas en cada sentido de la circulación (Figura 3).

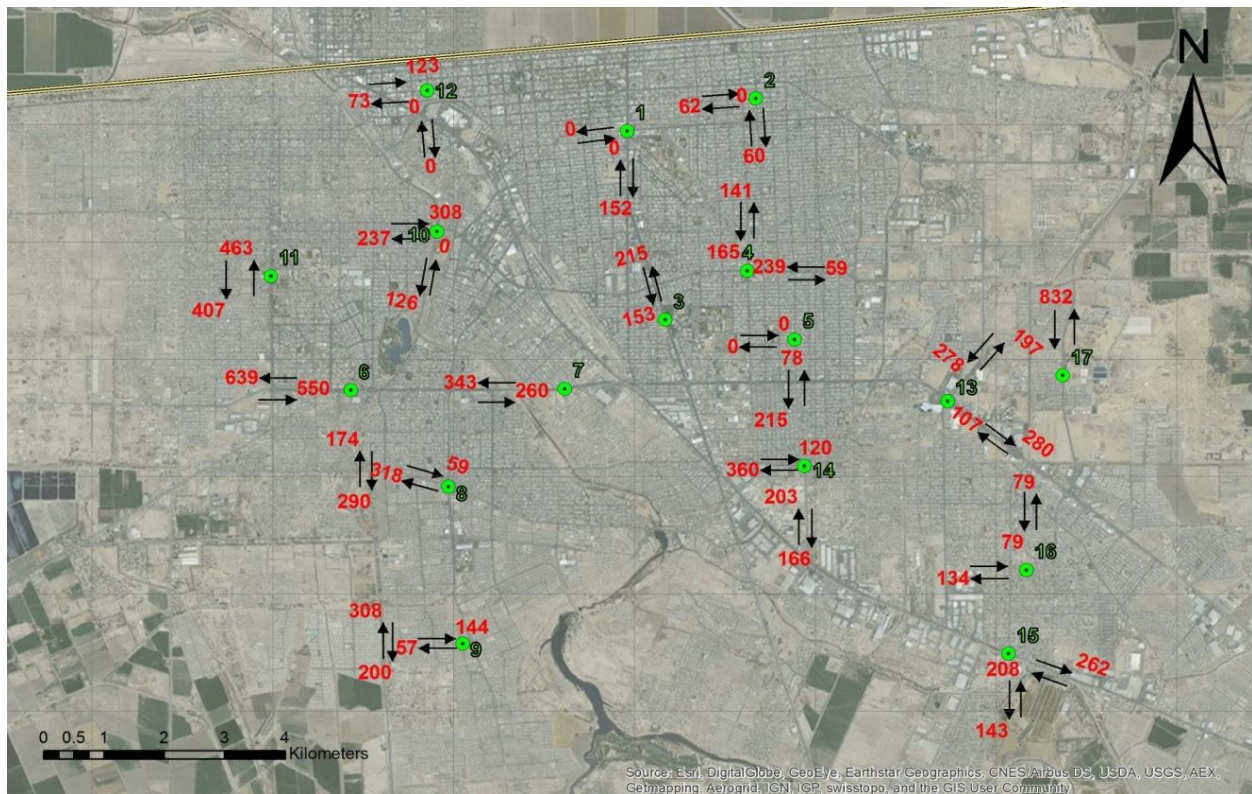


Figura 3. Afluencia ciclista en la Ciudad de Mexicali, B. C., en unidades/día (números en rojo). Las flechas indican la dirección de la afluencia. Mapa base tomado de USGS (2015) .

6.2.2 Resultados preliminares y discusión

Los resultados preliminares muestran que en Mexicali, el 96% de los usuarios de bicicletas corresponden al sexo masculino y que los mayores volúmenes de tránsito por este medio se localizan en la periferia de la ciudad. También se constató la escasa utilización de equipo de seguridad.

De los 17 puntos de aforo, los puntos 6 (Blvr. Lázaro Cárdenas y Calle Suecia y/o Bordo Wisteria), 9 (Av. Montes de León y Calz. de Los Monarcas) y 11 (Calle H. Colegio Militar esquina con Calle Ing. Luis Alcérrega), fueron los que más afluencia obtuvieron (hasta 639 unidades/día). Como se puede observar en la Figura 4, los tres puntos mencionados se encuentran localizados en la periferia, que es donde se ubican importantes zonas habitacionales y en donde se ha concentrado el crecimiento de la población en los últimos años.

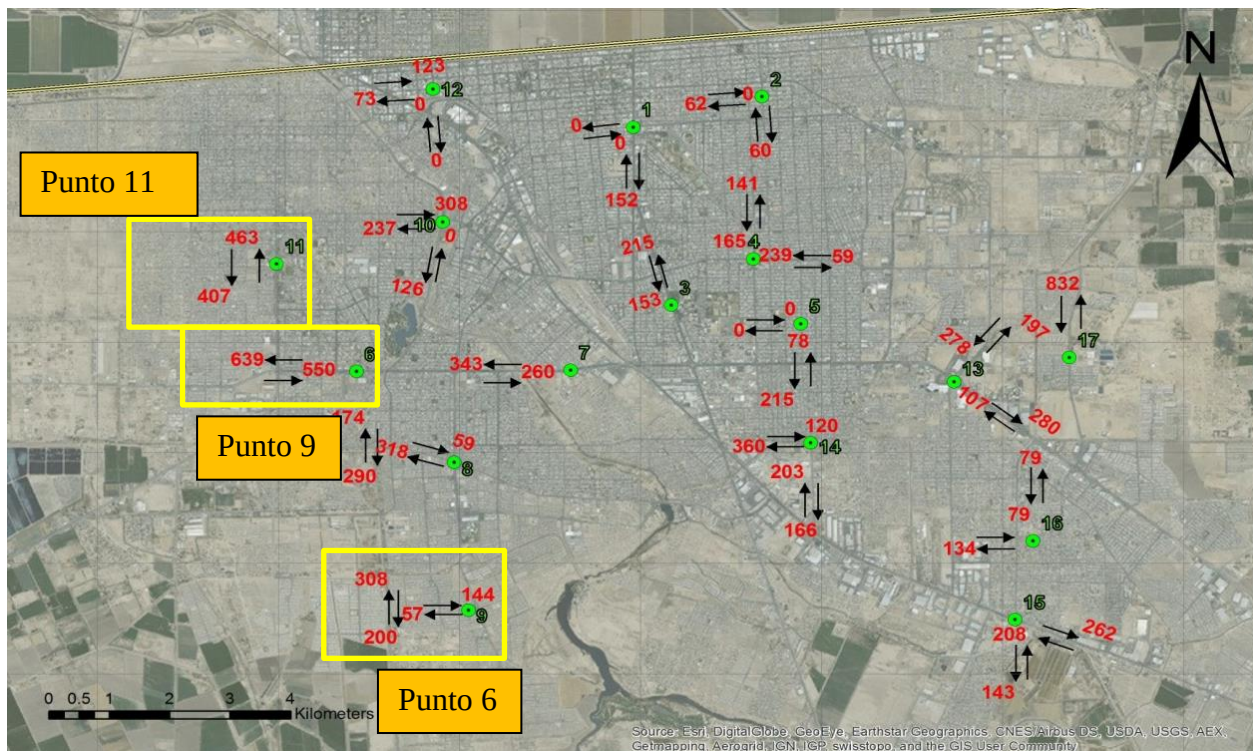


Figura 4. Puntos de aforo con máxima afluencia ciclista en la ciudad de Mexicali, B. C. (basado en USGS, 2015).

En el análisis de la información, considerando la totalidad de los puntos de aforo manual, los sentidos de circulación y los tres turnos ya mencionados, a lo largo de toda la investigación fueron registradas un total de 207 bicicletas con 210 ocupantes (ya que en ocasiones se transporta a más de una persona). Se observó una distribución de usuarios por género muy desigual, ya que 202 (96%) corresponden a hombres y sólo 8 (4%) corresponde a mujeres. El grupo de edad que prevaleció en los ocupantes fue el de 30 a 39 años (estimación visual), con 61 usuarios (30%). Conforme a los usuarios y al número de bicicletas se pudo obtener el índice de ocupación el cual corresponde al 1.014 ocupantes/bicicleta.

Se observó que la gran mayoría de los usuarios hacen caso omiso a las recomendaciones sobre la utilización de aditamentos de seguridad para viajar en bicicleta, tales como luces, casco protector y ropa reflectiva, además de no seguir el sentido de circulación convencional. Solo el 4.8% de los ciclistas utilizaban casco, el 1.4% utilizaba luces, el 6.2% de los usuarios utilizaba chaleco reflectivo y el 17.2% transitaba en sentido contrario a la circulación del flujo.

6.2.3 Conclusiones y reflexiones sobre el uso de la bicicleta en Mexicali

Actualmente, en la ciudad de Mexicali el mayor flujo de bicicletas se observa en las periferias, lo cual, podemos inferir, se debe al nivel económico que predomina en esas áreas. Más que utilizar la bicicleta por razones de salud, recreativas o ambientales, ésta se convierte en una necesidad ya que apoya la economía de los usuarios, mediante el ahorro en transporte y en cuotas de estacionamiento, a la vez que representa menores tiempos de traslado. Según los resultados obtenidos, es observable la pertinencia de impulsar acciones a favor del uso de aditamentos de seguridad como luces, casco y ropa reflectiva, además de seguir el sentido de flujo de las calles, lo que finalmente resultaría en una mayor seguridad al transitar en bicicleta.

Existen numerosas razones en contra de la implementación de vías para ciclistas en la ciudad de Mexicali, entre ellas la costumbre y la alta dependencia al automóvil, ya sea por comodidad o por rapidez en los traslados. Un motivo particular es el clima extremo con el que cuenta esta ciudad, el que resulta determinante para la opinión pública. No obstante, existen ciertos puntos que favorecen la circulación de bicicletas como medios de transporte, aunque las vialidades no hayan sido originalmente diseñadas para ello. Por otro lado, el uso de suelo habitacional favorece los altos volúmenes ya que se trata de zonas con mucho flujo de personas.

Para conseguir un mayor interés en el uso de la bicicleta, se hace necesario, primeramente, proveer a los usuarios potenciales con las vías adecuadas para este medio de transporte. Esto aunado a una buena planeación, con programas de implementación y concientización a corto, mediano y largo plazo, motivaría a una parte importante de la población a optar por el uso de la bicicleta sobre los medios de transporte motorizados, lo que finalmente ayudaría a lograr la meta de reducción de los índices de contaminación en la ciudad.

6.3 Tiempo de recuperación de energía en los sistemas fotovoltaicos

Este caso también se relaciona con estrategias de mitigación del cambio climático mediante la búsqueda de alternativas al uso de energéticos fósiles o no renovables. Ante el alto costo y la sobreexplotación de las fuentes de energía no renovable, la energía fotovoltaica ha sido una de las fuentes más recurridas en tiempos recientes. Sin embargo, existen aspectos que no han sido considerados en los análisis de impacto ambiental, tal como los efectos de la producción de los dispositivos utilizados con esta tecnología, específicamente, la energía utilizada durante el proceso. Es decir, es necesario considerar el tipo y cantidad de energía dedicada a la producción de dicha tecnología y estimar el tiempo de recuperación que requieren los equipos una vez que entran en operación.

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es una herramienta de evaluación ambiental que permite identificar la sustentabilidad de los productos y servicios, al investigar y valorar los impactos ambientales de un producto o servicio durante todas las etapas de su existencia: extracción, producción, distribución, uso y fin de vida (reutilización, reciclaje o desecho del producto). En el caso de las tecnologías que generan electricidad a partir de fuentes renovables de energía, permite identificar factores que pueden ayudar a su posicionamiento en el mercado. El propósito de esta sección es el de identificar el impacto ambiental del uso de las tecnologías fotovoltaicas, a partir de su EPBT, y así determinar el tiempo que los diferentes sistemas fotovoltaicos requieren durante su fase de operación para generar la misma cantidad de energía que fue utilizada para su fabricación. En este trabajo, se determina el EPBT de las tecnologías fotovoltaicas de silicio monocristalino, policristalino y amorfo, así como de las de película delgada CdTe y CIGS, fabricados en los Estados Unidos de América, debido a su cercanía con México, y en China, ya que ofrece los menores costos del mercado, para su fase de operación en el centro de México.

6.3.1 Antecedentes

La creciente conciencia de la importancia de la energía en nuestra sociedad, así como la preocupación por las futuras fuentes de la misma, han dado lugar a investigaciones sobre la cantidad de energía que se requiere para la producción de bienes y servicios. El uso de la energía solar como fuente alternativa ha aumentado su popularidad como consecuencia del incremento del costo de los combustibles fósiles, sin embargo, al utilizar energías renovables, a través de diversas tecnologías, no siempre se ha tenido el cuidado de verificar los impactos y beneficios que las diferentes tecnologías ejercen sobre el medio ambiente.

6.3.1.1 Tecnología fotovoltaica

La energía fotovoltaica se genera a partir de materiales semiconductores (celda fotovoltaica) que convierten a los fotones en electricidad. Cuando los fotones, es decir, la luz del sol, inciden sobre los electrones de los materiales semiconductores, estos alcanzan cierta longitud de onda que hace que fluyan para producir electricidad. Las tecnologías fotovoltaicas de silicio son las de mayor posicionamiento en el mercado. Su eficiencia varía en relación a la pureza del lingote de silicio con el que son fabricadas, es decir, a mayor pureza, mayor es la eficiencia de conversión de energía eléctrica. Así mismo, a mayor pureza del silicio también se consume mayor cantidad de energía durante el proceso. La tecnología de mayor eficiencia es la de silicio monocristalino, seguida por la de silicio policristalino y por la de silicio amorfo. Por otro lado, en los últimos años se han desarrollado tecnologías de película delgada, las que han resultado más económicas que las de silicio. Estas tecnologías están fabricadas a partir de Teluro de Cadmio (CdTe) y de Cobre-Indio-Galio-Selenio (CIGS o CIS) y requieren de mayores dimensiones para producir la misma unidad de energía eléctrica.

Un panel fotovoltaico está compuesto por diversas capas con el siguiente arreglo:

- Cubiertas de cristal: La cubierta del panel fotovoltaico es de vidrio templado.

- Revestimiento antireflectivo: Es necesario debido a que el silicio puede reflejar hasta el 35% de la radiación.
- Las celdas fotovoltaicas: Están hechas a partir del corte en obleas del lingote de silicio.
- EVA: Se denomina EVA a la capa de etileno acetato de vinilo utilizada para encapsular celdas fotovoltaicas con el propósito de hacerlas resistentes a la humedad y ofrecerles aislamiento eléctrico.
- Contacto de metal posterior: El contacto metálico se hace al reverso de las celdas fotovoltaicas xerografiando una pasta de metal (por lo general de aluminio).
- Tedlar: Esta capa permite que el proceso fotovoltaico sea estable, además de proporcionar aislamiento y protección adicional contra la humedad.

En la actualidad, la más larga garantía de producción de energía que ofrece este tipo de módulos solares es de 25-30 años. Por otro lado, a pesar de que la energía fotovoltaica es considerada una energía limpia, es necesario realizar evaluaciones de su impacto ambiental con la finalidad de identificar procesos susceptibles de alcanzar una mayor eficiencia.

6.3.1.2 Análisis de ciclo de vida

Los ACV hacen referencia a la estimación del impacto ambiental de un producto o servicio a partir de comparaciones entre los materiales, componentes y servicios, en relación a las categorías de salud humana, calidad de los ecosistemas o ecotoxicidad y consumo de recursos. Estos estudios permiten considerar la influencia del sitio de distribución de los productos, especialmente en relación al impacto producido por su transporte. Adicionalmente, contemplan que las materias primas pueden ser extraídas y/o producidas en diferentes países. Para ello, se establecen cuatro fases de estudio:

1. Definición de Objetivos y Alcances.- Establece la finalidad y los alcances del estudio, el producto o servicio a analizar y los datos necesarios para realizar la revisión crítica.
2. Inventario de los Componentes.- Cuantifica todos los flujos entrantes y salientes del sistema durante su vida útil, desde la extracción de la materia prima, la eficiencia energética de sus componentes y las emisiones producidas por cada uno de los procesos. A esta fase también se le conoce como inventario de ciclo de vida (ICV).
3. Evaluación de los Impactos.- Clasifica y evalúa los resultados a partir de una comparación de los efectos observables, de acuerdo con el análisis del inventario, con la finalidad de comprender mejor su significado ambiental. A esta fase también se le denomina análisis de impacto de ciclo de vida (AICV).
4. Interpretación de la Información.- Los resultados de las fases anteriores son evaluados, desde el punto de vista de los objetivos y alcances definidos al inicio del estudio, con la finalidad de sacar conclusiones y recomendaciones para tomar decisiones futuras.

En los ACV se utilizan términos como “de la cuna a la tumba” y “de la cuna a la cuna”; el primero hace referencia a los productos que se desechan en vertederos, mientras que el segundo se refiere a los productos reciclados. Para llegar a ese nivel de análisis, los ACV contemplan 5 etapas de

análisis adicionales a las cuatro fases anteriormente expuestas. Las cinco etapas de análisis de productos son el montaje, el ciclo de vida (o periodo de vida útil), el escenario de eliminación, el desmontaje y la reutilización.

Una vez realizado el ACV, es posible determinar el EPBT de las distintas tecnologías fotovoltaicas, el que está condicionado por el recurso solar y por las características climáticas de la localidad en las que son utilizadas. También se puede determinar el mix eléctrico, o la combinación de fuentes de energía renovables y no renovables con las que se produce la energía eléctrica, del país en que fueron fabricadas. En la Tabla 2 se muestran algunos EPBT, en años, estimados para diversas tecnologías y regiones en los últimos años.

Tabla 1.- Estudios de EPBT, por tecnología y país, realizados en años recientes.

País/Región	Monocrystalina	Policristalina	Amorfa	CdTe	CIGS	Película delgada ¹	Cita
	(años)						
España	7.08-9.57	3.67-4.94	-	-	-	3.43-4.45	Sumper <i>et al.</i> 2011
Italia	2.4-2.8	2.5-2.9	-	1.8-2.1	2.4-2.8	-	Cucchiella y D'Adamo 2012
China	-	2.2-6.1	-	-	-	-	Fu <i>et al.</i> 2014
Sur de Europa	1.96	1.24	1.39	0.68	1.02	-	De Wild-Scholten 2013
Malasia	-	-	-	0.94	-	-	Kim <i>et al.</i> 2014

¹No se especifica cuál de las tecnologías de película delgada se analizó

Así mismo, Peng et al. hicieron una revisión del estado del arte de los sistemas fotovoltaicos monocristalino, policristalino, amorfo, CdTe y CIGS. Los resultados demostraron que la tecnología de CdTe presenta un mejor desempeño ambiental con un EPBT de 0.75 a 3.5 años. La tecnología monocristalina es la peor desempeño al presentar EPBT de entre 1.7 y 2.7 años. No obstante, la energía fotovoltaica nuestra en general un menor impacto ambiental en relación a la generación de electricidad por medio de combustibles fósiles (Peng *et al.* 2013).

6.3.2 Metodología

El ACV sigue los lineamientos establecidos en las normas ISO 14040 y 14044, a la vez que se apega a las directrices e inventarios elaborados por la Agencia Internacional de Energía (EIA, por sus siglas en Inglés) a través del proyecto Task 12 del Programa de Energía Fotovoltaica (PVPS) (Fthenakis *et al.* 2011a; 2011b). En estas directrices se destaca que los parámetros que pueden afectar los resultados de los ACV de tecnologías fotovoltaicas son:

- El rendimiento eléctrico de los sistemas fotovoltaicos (incluyendo su degradación a lo largo de los años).
- Los componentes de soporte (Balance of System - BOS) como el inversor y el cableado. Generalmente se fija su rendimiento entre 75% y 80%.

- El final de ciclo de vida, tampoco suele incluirse por la falta de datos. Sin embargo, puede ejercer una influencia considerable sobre los resultados.

Los supuestos considerados en este trabajo se detallarán a continuación:

- Esperanza de vida - Se estima una vida útil de 30 años para los módulos, la estructura de soporte (BOS) y del cableado, y de solo 15 años para los inversores.
- Irradiación - Se asume de 1900 kWh/m² para una orientación óptima.
- Relación de rendimiento - Se establece una relación del 80%.
- No se contempla la etapa de desecho o reciclaje de los módulos, es decir, sólo se consideran la etapa de fabricación y periodo de vida útil de los paneles fotovoltaicos.

Para el ACV se utiliza el software SimaPro, que es el programa más utilizado a nivel mundial. Este realiza los ACV mediante el uso de metodologías y bases de datos de inventarios creadas por organizaciones especializadas o por los propios usuarios. En el caso de las tecnologías fotovoltaicas, los inventarios de los componentes de los sistemas fotovoltaicos han sido reunidos a través del programa de computadora CRYSTAL CLEAR (CC, nombre original en inglés) y subsiguientes actualizaciones. El CC es un proyecto de investigación y desarrollo centrado en la tecnología de silicio cristalino que se llevó a cabo dentro del 6º Programa Marco de la Unión Europea.

De acuerdo con la Administración Nacional de Energía de China (2012), el mix eléctrico de China en 2012 estuvo constituido de la siguiente manera: carbón 72.31%, energía hidroeléctrica 21.93%, energía eólica 4.35%, energía nuclear 1.18%, energía fotovoltaica 0.21% y otros 0.02%. El mix eléctrico de EUA en 2013 estaba conformado de la siguiente manera, de acuerdo a la Agencia Internacional de Energía (2013): gas natural 25%, energías renovables 13%, energía nuclear 19%, carbón 42% y petróleo y otros líquidos 1%.

Para obtener el EPBT se utiliza la siguiente ecuación:

$$\text{Energy Payback Time} = [E_{\text{mat}} + E_{\text{manuf}} + E_{\text{trans}} + E_{\text{inst}} + E_{\text{EOL}}] / [(E_{\text{agen}}/nG) - E_{\text{O\&M}}]$$

En donde:

E_{mat} : Demanda de energía primaria para producir los materiales que comprenden el sistema fotovoltaico.

E_{manuf} : Demanda de energía primaria para la fabricación del sistema fotovoltaico.

E_{trans} : Demanda de energía primaria de los materiales utilizados durante el ciclo de vida del transporte.

E_{inst} : Demanda de energía primaria para la instalación del sistema.

E_{EOL} : Demanda de energía primaria para la gestión de fin de vida.

E_{agen} : Generación anual de electricidad.

$E_{\text{O\&M}}$: Demanda de energía primaria anual de operación y mantenimiento

nG : Eficiencia de la red, la energía primaria promedio a la eficiencia de conversión de energía eléctrica hacia a la demanda.

6.3.3 Resultados y discusión

En el caso de las tecnologías fotovoltaicas fabricadas en China, el EPBT fue de 2.69, 1.66, 1.58, 0.78 y 1.17 años para las tecnologías de silicio monocristalino, policristalino y amorfo, así como para las de película delgada de CdTe y CIGS respectivamente (Figura 6).

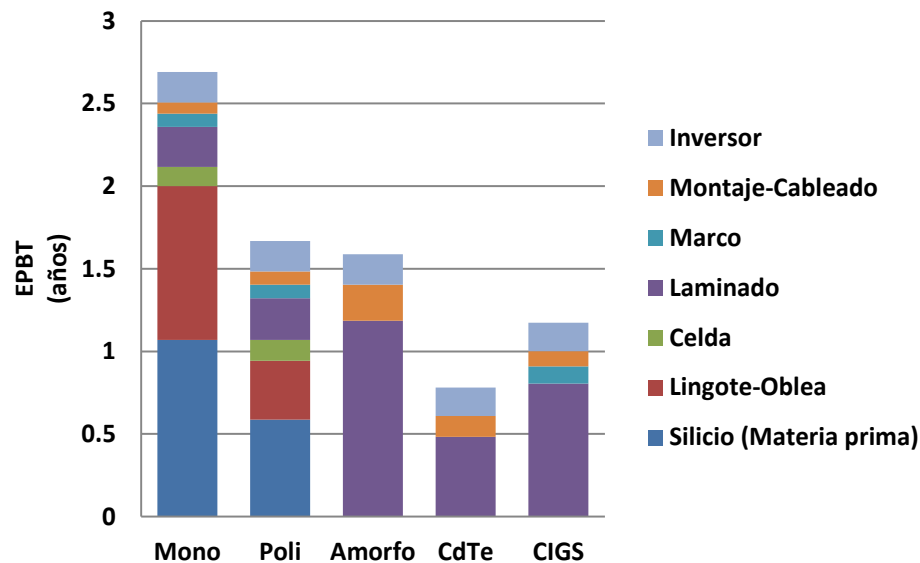


Figura 6. EPBT o tiempo de recuperación de la energía para módulos fotovoltaicos fabricados en China.

Para el caso de los EUA, el EPBT fue de 2.45, 1.52, 1.44, 0.71 y 1.07 años para las tecnologías de silicio monocristalino, policristalino y amorfo y para películas CdTe y CIGS respectivamente (Figura 7).

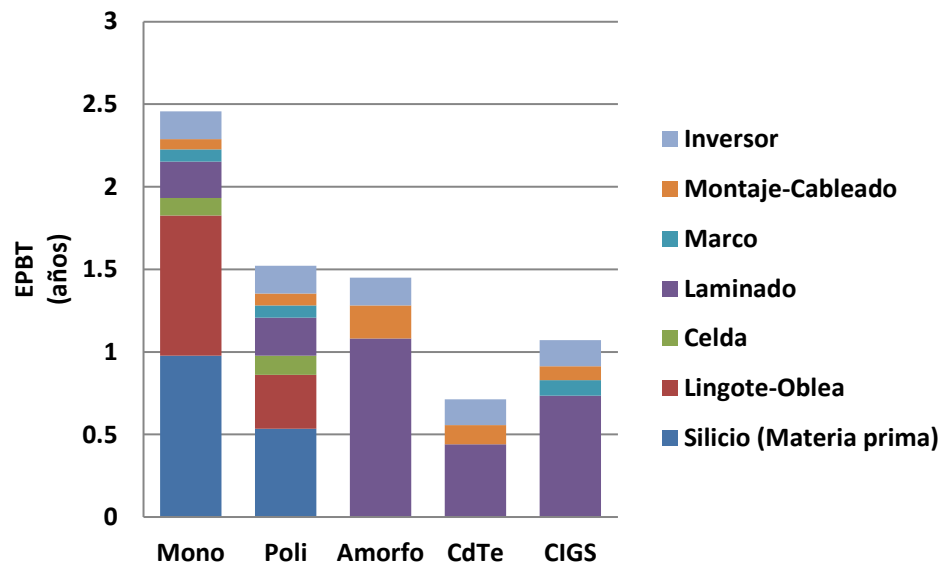


Figura 7. EPBT o tiempo de recuperación de la energía para módulos fotovoltaicos fabricados en los Estados Unidos de América.

En ambos casos, para las tecnologías de silicio monocristalino y policristalino, el mayor impacto ambiental se debe a la extracción y purificación del silicio. Es decir, entre la extracción y purificación del silicio se consume más de la mitad de la energía total utilizada en el proceso de fabricación de ambas tecnologías. Igualmente, en las tecnologías de película delgada, el proceso de laminado de los módulos fotovoltaicos es el que tiene mayor impacto ambiental ya que el consumo de energía alcanza más de la mitad del total (Mulvaney, 2014; Yue et al., 2014).

6.3.4 Conclusiones y reflexiones preliminares

La mayor proporción de energías limpias en el mix eléctrico de EUA (32%) fue una influencia determinante al estimar menores tiempos de amortización de la energía durante la etapa de uso de las diferentes tecnologías fotovoltaicas, en relación a sus pares fabricados en China, en donde se cuenta con una aportación del 28% de energías limpias en el mix eléctrico. De las cinco tecnologías evaluadas, las de silicio monocristalino y policristalino resultaron en un mayor EPBT debido, principalmente, al elevado consumo de energía durante el proceso de extracción y purificación del silicio. Por su parte, la tecnología de película delgada CdTe presenta el menor EPBT en los dos casos analizados.

En el futuro se tendrán que hacer estudios en los que se considere el mix eléctrico regional y, en caso de tener la información disponible, el mix eléctrico específico de cada localidad. Este tipo de análisis contribuirá a realizar una estimación más precisa del potencial ambiental de las tecnologías fotovoltaicas.

6.4 Resumen y recomendaciones finales

Existe una diversidad de casos en los que se puede aplicar la investigación científica en pro de la disminución de emisiones dañinas al ambiente y, por lo tanto, en pro de la mitigación del cambio climático. En este capítulo se mostraron dos casos de estudio, uno de ellos se refiere al análisis del uso de la bicicleta como medio de transporte en la ciudad de Mexicali, Baja California; el otro, al tiempo de recuperación de la energía que un sistema de energía renovable por medio de celdas fotovoltaicas requiere para generar la misma cantidad de energía utilizada para su fabricación. Ambos casos son solo ejemplos de las numerosas y diversificadas acciones para la mitigación del cambio climático que, a nivel mundial, están siendo evaluadas, expuestas y defendidas con la mira de promover su aplicación y ayudar a reducir las emisiones de GEI.

El diagnóstico sobre el uso de bicicleta arroja datos ambiguos. Por un lado, este medio de transporte es utilizado mayormente en la periferia de la ciudad, hecho que parece estar ligado con la complicación y el costo de utilizar el transporte público, y se hace caso omiso de las medidas de seguridad adecuadas para esta actividad. Así mismo, la cantidad de bicicletas resulta insignificante en comparación con el volumen de vehículos automotores. Por otro lado, la necesidad de disminuir las emisiones en una de las ciudades con un serio problema de partículas en el ambiente. Se observa que, aunque la infraestructura vial de la ciudad está desarrollada principalmente para el uso del automóvil, es alto su potencial de adecuación para el uso de bicicletas. Adicionalmente, se deben

implementar programas de concientización y dar a conocer que el uso de bicicleta ayuda a reducir las emisiones dañinas que conllevan la aceleración del cambio climático.

En el caso de los módulos fotovoltaicos, para que estos alcancen mayor grado de industrialización, se requiere reducir sus costos de producción y optimizar sus diseños. Este trabajo reporta el tiempo de retorno de la energía en México de las tecnologías fotovoltaicas de silicio monocristalino, policristalino y amorfo y de película delgada CdTe y CIGS. El estudio se basó en las directrices elaboradas por el Task12 del Programa de Producción Fotovoltaica de la Agencia Internacional de Energía, considerando tanto el recurso solar promedio como el mix eléctrico nacional. El tiempo de recuperación de la energía fue de 1.2, 3.2, 1.4, 2.5 y 3.2 años para las tecnologías de silicio monocristalino, policristalino, amorfo, CdTe y CIGS, respectivamente. Pese a ser la primera vez que se reporta éste tipo de información para América Latina, es necesario realizar estudios más detallados para las diferentes regiones del país.

Los dos casos presentados en este apartado son una muestra de la necesidad de disminuir el uso de energías no renovables que inciden en la producción de GEI y, por ende, en el cambio climático. Así mismo, se muestra que, aunque este fenómeno es un problema global, es recomendable estudiarlo a escalas locales y en todos los sectores, para conocer el contexto particular y la magnitud del daño generado en cada uno de ellos. Con este conocimiento se pueden proponer acciones específicas que tengan la factibilidad de ser implementadas con éxito en el mejoramiento de la calidad de vida de la población, la preservación del medio ambiente y la disminución de la contaminación (INE 2009).

Referencias

- Banister, D. (2011), 'Cities, mobility and climate change', *Journal of Transport Geography*, 19(6), pp. 1538–1546.
- CONAPO (Consejo Nacional de Población) (2016), *Estimaciones y proyecciones de la población por entidad federativa*, [en línea]. Disponible en: http://www.conapo.gob.mx/es/CONAPO/Proyecciones_Datos (consultado: el 15 de abril del 2015).
- Cucchiella, F. y D'Adamo, I. (2012), 'Estimation of the energetic and environmental impacts of a roof-mounted building-integrated photovoltaic systems', *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16, pp. 5245–5259.
- De Wild-Scholten, M. (2013), 'Energy payback time and carbon footprint of commercial photovoltaic systems', *Solar Energy Materials & Solar Cells*, 119, pp. 296–305.
- Desideri, U., Proietti, F., Zepparelli, P., Sdringola y Bini, S. (2012), 'Life Cycle Assessment of a ground-mounted 1778 kWp photovoltaic plant and comparison with traditional energy production systems', *Applied Energy*, 97, pp. 930–943.
- Fthenakis, V., Kim, H., Frischknecht, R., Raungei, M., Sinha, P. y Stucki, M. (2011a), *Life Cycle Inventories and Life Cycle Assessments of Photovoltaic Systems*, International Energy Agency, Photovoltaic Power Systems Programme. Report, IEA-PVPS Task12-02:2011.

- Fthenakis, V., Frischknecht, R., Raugei, M., Kim, H., Alsema, E., Held, M. y de Wild-Scholten, M. (2011b), *Methodology Guidelines on Life Cycle Assessment of Photovoltaic Electricity*, International Energy Agency. Photovoltaic Power Systems Programme, report IEA-PVPS Task12-03:2011.
- Fu, Y., Liu, X. y Yuan, Z. (2014), 'Life-cycle assessment of multi-crystalline photovoltaic (PV) systems in China', *Journal of Cleaner Production*, 86, pp. 180-190.
- Galindo, M., Santos, M. y Benites, J. (2013), 'Proyecto para desarrollar el Programa de Cambio Climático en el Estado de Baja California, Sector Transporte', Mexicali, B. C., en Quintero, M. (ed), *Baja california ante el embate del cambio climático*, pp. 155-180, UABC, México.
- García, L. (2013), *La bici y el Medio Ambiente: La bici en Granada* [en línea]. Disponible en: http://labiciengranada.blogspot.mx/p/blog-page_11.html (consultado: 23 de abril de 2014).
- Gobierno del Distrito Federal (2012), *ECOBICI* [en línea]. Disponible en: <https://www.ecobici.df.gob.mx/es/informacion-del-servicio/que-es-ecobici> (consultado: 4 de julio de 2014).
- Gossop, C. y Webb, A. (1993), *Towards a sustainable energy policy: Planning for a sustainable environment*, Earthscan Publications, London.
- Huizenga, C. y S. Bakker (2010), *Instrumentos climáticos para el sector transporte: Informe de Consultores*, SLoCaT, Italia.
- INE (Instituto Nacional de Ecología) (2012) [en línea]. Disponible en: <http://cambioclimatico.inecc.gob.mx/> (consultado: julio de 2016).
- IPCC, 2001, *Tercer informe de evaluación del cambio climático* [en línea]. Disponible en: http://www.ipcc.ch/home_languages_main_spanish.shtml (consultado en 2016).
- Jiménez, C., B. E. (2002), *La contaminación ambiental en México: Causas, efectos y tecnología apropiada*, Ed. Limusa, México, D.F., 926 p.
- Kim, H., Cha, K., Fthenakis, V., Sinha P. y Hur, T. (2014), 'Life cycle assessment of cadmium telluride photovoltaic (CdTe PV) systems', *Solar Energy* 103, pp. 78–88.
- Low, N. y Gleeson, B. (2003), *Making Urban Transport Sustainable*, Palgrave Macmillan UK, Australia, 299 p.
- Melero, A., Quintero, M. y Galindo, M. (2013), 'Análisis de las estrategias de mitigación y adaptación del sector transporte en la ciudad de Mexicali', *Estudios Fronterizos*, 14, pp. 79–105.
- Monteiro, P., Nascimento, L. y De Rezende, C. (2013), 'Contaminación causada por automóviles y el derecho ambiental en el impuesto Brasil: la reestructuración fiscal propuesta para el desarrollo sostenible', *Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 8, pp. 183–203.
- Mulvaney, D. (2014). 'Solar's Green Dilemma. Must cheaper photovoltaics come with a higher environmental price tag?'. *IEEE Spectrum*, September, 26–29.
- Nesamani, K. (2010), 'Estimation of automobile emissions and control strategies in India', *The Science of the total environment*, 408(8), pp.1800-1811.

- ONU (Organización de las Naciones Unidas) (1998), *Protocolo de Kyoto de la Convención Marco de las Naciones Unidas Sobre el Cambio Climático* [en línea]. Disponible en: <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpspan.pdf> (consultado en julio de 2016).
- ONU (2016) *Ozono* [en línea]. Disponible en: <http://www.cinu.mx/temas/medio-ambiente/ozono/> (consultado en julio de 2016).
- Peng, J., Lu, L. y Yang, H. (2013), 'Review on life cycle assessment of energy payback and greenhouse gas emission of solar photovoltaic systems', *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 19, pp. 255–274.
- Samaniego, J., Jordán, R. y Ruiz, M. (2013), *Estrategias de desarrollo bajo en carbono en megaciudades de América Latina*, Ed., Santiago de Chile: Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL) [en línea]. Disponible en: <http://148.231.10.114:3018/ehost/detail/detail?sid=9ff7b029-b358-459b-8e1f-580e071dfbbe@sessionmgr110&vid=0&hid=107&bdata=Jmxhbm9ZXMmc2l0ZT1laG9zdC1saXZl#db=a9h&AN=57140994> (consultado el 19 de marzo del 2014).
- Sandoval, J. (2012), *La importancia de la bicicleta en la movilidad del Distrito Federal*, Universidad Nacional Autónoma de México, Tesis de Maestría, Universidad nacional Autónoma de México.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos naturales) (2006), *Hacia una Estrategia Nacional de Acción Climática, Comisión Intersecretarial de Cambio Climático*, México.
- Solís, J. y Sheinbaum, C. (2013), 'Energy consumption and greenhouse gas emission trends in Mexican road transport', *Energy for Sustainable Development*, 17(3), pp. 280–287.
- Sumper, A., Robledo-García, M., Villafáfila-Robles, R., Bergas-Jané, J. y Andrés-Peiró J. (2011), 'Life-cycle assessment of a photovoltaic system in Catalonia (Spain)', *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15, pp. 3888–3896.
- USGS (United States Geological Service) (2015), Mapas temáticos [en línea]. Disponible en: <http://earthexplorer.usgs.gov/> (consultado: 20 de febrero de 2015).
- WHO (World Health Organization) (2005). 'Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global update 2005'. *Summary of risk assessment*.
- Yue, D., You, F., y Darling, S. B. (2014). 'Domestic and overseas manufacturing scenarios of silicon-based photovoltaics: Life cycle energy and environmental comparative analysis'. *Solar Energy*, 105, pp. 669-678.

7 Estación de transferencia de residuos sólidos urbanos

**Jorge M. Jauregui-Sesma¹, Martha P. Salcedo-Maldonado¹, Sara Ojeda-Benítez¹,
Samantha E. Cruz-Sotelo², Silvia E. Ahumada-Valdez¹, Elizabeth Ramírez-Barreto¹**

¹Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

²Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

7.1 Introducción

En la actualidad, una gran proporción de la población mundial se concentra en zonas urbanas, lo que representa cada vez mayores problemas urbano-ambientales por resolver. En las grandes ciudades se demandan bienes de consumo en forma desmedida y sin haber establecido previamente medidas de control en el manejo de los residuos generados, lo cual se convierte en un problema urbano, tal como lo señalan Calva-Alejo et al. (2014) y Jiménez (2015).

Entre los problemas que enfrentan los municipios se encuentra la gestión de residuos sólidos urbanos (GRSU), la que es compleja debido a los múltiples factores involucrados a lo largo del proceso de gestión, entre ellos los económicos, ambientales, tecnológicos, políticos, sociales y culturales. Aunado a esto, los patrones de producción y consumo tienden a privilegiar a la generación de residuos, promoviendo la cultura de lo desechable que acorta los ciclos de vida de los productos que se consumen. Por ello la GRSU se ha convertido en uno de los grandes desafíos en las zonas urbanas de todo el mundo y, paulatinamente, se ha transformado en una prioridad para los gobiernos locales, dada su vinculación con aspectos económicos, sociales, sanitarios y, en general, ambientales de la misma ciudad. En este sentido, la GRSU es evaluada como un ciclo de varias etapas estrechamente relacionadas entre las que se incluye la generación, el almacenamiento, el barrido, la recolección, la transferencia, la valorización como materia o energía, el tratamiento y la disposición final de residuos (Ekmekçioglu, et al., 2010 y Jiménez, 2015).

Es importante aclarar que el manejo integral de residuos generalmente incluye solo cinco de las etapas mencionadas: recolección, transporte, valorización, tratamiento y disposición. Por otro lado, el proceso de gestión incluye un conjunto articulado e interrelacionado de acciones normativas, operativas, financieras, de planeación, administrativas, sociales, educativas, de monitoreo, supervisión y evaluación. Estas acciones se enfocan en el manejo de residuos, desde su generación hasta la disposición final.

En el campo de la gestión de residuos sólidos, la transferencia es el elemento funcional y se refiere a los medios, instalaciones y accesorios utilizados para efectuar los traslados de residuos desde un lugar a otro. La etapa de transferencia es importante en los sistemas modernos de gestión, principalmente en las grandes ciudades en las que las denominadas estaciones de transferencia de residuos sólidos (ETRS) se operan como un punto intermedio entre la recolección y el tratamiento

o disposición final (Washburn, 2012). Una estación de transferencia es entonces una instalación en donde se realizan descargas y almacenamiento de residuos, los cuales posteriormente son transportados a otro lugar para su disposición final o valorización. Es importante destacar que la ETRS no es una instalación propia del modernismo. Sánchez y Estrada (1996) señalan que, en el manejo de residuos sólidos, esta infraestructura siempre ha acompañado al ser humano en su desarrollo, sin embargo, es hasta finales del siglo pasado que se ha generalizado en las grandes ciudades. El propósito de la ETRS es recibir los residuos sólidos de los vehículos provenientes de la recolección para transferirlos a un vehículo de mayor capacidad y ser transportados a la planta de tratamiento o al relleno sanitario, optimizando los costos de operación.

Actualmente, no existe una regla precisa para establecer cuándo es necesario incluir una ETRS en el manejo de residuos, sin embargo, es común que se requieran en ciudades con más de un millón de habitantes; aunque existen ciudades con menor población que han incorporado esta infraestructura a sus sistemas de manejo de residuos. Para determinar la viabilidad de instalación de una ETRS se requiere de un análisis de ciclo de vida (ACV), el que, mediante una comparación entre las cargas ambientales y los beneficios de estas instalaciones en la recuperación de residuos, permite determinar el impacto ambiental asociado al proceso de transferencia. Por otro lado, tradicionalmente, el criterio determinante para la ubicación de una estación de transferencia ha sido la minimización de los costos de transporte ya que, claramente, es más barato transportar un gran volumen de residuos a larga distancia que hacerlo en pequeñas cantidades (Bovea, et al. 2004; Eshet, et al. 2007; Chunping, et al. 2008).

En México, la gestión de RSU es una actividad que compete al área de servicios públicos de los ayuntamientos. Entre las etapas que se manejan o que se concesionan a particulares está la de transferencia. En este capítulo se analiza la estación de transferencia, en general, así como la función que ha cumplido en el manejo de los RSU. Para ello se presentan tres tipos de ETRS: (a) de carga directa, (b) de carga indirecta y (c) con recuperación de residuos. Se incluye una descripción de la infraestructura requerida, la localización de los procesos dentro de la instalación, la ubicación geográfica y la descripción de los actores involucrados en los procesos que se llevan a cabo en una ETRS con recuperación de residuos. Se presenta una breve descripción de las ETRS en México, finalizando con la incorporación de la operación de un caso de estudio de ETRS con recuperación de residuos.

7.2 Tipos de estaciones de transferencia

La actividad de recolección y transporte de los RSU es una de las etapas más costosas en la gestión integral de residuos debido al alto consumo de combustibles fósiles empleados. Sin embargo, al combinar las cargas de residuos de varios camiones de recogida en un solo envío, se ahorra dinero en costos laborales y de operación al reducir el número total de viajes al sitio de disposición final. Esta acción también permite disminuir el tráfico de camiones y de emisiones al aire, ayudando a mitigar los impactos ambientales (EPA, 2002; Li et al., 2013; Zang et al., 2013 y Soltani et al., 2014).

El tamaño y la capacidad de una ETRS depende de la extensión de la zona de servicio, la cantidad y composición de RSU generados, el tipos de vehículos utilizados en la recolección, el número de actividades u operaciones que se realizan en ellas y la distancia al sitio de disposición final (EPA 2002; Chatzourdis y Komilis 2012; Zang et al., 2013). Una estación de transferencia puede ser considerada pequeña cuando recibe hasta 100 ton/día; cuando la cantidad de residuos recibidos está entre 100 y 500 ton/día se considera de capacidad media; y, cuando recibe más de 500 ton/día es clasificada como una estación de transferencia grande. Por otro lado, las instalaciones pueden ser abiertas (techo sin paredes), semicerradas (techo con dos paredes) y completamente cerradas (con puertas de acceso a camiones) (Washburn, 2012). En la tecnología de estaciones de transferencia cerrada se controlan mejor los efectos ambientales tales como el ruido, polvo, fauna nociva, microorganismos y malos olores; así mismo reduce el impacto y deterioro del entorno urbano a la ETRS.

En un modelo general, las operaciones que se realizan en una ETRS son descarga, vertido, carga y procesamiento, el que puede variar dependiendo del tipo de estación. La zona de descarga es el área en la que se recibe el camión recolector, se pesa, documenta y posteriormente se procede a la descarga del vehículo. Estas operaciones son realizadas por el conductor y un supervisor u operario de la ETRS. En la zona de vertido, los residuos acumulados son depositados en un foso o tolva. La maquinaria utilizada en el proceso depende del tipo y diseño de la instalación. Es en la zona de carga en la que se ubican los camiones de transferencia, a la salida de la tolva o maquina compactadora, para ser cargados. Dependiendo del tipo y diseño de la instalación se utilizaran otros equipos. Finalmente, en la zona de procesamiento de una ETRS se puede llevar a cabo, entre otras actividades, la segregación de residuos reciclables, de forma manual y/o mecánica.

Los métodos de procesamiento más empleados en las ETRS con recuperación de RSU son compactación, segregación, trituración y embalaje. La compactación se realiza para reducir el volumen de la basura en razón de 2:1 a 3:1, lo que permite mayor aprovechamiento de la capacidad de carga de los camiones. La trituración es un proceso más caro y se realiza a través de molinos especiales para basura, con el objetivo de reducir el volumen y facilitar su transporte ya que la basura triturada tiene características menos agresivas y su disposición es más fácil. Con la segregación se disminuye la cantidad de residuos que deben ser transportados al relleno y se obtienen ingresos de la venta de reciclables separados, sin embargo, requiere de mayor infraestructura para la selección y almacenamiento de dichos materiales, así como de la existencia de un mercado para los materiales recuperados. Mediante el proceso de embalaje se compacta la basura en bloques y ocupa menos espacio, lo cual facilita la disposición en rellenos sanitarios. Para este proceso se requiere muy poco equipo y se pueden utilizar vehículos con carrocería tipo plataforma para trasladar la basura del ETRS al sitio de disposición final.

Por otro lado, en las ETRS sin recuperación de residuos la basura es trasbordada al vehículo de transferencia sin ningún tratamiento, excepto el de compactación, siempre y cuando el camión recolector cuente con compactador integrado. Estas instalaciones son muy utilizadas por la

simplicidad de su construcción, operación y bajo costo inicial. Se emplean usualmente cuando la densidad de la basura es media o alta (hasta 400 kg/m³).

De acuerdo al tipo de operaciones que se realizan en la etapa de transferencia de la gestión de residuos en un municipio determinado, existen tres tipos de ETRS, las que se describen a continuación.

Estación de transferencia de carga directa

La estación de transferencia que funciona con carga directa (Figura 1) opera trasbordando los residuos directamente del camión de recolección, con capacidad de entre cinco y ocho toneladas, a vehículos de transporte de mayor volumen. La capacidad de carga de estos vehículos puede variar entre 20 y 25 toneladas, dependiendo de sus características en tamaño o en su sistema de compactación interno, en caso de contar con él (Sánchez y Estrada, 1996; EPA, 2002; Bovea et al., 2007). En este tipo de ETRS se registra el peso de los vehículos a la entrada y a la salida de las instalaciones de descarga, con el fin de llevar un control de los residuos depositados. El requisito para este proceso es contar con un contenedor vacío para realizar la operación (Figura 1).

En instalaciones de tipo cerrado puede haber equipos de alimentación y de compactación para cargar los vehículos de transferencia. Cuando las ETRS operan con vehículos abiertos, se utilizan equipos de tipo brazo hidráulico para la nivelación de la basura.

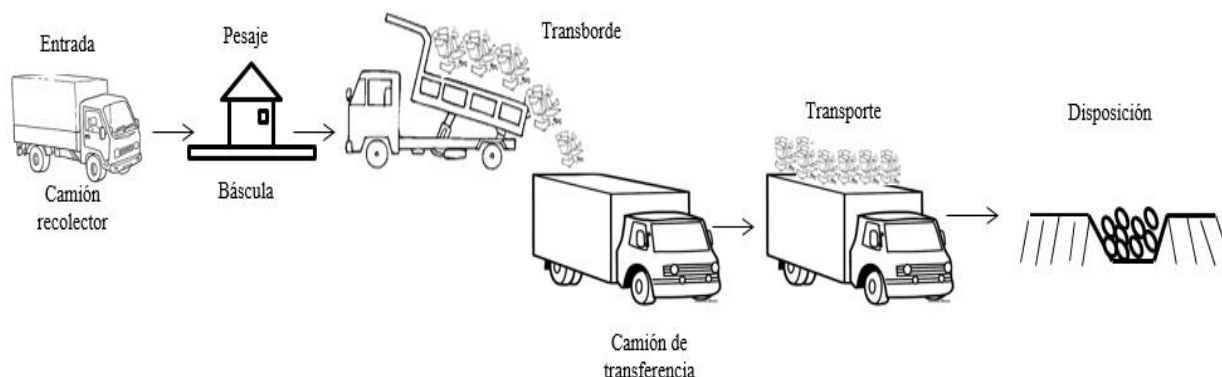


Figura 1. Esquema de estación de transferencia con carga directa.

Estación de transferencia de carga indirecta

La ETRS con carga indirecta consiste en el proceso de vaciado de los residuos directamente en fosos o en una plancha de concreto (sin estar en contacto con la tierra). Cuando se combina con almacenamiento en suelo, primeramente se descargan los residuos para acumularlos y, posteriormente, cargarlos en camiones de transferencia, utilizando equipos mecánicos como retroexcavadoras y trascabos (Figura 2).

La descarga también puede realizarse en un foso con capacidad para recibir la carga de varios camiones. Los fosos pueden tener el sistema de fondo móvil por correas transportadoras que lleven la basura a una altura que permite cargar los vehículos de transferencia. Otro sistema que se emplea para remover los residuos del foso y cargar los vehículos de transferencia es el de puentes grúas.

Una ventaja del sistema de transferencia de carga indirecta es que no es necesario esperar a contar con contenedores vacíos para realizar el proceso, pero es necesario tener espacio suficiente disponible para depositar los residuos. La desventaja de este tipo de ETRS es que, si el tiempo de servicio en el trasbordo es mayor al patrón de arribo de los residuos, puede llegar a acumularse una gran cantidad de residuos.

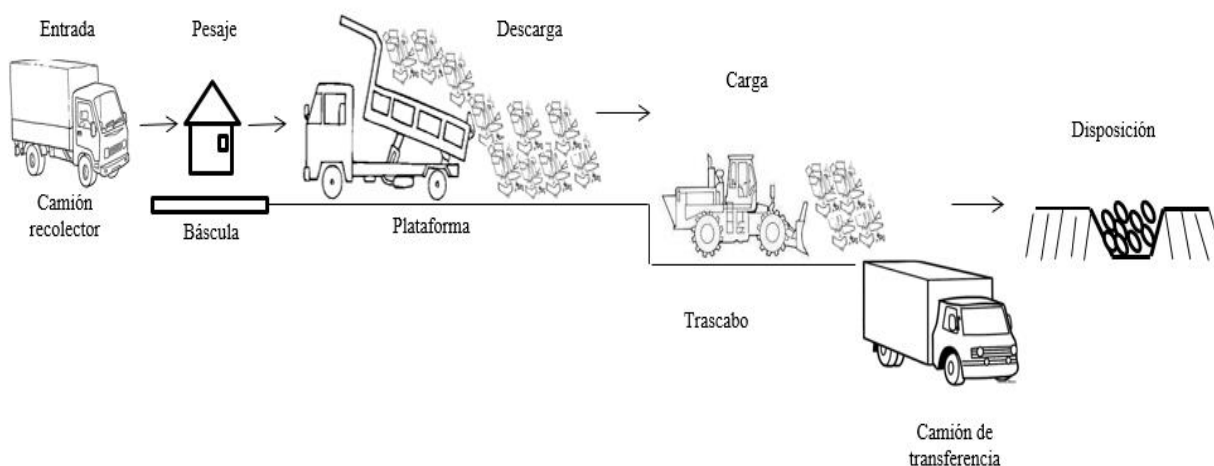


Figura 2. Esquema de estación de transferencia de carga indirecta en suelo.

Estación de transferencia con recuperación de residuos

Las ETRS de este tipo, también denominadas multipropósitos, están dedicadas a la recuperación de residuos, es decir, al manejo, rescate y traslado de materiales aprovechables hacia los sitios de disposición final o de aprovechamiento, tales como plantas de reciclaje, centros de procesamiento, incineradores e instalaciones de compostaje, entre otras (Sánchez y Estrada, 1996; Eshet, et al. 2007; Varón et al., 2015). Para realizar estas actividades, dentro de las instalaciones se llevan a cabo procesos de segregación y compactación, operaciones que requieren el uso de equipos especializados tales como bandas segregadoras y compactadores, en combinación con mano de obra directa. Aunque este tipo de ETRS han sido diseñadas con el potencial de recuperar residuos sólidos, el volumen de recuperación depende de la capacidad instalada en el sistema de segregación, tanto manual como mecánica. Cuando la capacidad de segregación no es suficiente, los residuos excedentes se cargan sin más tratamiento al camión de transferencia para ser transportados a disposición final (Figura 3).

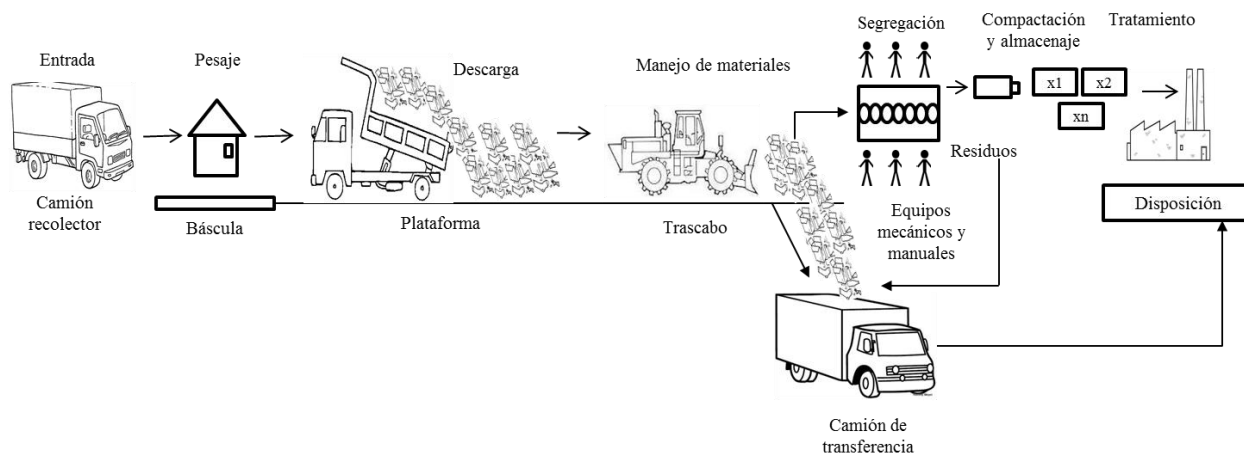


Figura 3. Esquema de estación de transferencia con recuperación de residuos.

Los modelos de ETRS mencionados poseen limitantes y ventajas con relación a su capacidad instalada y al tipo de infraestructura para realizar sus funciones. Komilis (2008) y Varón et al. (2015) mencionan las siguientes ventajas en el uso de estas instalaciones:

- Disminución de los costos globales de transporte hacia el punto de tratamiento o disposición y de horas improductivas de mano de obra empleada en la recolección.
- Reducción del tiempo improductivo de los vehículos de recolección en su recorrido al sitio de disposición final.
- Aumento de la vida útil y disminución en los costos de mantenimiento de los vehículos recolectores.
- Aumento de la vida útil de los rellenos sanitarios.
- Incremento en la eficiencia del servicio de recolección, por medio de una cobertura más homogénea y balanceada en las rutas de recolección.
- Mayor regularidad en el servicio de recolección, debido a la disminución de desperfectos de ejes, muelles, suspensiones y llantas al transitar hasta el sitio de disposición final.
- Reducción en la contaminación ambiental y del impacto visual provocado por el aumento en el tráfico de camiones.
- Se reducen las afectaciones a la salud pública.

7.3 Infraestructura requerida en el diseño de una estación de transferencia

Dado que la forma en que se manejan los residuos determina el tipo de maquinaria y equipo a utilizarse, así como los espacios e infraestructura en obra civil requeridos, existe una serie de lineamientos técnicos que deben ser considerados para el diseño de una estación de transferencia (Everett y Applegate 1995; Sánchez-Gómez y Estrada-Núñez, 1996; EPA, 2002). Los requerimientos pueden variar de acuerdo a los tres tipos de estación de transferencia mencionados previamente. En la Tabla 1 se muestran los elementos necesarios para la operación de una ETRS.

Tabla 1 Infraestructura requerida para la operación de una estación de transferencia

Infraestructura	Tipo de estación de transferencia		
	De carga directa	De carga Indirecta	Con recuperación
Oficinas	X	X	X
Caseta de control	X	X	X
Taller de reparaciones mecánicas	X	X	X
Jardines	X	X	X
Techos en el área de descarga y procesos	X	X	X
Rampas de acceso de vehículos recolectores	X	X	X
Área de trasbordo con preparación de piso para captación de lixiviados	X		
Fosa principal para descarga temporal de residuos con preparación para captación de lixiviados		X	X
Aspersores de agua para el control de polvos en las tolvas	X	X	X
Acceso adecuado para vehículos recolectores y camiones de transferencia	X	X	X
Área de maniobras de vehículos recolectores y camiones de transferencia	X	X	X
Salida de vehículos de transferencia y camión recolector	X	X	X
Estacionamiento de vehículos de transferencia y camión recolector	X	X	X
Área de almacenamiento temporal de cajas transferencia		X	X
Área de operación para la instalación de equipos para recuperación de residuos			X
Área de almacenamiento de productos finales			X
Equipos			
Camiones de transferencia	X	X	X
Cajas de transferencia con sistemas de compactación o sistemas mecánicos de descarga	X	X	X
Báscula de vehículos	X	X	X
Sistemas de ventilación mecánica (extracción de olores)	X	X	X
Montacargas		X	X
Retroexcavadora		X	X
Trascabo		X	X
Grúas		X	X
Bandas segregadoras			X
Alimentadoras de banda			X
Básculas de piso			X
Compactadores			X
Alimentadoras de compactadores			X

Por otro lado, un esquema de la ubicación de las instalaciones y áreas de operación requeridas para el buen funcionamiento de una ETRS se muestra en la Figura 4. El diseño que se presenta puede variar dependiendo de la ubicación geográfica y del tamaño del terreno. Para el caso de la ETRS de carga directa, se indica con un círculo una de las áreas que es exclusiva de este tipo de estación, que corresponde el área de trasborde.



Figura 4. Ubicación de las instalaciones y áreas de operación requeridas en el diseño de una estación de transferencia.

Una vez establecida la infraestructura requerida en el diseño de la estación de transferencia, se procede a determinar la ubicación geográfica de las instalaciones, ya que éste es un factor fundamental que se refleja en los costos operativos, en el funcionamiento interno, en la eficiencia en las rutas de recolección y en los tiempos de servicio. El análisis de la ubicación geográfica de estas estaciones es prioritario para los grupos de interés, los que realizan la toma de decisiones operativas y de logísticas entre las cuales se encuentran las inversiones para la adquisición de terrenos, para la compra de maquinaria y para la construcción misma (Farahani et al., 2010). Las instalaciones de las ETRS representan una inversión a largo plazo por lo que se debe ser eficiente en los costos de operación y asegurarse de que la inversión sea redituable en los períodos estipulados. Otro factor importante a considerar en la ubicación de las estaciones de transferencia es el impacto social y cultural sobre la gente que vive en los alrededores ya que instalaciones como estas generan olores que afectan a los residentes (Chalkias y Lasaridi 2010).

Cuando la ETRS es planeada para servir a más de un municipio, es recomendable considerar la ubicación de cada uno de ellos, las rutas en sus sistemas de recolección y el destino final de los residuos (rellenos sanitarios). Como ya se ha mencionado, las distancias que se recorren tienen un impacto en los costos del sistema de recolección y de transporte, por lo tanto, la ETRS debe ubicarse lo más cerca posible del centro de gravedad geográfico de la zona por atender (Chatzouridis y Komilis 2012).

En la Figura 5 se muestra un esquema gráfico sobre la forma recomendada para ubicar una ETRS. Como se puede observar, la ETRS se localiza en la zona de intersección entre dos círculos que representan, cada uno, una zona de recolección. El radio más adecuado para estos círculos ha sido estimado en 16 km (Sánchez-Gómez y Estrada-Núñez, 1996) ya que esta extensión hace más eficiente el servicio de recolección y de transporte de los residuos hacia la estación. En ciudades más grandes puede haber tantos círculos como la condición geográfica lo permita, así como dos o más estaciones de transferencia. También se observa que el sitio de disposición final se encuentra fuera de los límites de la zona urbana, a una distancia que puede variar dependiendo de las dimensiones de la ciudad. De acuerdo con la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, por sus siglas en inglés, 2002), el beneficio económico de utilizar estaciones de transferencia se incrementan cuando la distancia entre éstas y los sitios de disposición final es mayor o igual a 24 kilómetros.

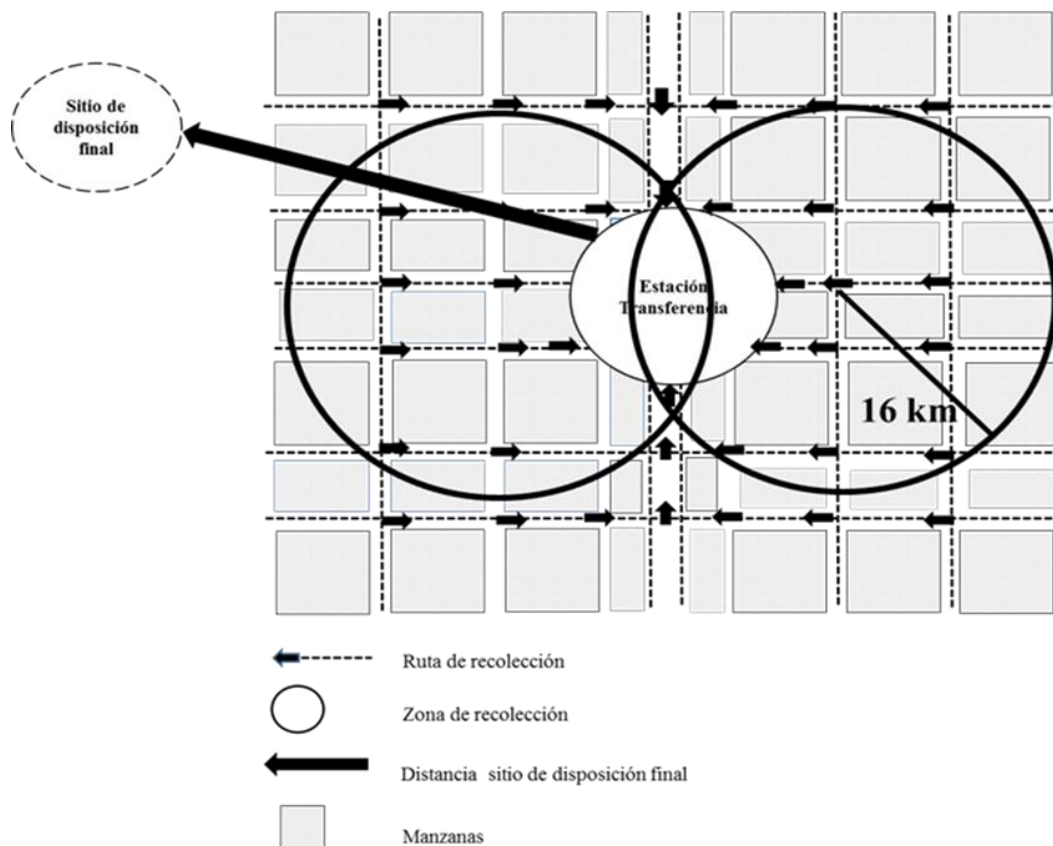


Figura 5. Ubicación ideal de una estación de transferencia en una ciudad.

Con relación al tamaño y capacidad de las estaciones de transferencia, la EPA (2002) establece los siguientes factores a considerar en el diseño:

- Definir el área o zona de servicio
- Determinar la cantidad de residuos generados dentro de la zona, incluyendo proyecciones del crecimiento de la población y programas de reciclaje.
- Tipos de vehículos que entran a las instalaciones, incluyendo los de servicio de empresas privadas y particulares.
- Tipos de materiales que van a ser transferidos y sus variantes de acuerdo con las estaciones climáticas.
- Horarios de servicio que presta la instalación y tiempos de arribo de los usuarios.
- Rapidez en la descarga de residuos provenientes de los diferentes tipos de vehículos.
- Relaciones comerciales que se tenga con otras instalaciones de manejo de residuos, como sitios de confinamiento, recicladoras e instalaciones con recuperación de energía.

Estos factores determinan la capacidad instalada que deben tener las ETRS para dar el servicio de manejo de residuos y no generar acumulación de material o líneas de espera.

7.4 Actores involucrados en los procesos internos en la estación de transferencia con recuperación

En esta sección se describe el papel que juegan los actores involucrados en la operación de la ETRS con recuperación. Dichos actores desarrollan actividades relacionadas con el proceso de segregación, para enviar los residuos con valor en el mercado a la venta y/o a sitios de tratamientos específicos de acuerdo a su composición, minimizando el volumen de RSU que van a disposición final. Parte de las actividades desarrolladas por los actores implican el uso de equipos mecánicos, los cuales siguen una secuencia cronológica en el flujo de materiales para la obtención del producto final (material segregado). Estos actores son:

- 1) **Tomador de decisiones:** Es el encargado de organizar la operación de la ETRS, asignar las actividades al resto de los actores y vigilar el cumplimiento en tiempo y forma, garantizando la máxima recuperación de residuos y considerando costos, seguridad e higiene y la normatividad ambiental que debe cumplir una ETRS.
- 2) **Personal operativo:** Son los encargados de realizar las actividades implicadas en el manejo de materiales, tales como pesaje de productos, manejo de residuos en zonas de carga y descarga, manejo de equipos mecánicos y, en el caso de estaciones con recuperación de residuos, se encargan de operar los equipos y maquinaria requeridos para ello.
- 3) **Segregadores formales:** Se encargan de realizar la segregación de residuos utilizando equipos mecánicos como bandas segregadoras y compactadoras. Este personal está bajo la responsabilidad del municipio o de la empresa que tiene la concesión del manejo de residuos.

- 4) **Segregadores informales:** Estos actores forman parte de la cadena de recuperación de residuos; son trabajadores independientes denominados pepenadores y trabajan en la segregación en las zonas de descarga. Los pepenadores no son empleados formales de la empresa o ayuntamiento, éstos forman sus propios grupos a través de asociaciones como sindicatos, cooperativas o grupos independientes que siempre tienen uno a más líderes. Los productos que recolectan se venden a la empresa que tiene la concesión del manejo de residuos.

En la figura 6, se observa un esquema en el que se presenta el lugar que ocupan los actores involucrados en la operación de una ETRS. En el interior del círculo se incluyen los actores que participan en los diversos procesos de entrada y salida del sistema de manejo en la estación de transferencia. En el exterior de círculo se incluyen otros actores que forman parte de la cadena de recuperación, los que no se incluyen en este capítulo porque sus actividades se realizan fuera de la ETRS.

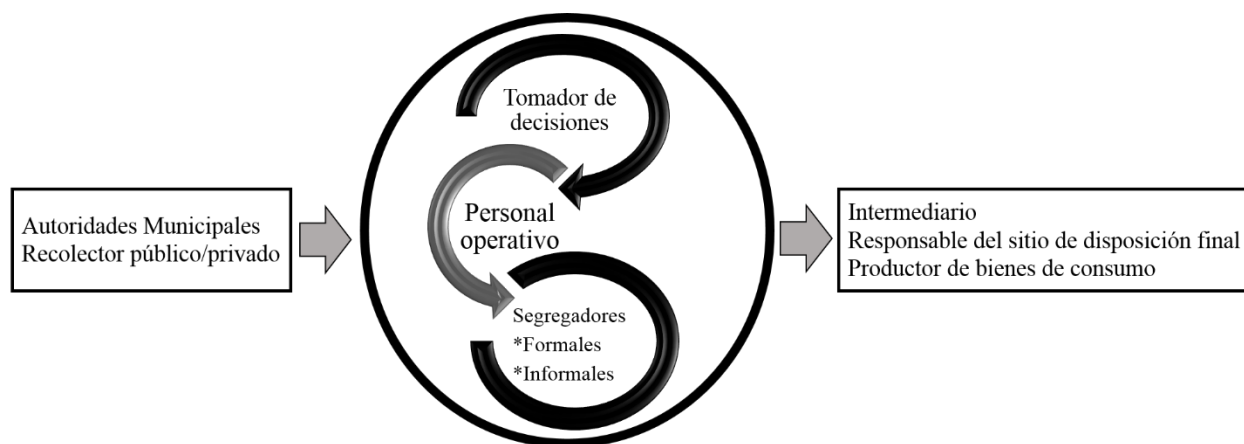


Figura 6. Actores y procesos en la operación de la estación de transferencia.

Sin embargo, para el buen funcionamiento de la estación de transferencia, debe tomarse en cuenta a los actores previos a la operación, los que suministran los materiales a la ETRS, y a los actores posteriores, quienes reciben los productos generados, ya sean segregados, para su tratamiento, o sin segregar, para su confinamiento. Estos actores son parte de la cadena en el manejo de residuos puesto que marcan el flujo y dan continuidad al proceso de gestión. Tomarlos en cuenta implica que el sistema se mantendrá balanceado para evitar acumulación de materiales o falta de los mismos en cualquier parte del proceso.

7.5 Estaciones de transferencia en México

Como ya se ha mencionado, en este país las estaciones de transferencia forman parte de la GRSU. Sin embargo, de las 32 entidades que lo conforman, solo 23 cuentan con estaciones de transferencia, las que suman un total de 113 (Tabla 2). Aunque en México operan ETRS de los tres modelos descritos, en el 71% de los casos únicamente se efectúa el trasborde de RSU mientras

que, solo en el 29% restante se realizan actividades de segregación y, en algunos casos, de compactación y trituración (INEGI, 2014). Es claro entonces que en México la GRSU es un tema que requiere de mayor atención y que la problemática asociada al manejo de la basura sigue sin resolverse, como lo demuestra el reducido número de municipios que cuentan con los beneficios de una ETRS.

Tabla 2. Estaciones de transferencia de residuos sólidos urbanos y procesos reportados por entidad federativa 2012. Modificado de INEGI (2014) y SEMANART (2014).

Entidad federativa	Estaciones de transferencia a2010	Solo almacenamiento temporal	Almacenamiento temporal, separación, compactación y trituración	Estaciones de transferencia 2012*
Aguascalientes	3	3	0	4
Baja California	5	5	0	5
Ciudad de México	13	13	0	13
Chiapas	1	0	1	3
Chihuahua	3	3	0	3
Durango	2	2	0	2
Guerrero	0	*	*	1
Hidalgo	0	*	*	2
Jalisco	7	4	3	14
Edo. de México	15	7	8	15
Michoacán de Ocampo	1	0	1	3
Morelos	7	4	3	10
Nuevo León	5	4	1	6
Oaxaca	4	4	0	4
Puebla	7	5	2	8
Querétaro	1	1	0	3
Quintana Roo	2	0	2	1
San Luis Potosí	3	1	2	1
Sonora	3	3	0	3
Tabasco	1	1	0	1
Tamaulipas	0	*	*	1
Veracruz	3	2	1	7
Yucatán	0	*	*	2
Total	86	62	24	113

* La distribución del tipo de estación de transferencia no está disponible para el año 2012

La Figura 7 muestra cómo están distribuidas las estaciones de transferencia por entidad federativa, ubicadas en cinco zonas geográficas ya que en el sector oficial, el tema del manejo de los residuos en nuestro país se maneja por zona (INE, 2007; SDS, 2010). Como se observa, son cuatro las entidades federativas que tiene el mayor número de ETRS, destacando Estado de México (15 ETRS), Jalisco (14 ETRS), Ciudad de México (13 ETRS) y Morelos (10 ETRS). Para el caso de la Ciudad de México, las ETRS operan como sitios de almacenaje temporal y transferencia; sus instalaciones se ubican en un punto intermedio entre las diversas fuentes generadoras de residuos sólidos (casas, negocios, industrias) y las plantas de selección o el sitio de disposición final.

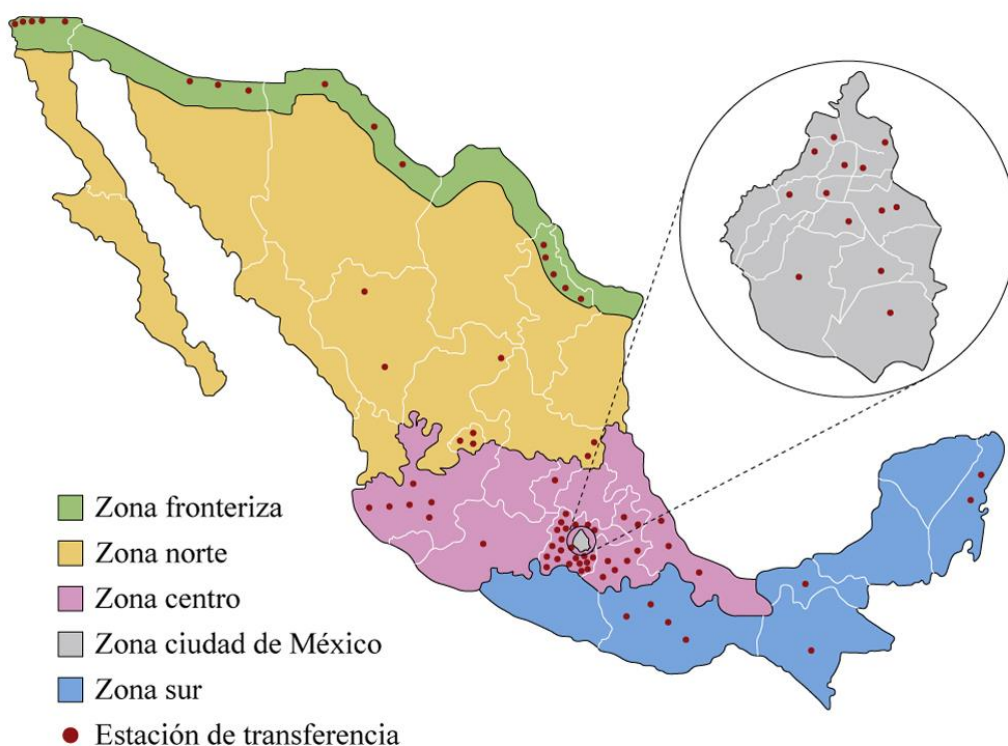


Figura 7. Estaciones de transferencia en operación por entidad federativa en México 2012.

El objetivo principal de las ESTR en México es el de incrementar la eficiencia del servicio de recolección en la medida en que los vehículos recolectores reducen los tiempos para la descarga de sus residuos, lo que ocurre cuando en vez de trasladarse hasta las plantas de selección o hasta los sitios de disposición final, los vehículos recurren a la estación de transferencia ubicada en su demarcación. Esta operación permite que dichos vehículos se incorporen nuevamente a sus rutas durante la misma jornada de trabajo. Luego entonces, el sistema de transferencia para residuos sólidos municipales se está volviendo indispensable debido al continuo crecimiento de las ciudades, lo que obliga a la selección de sitios de tratamiento y de disposición final cada vez más alejados de los centros de población. En este sistema, los camiones de transferencia reciben el cargamento de un promedio de cinco a seis vehículos recolectores para, finalmente, transportar

una carga útil aproximada de 20-25 toneladas de residuos hasta los sitios de disposición final o de aprovechamiento.

Con la finalidad de reducir los volúmenes que se envían a los sitios de disposición final, la tendencia en los últimos años ha sido invertir en ETRS con recuperación, o asociadas a plantas de segregación y recuperación. Así mismo, se ha generalizado la participación del sector privado en las etapas del ciclo de los residuos, en la modalidad de concesión. No obstante, de acuerdo con el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), en 2012 la generación diaria de residuos fue de 99,771 toneladas, de las cuales se valorizaron tan sólo 448 (INEGI, 2016), lo que hace evidente que la instalación de ETRS con recuperación de residuos puede ser una alternativa para elevar el volumen de recuperación.

7.5.1 Estudio de caso de una ETRS con recuperación

En esta sección se presenta un caso particular en el municipio de Mexicali, ubicado en Baja California, cuya población alcanza un millón de habitantes. En el resto del documento nos referiremos a este caso como ETIR-Xochimilco. En este municipio, tanto la etapa de transferencia como la de disposición final de los residuos están concesionadas a un particular. En la ciudad solo opera una estación de transferencia, la que desarrolla funciones de recuperación de residuos tal como se muestra en la Figura 8, en la que se observa el flujo de materiales (residuos).

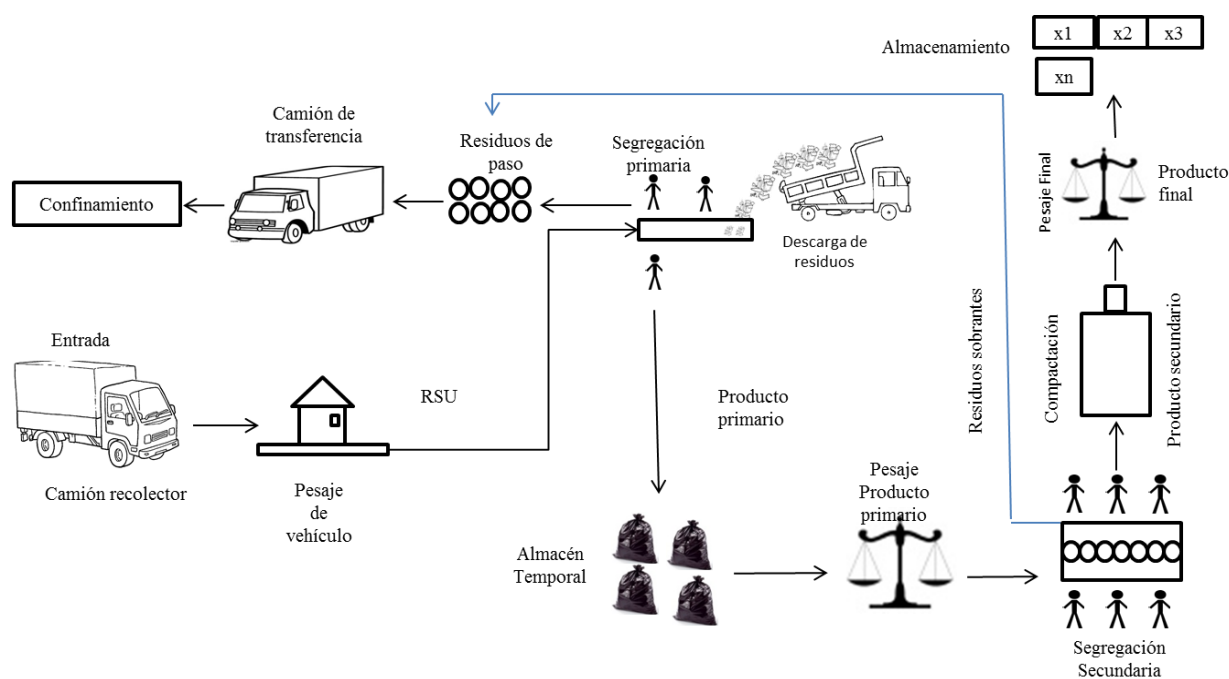


Figura 8. Diagrama de la estación de transferencia con recuperación de residuos en la ciudad de Mexicali.

En la ETIR-Xochimilco se realizan nueve operaciones con las que se da seguimiento al flujo de materiales. En este caso, la mayor parte de los residuos recibidos son enviados a confinamiento y

solo una cantidad mínima de productos finales son dirigidos a los sitios de tratamiento. Las nueve operaciones se describen a continuación.

1) Entrada y pesaje de vehículo

El proceso inicia con el ingreso del camión de recolección de RSU a la estación de transferencia, el cual pasa por báscula para registrar el volumen de residuos que descargan en la plancha. En promedio los camiones de servicio de recolección municipal poseen cargas de seis toneladas de residuos.

2) Descarga de residuos

Los RSU son descargados en planchas de concreto para evitar el contacto directo con la tierra. En este proceso, el vaciado se realiza de tal forma que los residuos quedan distribuidos a lo largo del área, para facilitar la segregación primaria y el trasbordo de los residuos no segregados. La altura máxima que debe de tener el bulto de residuos, una vez vaciados, no debe de pasar los 2 m. La descarga la realiza directamente el camión recolector.

3) Segregación primaria

En esta etapa se inicia el proceso de segregación de los residuos con potencial de valorización para la empresa y con mercado en la región, los que en este caso son los plásticos (PET, HDPE) y el cartón. Este proceso es denominado primario porque la segregación se realiza por tipo de material sin considerar especificaciones como el color y/o clasificación del plástico; estos son recolectados mixtos. La actividad la realizan los pepenadores pertenecientes al sector informal. Mediante este proceso se segrega solamente una pequeña fracción del total de los productos con potencial de valorización debido a que los métodos y herramientas no son los adecuados para alcanzar las capacidades requeridas para segregar la totalidad de los residuos.

4) Trasborde a confinar

Esta es una etapa intermedia entre la segregación primaria y el almacén temporal. En el flujo de los materiales, esta etapa representa una salida del sistema de la ETIR-Xochimilco a la disposición final (confinamiento). Los residuos no segregados por falta de capacidad en el sistema productivo son definidos como residuos de paso. Estos son transbordados a un vehículo de carga de mayor capacidad denominado camión de transferencia, el cual tiene una capacidad de carga de 15 toneladas en promedio. El equipo utilizado para cargar el camión de transferencia es una retroexcavadora o trascavo.

5) Almacenamiento temporal

Los volúmenes de residuos segregados denominados productos primarios son transportados y depositados en la zona de almacenamiento temporal. Esta operación se realiza en contenedores denominados súper sacos, los cuales tienen una capacidad de carga de 500 kg cada uno, sin embargo, solo manejan promedios de carga de 50 kg. El lugar destinado para el almacén de estos súper sacos se denomina área de rancho. El transporte de los materiales segregados hacia el almacén temporal es realizado manualmente por los pepenadores. Este almacén temporal es el

inventario que se genera y por el cual los pepenadores reciben la remuneración correspondiente por parte de la empresa interesada.

6) Pesaje de producto primario

El producto primario es transportado y pesado en básculas de piso con capacidad de 1 hasta 1000 kg para iniciar el proceso de segregación secundaria. En esta báscula se pesan los productos que se compran a los pepenadores, los cuales se limitan casi exclusivamente a cartón y plásticos (PET, HDPE). Sin embargo, ocasionalmente otros productos con valor de mercado llegan a la estación de transferencia, como es el caso de los metales.

7) Segregación secundaria

Este proceso implica la separación de los residuos plásticos de acuerdo a su clasificación y color, los cuales son denominados productos secundarios. En este proceso se involucra mano de obra especializada, empleados formales de la empresa, en combinación con equipo mecánico como las bandas alimentadoras y transportadoras. La segregación de los plásticos genera residuos, los cuales se mezclan en el camión de transferencia con los no segregados para ser enviados a confinamiento.

8) Compactación

Los productos secundarios pasan a ser comprimidos mediante equipo de compactación horizontal para generar pacas de producto final clasificado con peso promedio de 500 kg.

9) Pesaje de producto final y almacenamiento

El producto final, resultado del proceso de compactación, es pesado en básculas de piso y posteriormente es transportado al almacén de producto final, debidamente categorizado por tipo de producto. Para este proceso se utiliza montacargas.

7.6 Comentarios finales

Las estaciones de transferencia son parte integral de la gestión de residuos sólidos urbanos, su función inicia al recibir los residuos que se recolectaron previamente en las zonas urbanas y termina al enviar a confinamiento los residuos que no fueron segregados en dichas instalaciones (sobrantes), o bien, al enviar a sitios de aprovechamiento (plantas de reciclaje, incineradores y centros de procesamiento) los productos segregados para su tratamiento específico.

Las ETRS son mayormente utilizadas en países en vías de desarrollo, los cuales presentan sistemas de recolección no selectiva, por lo que su función es necesaria en la recuperación de residuos aprovechables, lo que a su vez resulta en la disminución de los volúmenes enviados a confinamiento prolongando en rellenos sanitarios. Así mismo, en los países desarrollados, en los que la recolección se hace mayormente de forma selectiva y los residuos se transportan directamente a los sitios de tratamiento, existen algunas comunidades que comparten infraestructura y, en algunos casos, ETRS estratégicamente ubicadas para la GRSU en zonas que aún practican la recolección no selectiva.

Por otro lado, la infraestructura y los equipos utilizados hacen de las estaciones de transferencia centros industriales en los que se incorporan recursos humanos y tecnológicos, combinación que las convierte en empresas económicamente rentables, es decir, que generan ingresos (trabajo), tanto para el sector formal como para el informal, mediante la comercialización de los productos o residuos segregados.

La tendencia en el uso de ETRS en la gestión de residuos es una alternativa que permite valorizar una mayor cantidad de residuos así como disminuir el impacto ambiental por disposición y por transporte. Es decir, la ETRS es una alternativa ambientalmente viable para áreas urbanas en las que se generan considerables cantidades de residuos y en las que las distancias a los centros de procesos de residuos son cada vez más grandes.

En México, la visión de operar una ETRS solo para ahorrar en la etapa de transporte ya ha sido superada y ahora se enfoca en la operación de ETRS multipropósito, es decir, que puedan llevar a cabo actividades de recuperación de materiales. En la actualidad se busca cumplir este propósito y otros asociados al ámbito ambiental, se busca recuperar materiales con valor, aumentar el tiempo de vida de los sitios de disposición, compartir infraestructura entre los municipios, incorporar al sector informal en la segregación de materiales y mejorar sus condiciones de trabajo.

Referencias

- Bovea, M.D., Powell, J.C., Gallardo, A., Carlos, M. (2004), 'Implicación del factor ambiental en la ubicación de estaciones de transferencia', VIII Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos (2004 Bilbao), *Publicaciones Escuela Superior de Ingenieros*, pp. 1734-1741.
- Bovea, M.D., Powell, J.C., Gallardo, A., & Capuz-Rizo, S.F. (2007), 'The role played by environmental factors in the integration of a transfer station in a municipal solid waste management system', *Waste Management*, 27(4), pp. 545-553.
- Calva-Alejo, C. L. y Rojas-Caldelas, R. I. (2014) 'Diagnóstico de la Gestión de Residuos Sólidos Urbanos en el Municipio de Mexicali, México: Retos para el Logro de una Planeación Sustentable', *Información Tecnológica*, 25(3), pp. 59-72.
- Chalkias, C. & Lasaridis, K. (2011). 'Benefits from GIS Based Modelling for Municipal Solid Waste Management', in Kumar S., (Ed.), *Integrated Waste Management – Volume I*, pp 417-436, InTech [en línea]. Disponible en: <http://www.intechopen.com/books/integrated-waste-management-volume-i/benefits-from-gis-based-modelling-for-municipal-solid-waste-management> (consultado: 14 julio de 2015).
- Chatzouridis, C., & Komilis, D. (2012), 'A methodology to optimally site and design municipal solid waste transfer stations using binary programming', *Resources, Conservation & Recycling*, 60, pp. 89–98.
- Chunping, L., Guoxue, L., Yiming, L., Yanfu, L. I., & Huang, J. (2008) 'Environmental monitoring and fuzzy synthetic evaluation of municipal solid waste transfer stations in Beijing in 2001–2006', *Journal of Environmental Sciences*, 20(8), pp. 998-1005.

- Ekmekçioğlu, M., Kaya, T., & Kahraman, C. (2010), 'Fuzzy multicriteria disposal method and site selection for municipal solid waste', *Waste Management*, 30(8), pp. 1729-1736.
- EPA (Environmental Protection Agency) (2002), *Waste Transfer Stations: A Manual for Decision-Making* (en línea). Disponible en: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-03/documents/r02002.pdf> (consultado: 1 julio de 2015)
- Eshet, T., Baron, M. G., Shechter, M., & Ayalon, O. (2007), 'Measuring externalities of waste transfer stations in Israel using hedonic pricing', *Waste Management*, 27(5), pp. 614-625.
- Everett, J. W. y Applegate, D. (1995), 'Solid waste transfer station design', *Journal of Environmental Engineering*, 121(1), pp. 96-106.
- Farahani, R. Z., SteadieSeifi, M. y Asgari, N. (2010), 'Multiple criteria facility location problems: A survey', *Applied Mathematical Modelling*, 34(7), pp. 1689-1709.
- INE (Instituto Nacional de Ecología) (2007), *Indicadores de medio ambiente: Residuos sólidos*, [en línea]. Disponible en: <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/345/sresiduos.html> (consultado: 7 julio de 2015).
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática) (2014), *Residuos Sólidos Urbanos. Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Delegacionales 2013. Tabulados básicos* [en línea]. Disponible en: <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/sisept/default.aspx?t=mamb1158&s=est&c=34148> (consultado: julio de 2016).
- INEGI (2016), *Medio ambiente. Asentamientos y actividades humanas: Residuos sólidos urbanos* [en línea]: Disponible en: <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/temas/default.aspx?s=est&c=21385> (consultado: julio de 2016)
- Jiménez, N.M. (2015), 'La gestión integral de residuos sólidos urbanos en México: entre la intención y la realidad', *Letras Verdes Revista Latinoamericana de Estudios Socioambientales*, 17, pp. 29-56.
- Komilis, D. P. (2008), 'Conceptual modeling to optimize the haul and transfer of municipal solid waste', *Waste Management*, 28(11), pp. 2355-2365.
- Li, G., Zhang, Z., Sun, H., Chen, J., An, T. y Li, B. (2013), 'Pollution profiles, health risk of VOCs and biohazards emitted from municipal solid waste transfer station and elimination by an integrated biological-photocatalytic flow system: A pilot-scale investigation', *Journal of Hazardous Materials*, 250-251, pp. 147-154.
- Perdomo, J. A. y Ramírez, J. A. (2010), 'Estrategia sobre ubicación y funcionamiento de estaciones de transferencia para el manejo de residuos sólidos en Colombia', *Documentos CEDE*, (31), pp. 1-20.
- Sánchez-Gómez, J. y Estrada-Núñez, R. (1996), *Estaciones de transferencia de residuos sólidos en áreas urbanas*, Asociación Mexicana para el Control de Residuos Sólidos y Peligrosos AC, Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAP. Ciudad de México, 224 p. [en línea]. Disponible en:

- http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/consultaPublicacion.html?id_publicacion=105 (consultado: julio de 2016).
- SDS (Secretaría de Desarrollo Social) (2010), *Compendio de estadísticas ambientales. Generación de residuos sólidos urbanos por zona geográfica*, Dirección General de Equipamiento e Infraestructura en Zonas Urbano-Marginadas [en línea]. Disponible en: http://aplicaciones.semarnat.gob.mx/estadisticas/compendio2010/10.100.13.5_8080/ibi_apps/WFServletcb21.html (consultado: 27 noviembre 2015).
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2014), *Compendio de estadísticas ambientales edición 2014. Residuos sólidos: Estaciones de transferencia y centros de acopio de residuos sólidos urbanos* [en línea]. Disponible en: http://apps1.semarnat.gob.mx/dgeia/compendio_2014/dgeiawf.semarnat.gob.mx_8080/ibi_apps/WFServleta04f.html (consultado: julio de 2016).
- Soltani, A., Hewage, K., Reza, B. y Sadiq, R. (2014), 'Multiple stakeholders in multi-criteria decision-making in the context of Municipal Solid Waste Management: A review', *Waste Management*, 1, 318–328.
- Washburn, B. E. (2012), 'Landscape and Urban Planning Avian use of solid waste transfer stations', *Landscape and Urban Planning*, 104(3-4), pp. 388–394.
- Varón, K.; Orejuela J. P. y Manyoma, P.C. (2015), 'Modelo matemático para la ubicación de estaciones de transferencia de residuos sólidos urbanos', *Revista EIA*, 12(23), pp.61-70.
- Zang, B., Luo, Y. M., Zhang, H. Y., Li, G. X. y Zhang (2013), 'Optimization for MSW logistics of new Xicheng and new Dongcheng districts in Beijing based on maximum capacity of transfer stations', *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 15(4), pp 449–460.

8 Tomografía de resistividad eléctrica: una herramienta para la búsqueda de procesos y rasgos geológicos

Gricel Xancal-Acametitla¹, Agustín Oropeza-Duran¹, Octavio Lázaro-Mancilla¹, M. Socorro Romero-Hernández¹, Miguel Martín-Loeches Garrido², Jaime A. Reyes-López¹

¹*Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California*

²*Departamento de Geología, Universidad de Alcalá, España*

8.1 Introducción

Los métodos geofísicos se utilizan para la caracterización del subsuelo, a partir de la medición de fenómenos físicos de la tierra. Así, para conocer el interior de la tierra se relacionan fenómenos físicos naturales, tales como el campo magnético (magnetismo terrestre) y la atracción gravitacional (gravedad), o fenómenos inducidos por el hombre, como el campo eléctrico (flujo de corriente eléctrica), con propiedades físicas del medio geológico como la susceptibilidad magnética, la densidad y la resistividad eléctrica, respectivamente. Las mediciones geofísicas, junto con el conocimiento geológico del medio físico, permiten establecer ciertas características del subsuelo, incluyendo procesos y rasgos geológicos. En este punto, la experiencia del geofísico es muy importante para obtener un resultado adecuado del sitio de estudio.

Entre los métodos que usan el fenómeno del campo eléctrico está el denominado de resistividad eléctrica que, como su nombre lo indica, mide esta propiedad del suelo. Mediante este método se pueden obtener imágenes bidimensionales (2D) o tridimensionales (3D), las que se denominan Tomografías de Resistividad Eléctrica (TRE) y de las cuales se pueden interpretar ciertas características del terreno. Es esta particularidad interpretativa de la TRE la que se resalta en este capítulo; esto es, los cambios temporales en la resistividad eléctrica, los que se relacionan al proceso de infiltración en el suelo, y los cambios espaciales de la misma para establecer rasgos geológicos como fallas, fracturas o fisuras en el subsuelo. Ambas características del medio geológico son muy importantes, la primera para establecer los flujos de agua que llegan al acuífero; la segunda para interpretar la posición precisa de fallas geológicas, indispensable para la implementación de planes de protección civil en zonas tectónicamente activas.

Desde 1920, la aplicación de los métodos de resistividad eléctrica brinda la posibilidad de obtener datos unidimensionales (1D). Posteriormente, en 1980, el avance tecnológico ocasiona que los resultados puedan presentarse de forma bidimensionales (2D) y, tiempo después, el salto a respuestas tridimensionales (3D) mediante las que se obtienen imágenes completas de zonas con geometrías complejas. Además, se tiene registro de que la TRE es empleada en distintos campos de la ciencia, como en la solución de problemas de medio ambiente y de ingeniería geotécnica como lo plantean Rucker et al. (2010) y Chambers et al. (2006). El desarrollo de este método ha

sido posibles gracias al uso de instrumentos automatizados y algoritmos de procesamiento e interpretación (Loke et al., 2013).

En este trabajo se utiliza la Tomografía de Resistividad Eléctrica (TRE) en 2D para el estudio de procesos hidrogeológicos (análisis de la infiltración) y estructurales (localización de fallas), en la ciudad y valle de Mexicali. Para ello se presentan dos casos de estudio; el primero, consiste en la identificación del proceso de infiltración de agua en el suelo de una parcela agrícola con riego por inundación. La medición se realizó por medio de sondeos geoelectricos en lapsos de tiempo (obteniendo TRE) que permitió definir cambios temporales en la resistividad eléctrica, relacionándola con su contenido de agua. Algunos autores han realizado modelos y predicciones del flujo de agua con mediciones TRE a diferentes lapsos de tiempo (Kuroda et al., 2009; Musgrave et al., 2011; Boaga et al., 2013, entre otros). Otros autores han utilizado TRE para determinar infiltración con diferentes entradas de agua, como lluvia, aspersión o inundación (Brunet et al., 2010), y los han relacionado con la detección de suelo agrietado, a escalas relativamente pequeñas (Samouelian et al., 2004), y de capas de labranza (Basso et al., 2010).

El segundo caso de estudio implica la localización de fallas geológicas sin expresión superficial que representan un riesgo para la población. Para esto, cambios espaciales laterales de la resistividad eléctrica se relacionan con cambios en la continuidad de estratos geológicos, esto es, fallas. La ubicación exacta de fallas, grietas y fisuras tectónicas es muy importante para implementar planes de protección civil en beneficio de la comunidad. Este método ha sido utilizado para la ubicación de fallas geológicas en muchas partes del mundo (Perrone et al. 2006; Fazzito et al. 2009; Chávez et al. 2014). Esto ha permitido establecer algunas características y efectos relacionados a las fallas como son: profundidades y orientaciones (Unsworth et al., 1997; Carbonel et al., 2013), predecir deslizamientos del subsuelo (Giano et al., 2000), y determinar actividad hidrotermal (Siniscalchi et al., 2010).

En este capítulo solo se presentarán sucintamente los fundamentos de la TRE, se ahondará en la metodología de obtención de datos y se exhibirán, como ejemplos, algunos perfiles preliminares. Para un estudio riguroso de los fundamentos del método resistivo, se pueden consultar libros clásicos como Telford et al. (1992) y Orellana (1982), y libros más actuales particulares de la TRE como Reynolds (2011), entre otros.

8.2 Fundamentos teóricos

El método de resistividad eléctrica consiste en introducir una corriente eléctrica continua en el terreno mediante un par de electrodos y en medir la diferencia de potencial en el subsuelo utilizando otro par de electrodos (Figura 1). La relación de estas dos magnitudes es lo que se conoce como resistividad aparente (ρ_a), con unidades de ohm-m ($\Omega\cdot m$) y que está definida por la ecuación 1. Más adelante en este mismo apartado se explica el concepto de la ρ_a .

$$\rho_a = K \frac{\Delta V}{I} \quad (\text{Ecuación 1})$$

Donde K es un coeficiente que depende únicamente de la geometría del dispositivo electródico (separación de electrodos), en metros (m), I es la corriente inyectada a la tierra en amperios (A) y ΔV es la diferencia de potencial en voltios (V). Esta ecuación es una variante de la Ley de Ohm, ley fundamental de la física que gobierna el flujo de corriente eléctrica en el terreno. Esta considera un semiespacio homogéneo en un medio poroso y un arreglo electródico geométrico como el que se presenta en la figura 1 (Orellana, 1982).

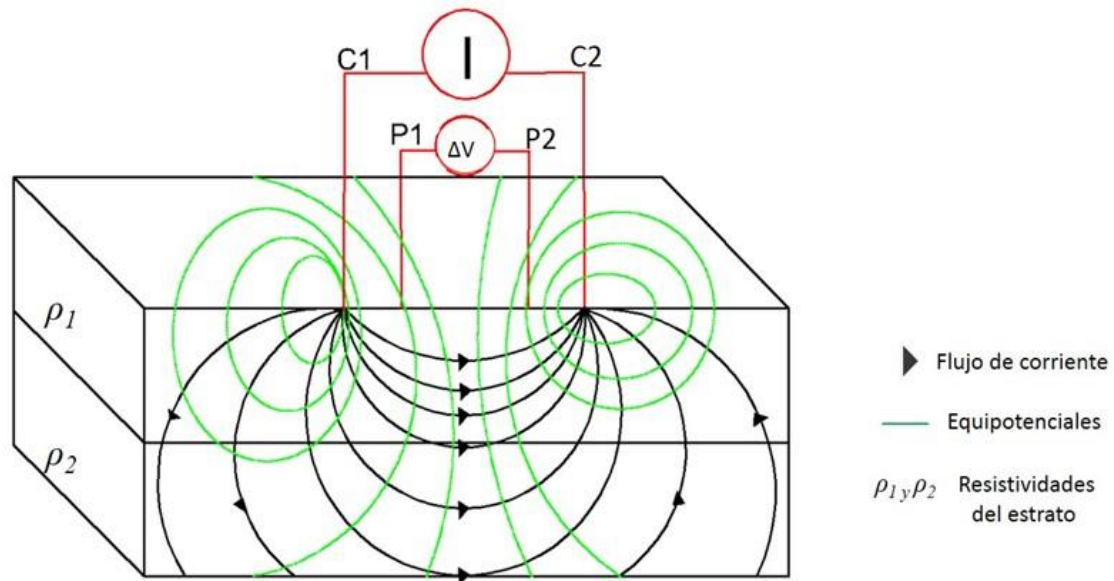


Figura 1. Representación de un arreglo electródico (modificado de Knödel et al., 2007).

El arreglo geométrico (distribución de los 4 electrodos en el terreno, representado por K) permite asociar el valor de ρ_a a una posición horizontal y a una vertical en el semiespacio homogéneo del subsuelo. En principio, los 4 electrodos (C_1 , P_1 , C_2 , P_2) pueden adoptar cualquier disposición geométrica sobre el plano que representa la superficie del terreno. C_1 y C_2 son los electrodos que inyectan la corriente al suelo (en forma de líneas de flujo), y P_1 y P_2 son los que miden la diferencia de potencial (Figura 1). Existen diferentes arreglos geométricos que difieren entre ellos por la selección del par de electrodos; esto es, si son para inyectar corriente o para medir el potencial, además de la separación entre ellos. Generalmente, los arreglos clásicos (ver Figura 1) usan el par de electrodos en el centro (como Schlumberger y Wenner), otros usan los pares de electrodos (para medir I o V) contiguos, el más utilizado es el Dipolo-Dipolo.

La resistividad aparente ρ_a , es la resistividad que se atribuye al semiespacio del subsuelo por donde pasa la corriente, el cual en realidad no es homogéneo. Este semiespacio es realmente un espacio geológico con diferentes capas o heterogeneidades del terreno, las cuales tienen diferentes valores de resistividad (en la Figura 1, ρ_1 y ρ_2) y que, se definen como capas o unidades geoelectricas. Así, la ρ_a viene siendo un promedio de las resistividades reales, aunque, como los espacios de subsuelo correspondiente a cada resistividad no son regulares e iguales, no representa una resistividad promedio; de ahí que se denomine como resistividad aparente (Reynolds, 2011).

La Tomografía de Resistividad Eléctrica (TRE) es una variante del método de resistividad eléctrica tradicional. Esta técnica permite un barrido de la resistividad del terreno, tanto horizontal como vertical, dependiendo de la distribución del arreglo superficial de los electrodos, la posición y su distancia (Figura 2). Aunque el resultado principal es una imagen 2D, todo el procedimiento, desde la adquisición de campo hasta la obtención de la imagen, se denomina como la técnica de TRE. En esta se observa la distribución de las resistividades existentes en el subsuelo, las cuales pueden asociarse a estructuras geológicas o geotécnicas.

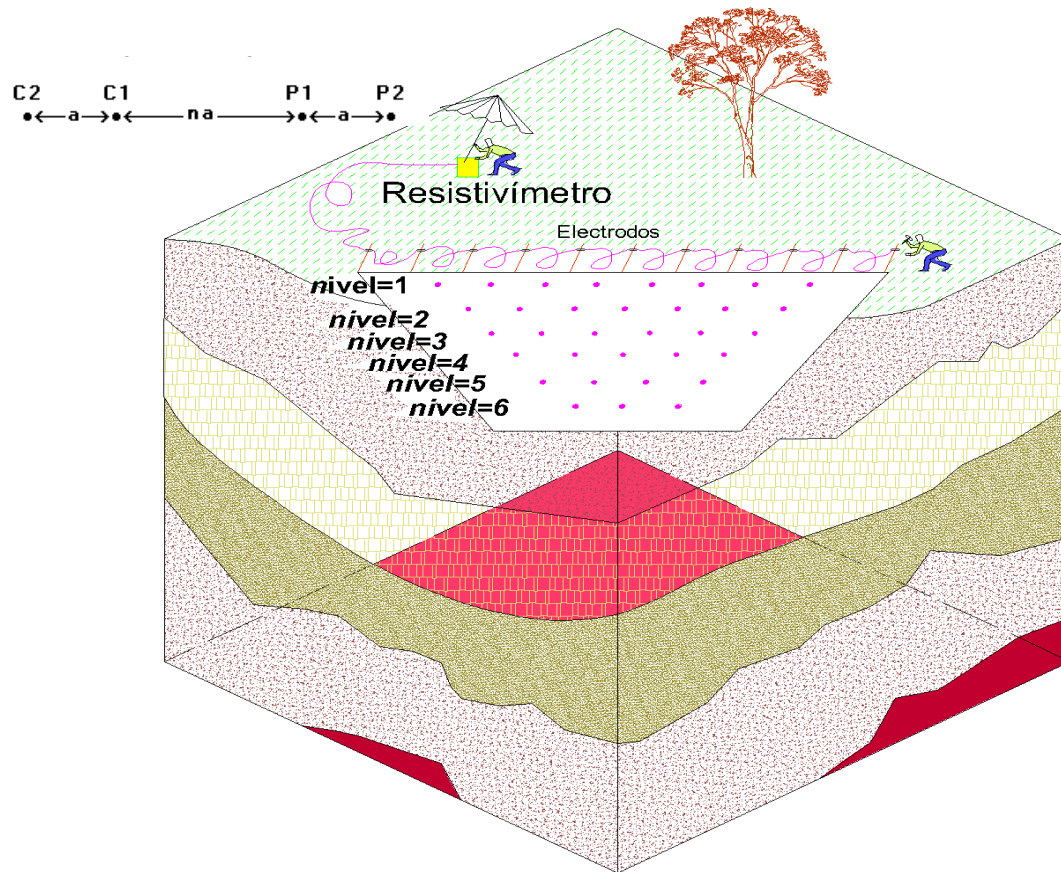


Figura 2. Esquema de distribución de electrodos para la tomografía eléctrica en 2D, con un arreglo dipolo-dipolo, donde n es el número de niveles de medición y los puntos de atribución están marcado en rosa.

Los equipos modernos cuentan con numerosos electrodos (de 24 hasta 120 y en múltiplos de cuatro) dependiendo de la capacidad del equipo, los que se colocan en el terreno a una separación constante entre ellos (Figura 2). Mediante el administrador del equipo (software) y una vez escogido el arreglo a utilizar, se obtiene un archivo de comando que controla el equipo durante su operación y que permite seleccionar automáticamente 4 electrodos. Cada selección de 4 electrodos permite estimar un valor de resistividad del terreno, que alcanza cierto nivel del subsuelo (nivel 1 al 6, ver Figura 2) en función de la apertura (a) de estos mismos, y que se denominan puntos de

atribución (Loke et. al., 2013). Una vez que estas mediciones son integradas y procesadas, se obtienen secciones de TRE 2D de excelente resolución, tanto en profundidad como lateral.

La TRE se considera una técnica no invasiva de obtención de datos ya que permite medir las resistividades eléctricas en el subsuelo y asociarlas a una estructura geológica, así como determinar espesor y profundidad de los materiales geológicos, sin destruir el objeto de estudio (Telford et al, 1992; Weinzettel et al., 2009; Rucker et al., 2010). Se sabe que los valores de resistividad eléctricas en el suelo, cerca de la superficie, varían en órdenes de magnitud, por lo general a partir de 1000 ohm-m o más para suelos secos arenosos (incluidos carbonatos) o rocas cristalinas. Por su parte las arcillas en general presentan resistividades de 1-100 ohm-m mientras que las arcillas o aluviones saturados con agua de alta salinidad presentan valores iguales o menores a 1 ohm-m (Reynolds, 2011). Dado que el nivel de saturación es función de las propiedades de los materiales, la resistividad de una roca es también dependiente de la porosidad, la fracturación (porosidad secundaria), la conductividad de fluidos dentro de la roca misma (porosidad efectiva) y la composición mineral. Cuanto mayor sea la porosidad de una roca, menor es su resistividad, y cuanto mayor sea la salinidad del fluido de saturación, menor es la resistividad de la roca (Zohdy, 1974).

La metodología conocida como TRE ha sido implementada en diversos campos de la ciencia y la tecnología como son: en la hidrogeología, para establecer la geometría y la profundidad de un acuífero y su relación con su geología (Loke et al., 2013); en la ingeniería, para el mapeo de cavidades y en la determinación de sus dimensiones (Zhu et al., 2012; Jongmans et al., 2009); en la exploración minera, en la que se han utilizado sondeos 2D y 3D para definir áreas de beneficio, en combinación con otros métodos de exploración. Además, las mediciones de resistividad han demostrado ser una herramienta provechosa en el mapeo de minerales metálicos e incluso de aquellos materiales que sirven para la construcción (Chambers et al., 2012; Magnusson et al., 2010).

8.3 Metodología

En los dos casos presentados en este trabajo se realizaron varias campañas de adquisición de datos. Para este efecto se utilizó un resistivímetro AGI SuperSting R1/IP con 28 electrodos y se hicieron registros con el arreglo dipolo-dipolo. Este arreglo consiste en utilizar, para cada medición, un par de electrodos de corriente contiguos, al igual que los electrodos de potencial y separados una distancia constante a (ver figura 2). Se comienza con una distancia inicial a para ambos pares de electrodos. Al incrementar el valor de n (siempre entero) también se incrementa el nivel (niveles 1 al 6, en la figura 2) o profundidad de investigación; esto es, los electrodos de corriente se van a separar n veces a , de los electrodos de potencial. Como se ha mencionado, los equipos modernos se pueden programar para realizar el mayor número de mediciones posibles en función del número de electrodos colocados en el terreno y de la separación entre electrodos a . Incluso el equipo se programa para elegir otro valor de a , por ejemplo, eliminando (brincando) un electrodo aunque siempre respetando que a sea constante, y medir con esta nueva separación a todas las

combinaciones posibles. Así se obtiene un barrido completo del terreno; esto es, una tomografía resistiva del terreno, donde la distancia entre C1 y C2 será siempre a , al igual que para el par de electrodos P1 y P2. El arreglo dipolo-dipolo da excelente resolución lateral y buena profundidad de investigación, lo que ayuda en la detección de estructuras subsuperficiales. La resistividad aparente utilizando el arreglo dipolo-dipolo está dada por la ecuación 2:

$$\rho_a = \frac{(\pi)na(n+1)(n+2)V}{I(2)} \quad (\text{Ecuación 2})$$

Donde a es la separación entre los electrodos de corriente y/o de potencial y n es un valor entero que indica la separación (na veces) entre los electrodos de corriente “ I ” (C1 y C2) y los de potencial “ V ” (P1 y P2), ver figura 2. El n máximo recomendado es de 6, ya que después de esta separación los valores medidos del potencial son muy pequeños (Loke et al., 2013).

El procesamiento y modelado de los datos se llevó a cabo con el programa de inversión AGI EarthImager 2D, el que da como resultado perfiles en 2D. Este se puede realizar en campo, casi en tiempo real, mediante la ayuda de una computadora portátil, lo que le confiere al método una gran versatilidad a la hora de resolver los problemas que se pudieran presentar durante la logística y adquisición de datos en campo; o al decidir la ejecución de nuevos perfiles que inicialmente no estaban proyectados (Urbieto, 2009).

Para la interpretación de los datos de tomografía eléctrica se efectúa una serie de actividades previamente, durante y posteriormente a la adquisición, tal como a continuación se describen: primero se hace un reconocimiento geológico de la zona de estudio para generar un modelo conceptual de resistividades (Figura 3a); segundo, se mide en campo con el arreglo ya establecido anteriormente, así se obtienen las resistividades aparentes (Figura 3b) y; posteriormente, en campo se realiza un procesamiento preliminar con el programa de inversión seleccionado (AGI EarthImager 2D). Una vez que el resultado preliminar es considerado aceptable, se procede, en gabinete, a realizar el procesamiento completo de datos con el fin de interpretar las resistividades reales de la zona de estudio (Figura 3c). Por último, se integra la respuesta de resistividad con los datos geológicos que se conocen de la zona para generar un modelo geológico-geofísico del mismo (Figura 3d). En este capítulo solo se presentan los resultados e interpretación preliminares de los datos, las imágenes de TRE ya presentan los valores de resistividades reales estimados por el programa de inversión.

8.4 Proceso de infiltración en un sembradío de trigo

Para el estudio del proceso de infiltración se seleccionó una línea (sección geoeléctrica) en un sembradío de trigo, localizado en la zona agrícola de la Colonia Progreso, al Oeste de la ciudad de Mexicali (Figura 4). La selección de este sitio no fue al azar ya que se buscaba una zona con riego por inundación y con suelo de textura arcillosa que permitiera conocer el comportamiento de la infiltración en estas condiciones.

Durante toda la época de riego, que va de diciembre a abril, se tomaron varias mediciones de resistividad sobre la misma línea, en diferentes tiempos (lapsos de tiempo), con el fin de caracterizar la naturaleza y geometría de la zona de infiltración y su desplazamiento. En esta parcela agrícola se realizaron 5 riegos con una separación de 45 días entre los dos primeros, de 30 días entre el segundo, tercero y cuarto, y de solo 20 días entre los dos últimos. Se resalta el hecho de que el sistema de riego es por inundación, lo que presupone una infiltración apreciable.

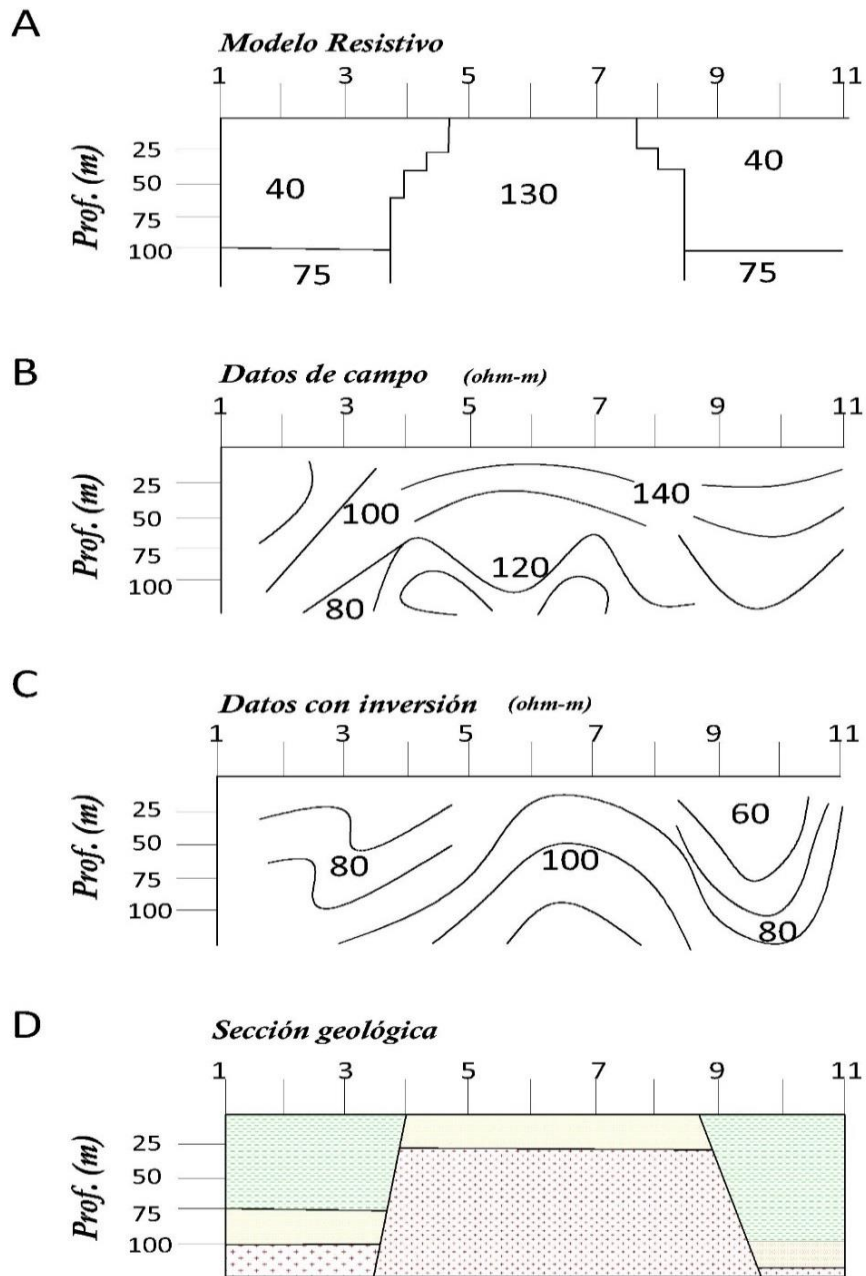


Figura 3. Secuencia de obtención de la interpretación de una sección geológica (modificado de Griffiths et. al., 1990).



Figura 4. Ubicación de la línea de tomografía resistiva eléctrica en una parcela agrícola en Mexicali, imagen generada en ArcGIS versión 9.

Se tomaron datos en dos etapas, ambas con la configuración dipolo-dipolo sobre una línea de 81 m de longitud, lo que representa una apertura entre los electrodos de 3 m ($a = 3$ m). La primera etapa abarca de diciembre a enero, coincidente con los dos primeros riegos. Los datos obtenidos con esta apertura dieron la pauta para cambiar la longitud ya que no se observaron cambios significativos en las TRE obtenidas. Para la segunda etapa, las mediciones se hicieron con una $a = 1$ m, lo que resultó en una línea con longitud total de 27 m. Esta etapa inició en el mes de febrero y concluyó en abril, cubriendo 3 de los 5 riegos aplicados. A partir de las mediciones se obtuvieron varios sondeos (imágenes) procesados para el análisis de la infiltración como consecuencia del riego; es decir, cubrieron el riego mismo, el final del evento y los días posteriores. Los sondeos medidos fueron procesados con el software de inversión por lo que las tomografías eléctricas presentan resistividades reales.

8.4.1 Resultados preliminares

En la Figura 5 se muestran tres TRE del terreno realizados durante el periodo correspondiente al primer riego para la siembra de trigo. La TRE 5a se midió simultáneamente con el inicio del riego, es decir los datos de resistividad comenzaron a capturarse mientras iniciaba el riego. Se puede observar que, en la parte central de la tomografía eléctrica, las resistividades observadas se relacionan al nivel freático, el que está cerca de los 4 m de profundidad y que corresponde a la zona de color azul, es decir, resistividades menores a $2.5 \Omega\text{-m}$. La TRE 5b se midió inmediatamente después de que terminó la captura de datos de la primera TRE (después de 1 hr de iniciado el riego), cuando el agua ya inundaba la superficie del terreno. En ambos perfiles se observa la distribución de la resistividad en el terreno que va desde $1 \Omega\text{-m}$ (valores bajos en color

azul oscuro) hasta $14 \Omega\text{-m}$ (valores altos en color rojo). Las bajas resistividades están asociadas a la presencia de agua (altamente conductora) y las relativamente altas, a zonas secas o con un contenido de agua menor al de aquellas denominadas como bajas.

La tomografía eléctrica 5c, obtenida 4 días después del primer riego, muestra ciertas variaciones con respecto a las TRE del primer día (5a y 5b). Las resistividades bajas predominaron durante la mayor parte del sondeo medido, lo cual sugiere el avance de la humedad en la mayor parte del terreno. Este perfil representa la primera respuesta del terreno a la aplicación del riego; se puede apreciar el ascenso del nivel freático hasta cerca de los 2.5 m. La profundidad de medición alcanzada en los tres perfiles fue de 9.7 m.

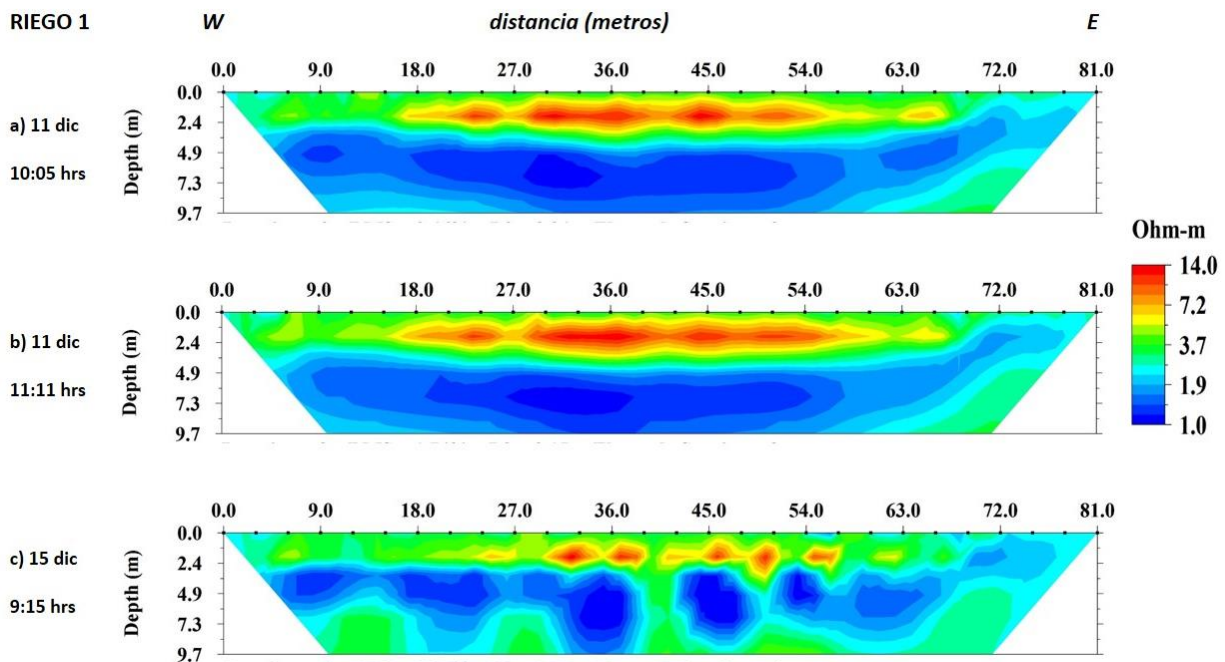


Figura 5. Tomografías de resistividad eléctrica ($a = 3 \text{ m}$), realizadas durante el primer riego; a) 11 diciembre 2014 a las 10:05 hrs, b) 11 diciembre 2014 a las 11:11 hrs, y c) 15 diciembre 2014 a las 09:15 hrs.

En las Figuras 6 y 7 se muestran los resultados de las tomografías resistivas correspondientes a una apertura ($a = 1 \text{ m}$) y con longitud de 27 m. La profundidad de investigación alcanzó los 5.7 m (al disminuir la apertura también disminuye la profundidad del sondeo), y el intervalo de resistividades se redujo, de $1.8 \Omega\text{-m}$ (bajas resistividades) a $6.5 \Omega\text{-m}$ (altas resistividades). Nuevamente y como en el ejemplo anterior, estos valores de resistividades altas y bajas son relativos entre ellas. Los perfiles 6a y 6b se midieron el mismo día del riego. El primero, medido antes de que iniciara el riego (10:03 hrs), muestra resistividades bajas en la superficie, lo que está relacionado con la humedad del terreno. El riego comenzó a las 16:05 hrs y cuando terminó la liberación del agua se procedió a tomar mediciones para la segunda TRE, la que se observa en la Figura 6b. Entre las dos primeras imágenes (6a y 6b) se distingue una disminución en los valores de resistividad (de color azul claro a más oscuro), lo que está relacionado a la infiltración de agua

a 1 m de profundidad desde la superficie del terreno. Pasados 11 días se tomaron otras mediciones de resistividad del terreno y se obtuvo el perfil 6c en el cual se manifiesta la pérdida de humedad del terreno. Esto se podría relacionar con la influencia del proceso de evapotranspiración. Durante la medición de este perfil, se observó que las plantas de trigo presentaban una altura aproximada de 20 cm.

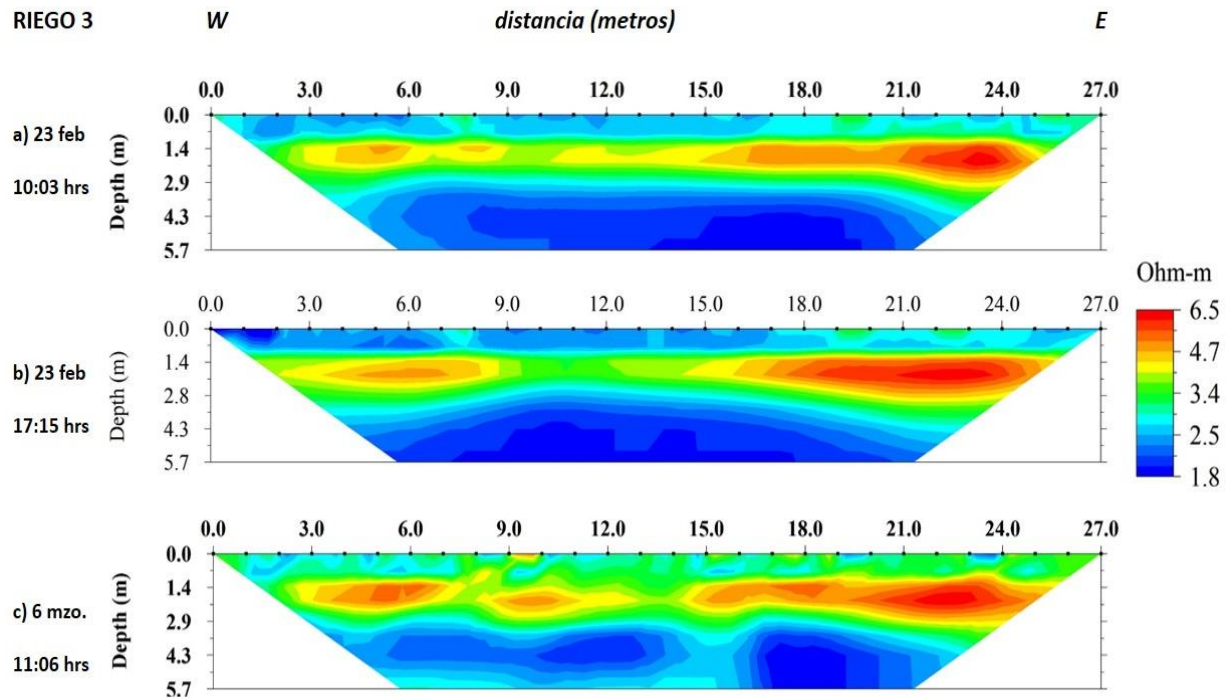


Figura 6. Tomografías de resistividad eléctrica ($a = 1$ m) realizadas durante el tercer riego; a) 23 febrero 2015 a las 10:05 hrs, b) 23 febrero 2015 a las 17:15 hrs, y c) 06 marzo 2015 a las 11:06 hrs.

Se realizaron el cuarto y quinto riego de la temporada. Para estos últimos eventos hubo una disminución en la cantidad de agua de riego por inundación aplicada al terreno. Las TRE obtenidas se muestran en la Figura 7. Se obtuvieron resistividades que van de 1.8 Ω -m (bajas resistividades relativas) a 6.5 Ω -m (altas resistividades relativas). En esta tomografía eléctrica correspondiente al cuarto riego (Figura 7a) se observa que, cerca de los 3 m de profundidad, la mayor parte del perfil muestra resistividades menores a 3.4 Ω -m, con excepción de los extremos del perfil, en donde se observan anomalías con resistividades que alcanzan los 6.5 Ω -m, lo que indica que el terreno se comenzaba a secar. En la tomografía eléctrica 7b se pueden observar cambios significativos en los valores de resistividad (relacionados a cambios en la humedad del suelo) con respecto al perfil obtenido en la figura 7a. Una vez realizado el quinto riego se obtuvieron las tomografías eléctricas 7b y 7c. Se perciben cambios en las resistividades, indicando que el terreno permanece mayormente húmedo, es por ello que se presentan resistividades bajas en ambas tomografías eléctricas. Ya para estas fechas la planta de trigo rebasaba los 35 cm de altura. Los cambios de resistividades parecen tener una relación entre la infiltración y la pérdida de humedad por transpiración de la planta.

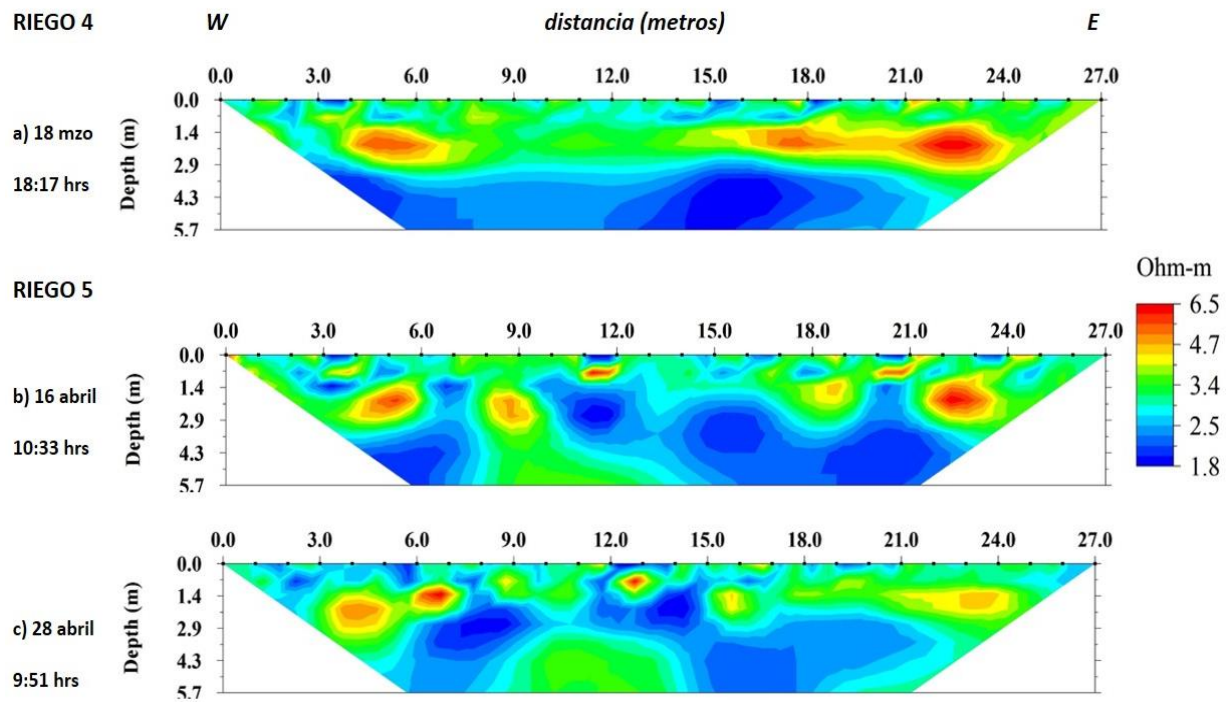


Figura 7. Tomografías de resistividad eléctrica ($a = 1$ m) realizadas durante el cuarto y quinto riego; a) 18 de marzo 2015 a las 18:17 hrs, b) 16 de abril de 2015 a 10:33 hrs, y c) 28 de abril de 2015 a 9:51 hrs.

8.4.2 Conclusiones preliminares

La tomografía eléctrica resistiva ha sido de gran ayuda para observar el desarrollo del proceso de infiltración en el cultivo de trigo, desde el primer riego hasta el último. En la primera etapa (riego 1 y 2), durante el primer riego, se pudieron observar variaciones pequeñas en la distribución de resistividades del subsuelo, que pueden relacionarse con el humedecimiento inicial del suelo (en la parte superficial). Las resistividades máximas fueron de $14 \Omega\text{-m}$, las que se relacionaron con el suelo más seco o menos húmedo en comparación con los circundantes. También se pudieron percibir cambios en el nivel freático (de 4 m a 2.5 m de profundidad). Para la segunda etapa (riego del 3 al 5), las resistividades obtenidas fueron de hasta $6.5 \Omega\text{-m}$ correspondientes a las partes más secas del terreno, lo que indica una condición inicial del subsuelo relativamente húmedo en esta segunda etapa. También en esta etapa el nivel freático alcanzó los 3 m (Riego 4, Figura 7), observándose incluso flujos preferenciales a lo largo del perfil. En los últimos riegos (riegos 4 y 5), este nivel disminuyó, observándose humedad desde la superficie del suelo hasta conectarse con el acuífero.

8.5 Ubicación de Fallas Geológicas ocultas

El caso de estudio de fallas geológicas se relaciona con los daños en la zona urbana de Mexicali debidos al sismo ocurrido el 4 de abril de 2010, a las 15:40 hrs (tiempo del pacífico). El sismo fue de una magnitud $M_w = 7.2$, y tuvo su epicentro en el valle de Mexicali a 47 km al sureste de la

ciudad, con una profundidad de 10 km, una duración de 89 segundos, seguido de más de 13 mil réplicas (del 4 de abril al 31 de agosto), seis de ellas alcanzando magnitudes superiores a $M_w=5$. Este sismo es el evento de mayor magnitud ocurrido en la zona desde 1892. El temblor se sintió en Baja California y en el sur de California, Arizona y Nevada (Meneses et al., 2010).

Uno de los lugares más afectados por este sismo fue el Instituto Tecnológico de Mexicali (ITM), en donde algunos edificios sufrieron graves daños y ahora se localizan zonas asociadas a fallas. Por tal motivo, se han realizado varios estudios previos a esta investigación, entre los que se encuentra la perforación de un pozo exploratorio de alrededor de 13 m de profundidad cuya descripción litológica se observa en la Tabla 1. Se observaron limos y arcillas en los primeros metros, correspondientes a material de cobertura. El siguiente material corresponde mayormente a arcillas y, a partir de los 8.40 m, estas se encuentran saturadas. Enseguida se observa una capa de arcilla y limo (9.60 m), y le subyace una capa limo arcillosa saturada con intercalaciones de arenas (10.8 m a 13.20 m). Otros estudios realizados en el sitio consisten en la medición de gas $^{222}\text{Radón}$ en el suelo y en mediciones de sismica de reflexión, para la detección de fallas y fracturas –Figura 8 a y b- (González et. al., 2014). En esta figura, las estaciones de Radón 5 y 9, así como las trazas sismica 100 y 200, delimitan la zona de mediciones de las TRE, objeto del presente estudio. Se hace un comparativo con la gráfica de Gas $^{222}\text{Radón}$ (Figura 8a), la que muestra tres zonas. La primera y la tercera muestran concentraciones menores a 100 pCi/L, mientras que la zona intermedia presenta concentraciones mayores de 160 pCi/L. Es decir, los cambios en las concentraciones en las estaciones 5 y 9 pueden estar asociados a emanaciones de este gas a través de las fallas y/o estructuras geológicas. Por otro lado, la interpretación de González et al. (2014) indica que hay cambios en las reflexiones sísmicas (Figura 8b) que pueden estar asociados a discontinuidades laterales en los materiales del suelo. Estos estudios parecen coincidir al indicar anomalías relacionadas con la presencia de fallas ocultas en el sitio de interés.

Tabla 1. Descripción litológica del pozo 1 realizado en el ITM.

Profundidades (m)	Materiales
0 a 1.20	Limo
1.20 a 2.40	Limo/Arcilla
2.40 a 3.60	Arcilla/Limo
3.60 a 4.80	Arcilla
4.80 a 6.00	Arcilla
6.00 a 7.20	Arcilla
7.20 a 8.40	Arcilla
8.40 a 9.60	Arcilla Saturada
9.60 a 10.80	Arcilla/Limo
10.80 a 12.00	Limo/Arcilla saturada
12.00 a 13.20	Limo/Arcilla/Arena saturada

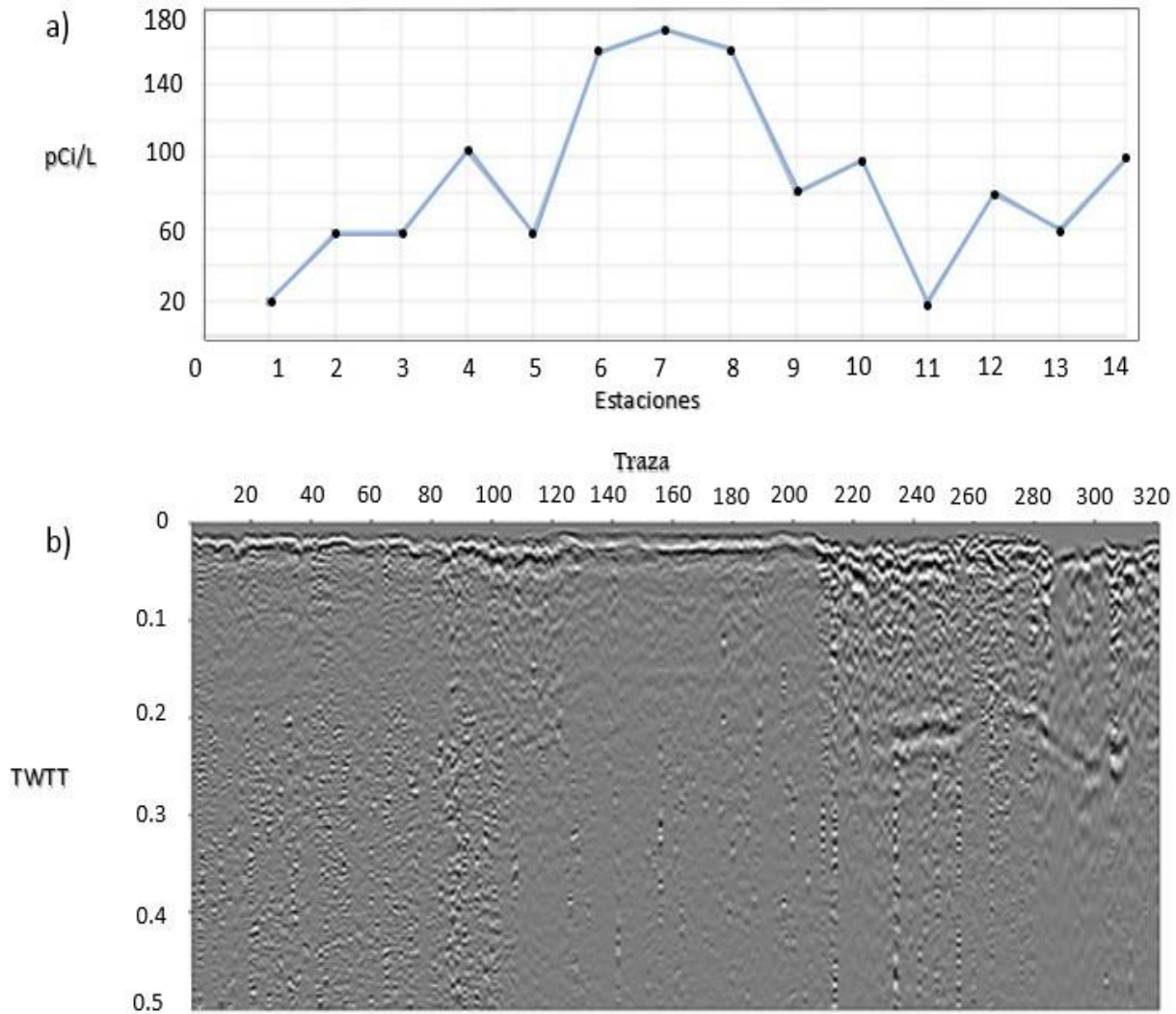


Figura 8. Concentración de gas $^{222}\text{Radón}$ medido en pCi/L (a), y sección sísmica de reflexión (b), medidos en el ITM (modificado de González et al., 2014).

La TRE que se realizó en esta zona (entre las estaciones 5 al 9 y en las trazas 100 al 200 de la figura 8), fue elaborada con la configuración dipolo-dipolo y una apertura ($a = 3$ m). Se tomaron mediciones en tres secciones de 81 m cada una, con traslape en cada sección (en el electrodo 20), con el fin de obtener el mayor número de mediciones en los laterales de cada perfil y tener una mejor cobertura del rasgo geológico a determinar. Aunque en este capítulo solo se describen 201 m de la línea, dividida en tres perfiles eléctricos o TRE (Figura 9), la línea cubre una longitud total de 600 m. Lo anterior con el objetivo de delimitar con precisión las fallas detectadas con los métodos geofísicos anteriormente mencionados. Adicionalmente, se perforó el pozo con una profundidad de 13.20 m sobre la línea del levantamiento para validar la interpretación de la TRE (Tabla 1). Los datos obtenidos de los sondeos realizados se procesaron con el software AGI EarthImager versión 2.4.0 produciendo modelos 2D de resistividades reales.



Figura 9. Ubicación de la línea de tomografía eléctrica en los campos del ITM, consta de tres perfiles A, B, C. Mapa generado en ArcGIS versión 9.

8.5.1 Resultados preliminares

En la Figura 10 se muestra la tomografía eléctrica A, con resistividades que van desde $1 \Omega\text{-m}$ (color azul) hasta los $32 \Omega\text{-m}$ (color rojo); la profundidad de prospección alcanzada fue de 17.1 m; se observan 3 unidades geoelectricas que concuerdan con los resultados litológicos de la perforación del pozo 1 realizada en el sitio (Figura 9). La primera unidad geoelectrica es la parte superficial y tiene resistividades dominantes de $6 \Omega\text{-m}$ y mayores (hasta aproximadamente 3 m de profundidad), correspondiente a material de cobertura con diferentes estados de humedad. La segunda unidad es la que corresponde con resistividades de 1 a $3 \Omega\text{-m}$ (en color azul y que va de 3-10 m de profundidad) y, la tercera unidad geoelectrica corresponde con la parte más profunda del perfil y tiene resistividades cercanas a los $25 \Omega\text{-m}$ (colores amarillo-rojo). Aproximadamente en las posiciones de 250 y de 306 m se observan variaciones en las resistividades, asociadas a discontinuidades en la litología; se percibe que las capas horizontales mostradas en tonos azules (bajas resistividades) tienen una ligera reducción (donde indican las flechas), mientras que las capas horizontales en tonos verdes y amarillos, tiene un movimiento ascendente. Estos cambios de desplazamiento de materiales son lo que se asocian a la presencia de fallas, además concuerdan con los resultados obtenidos de los estudios realizados de radón y sísmica (Figura 8).

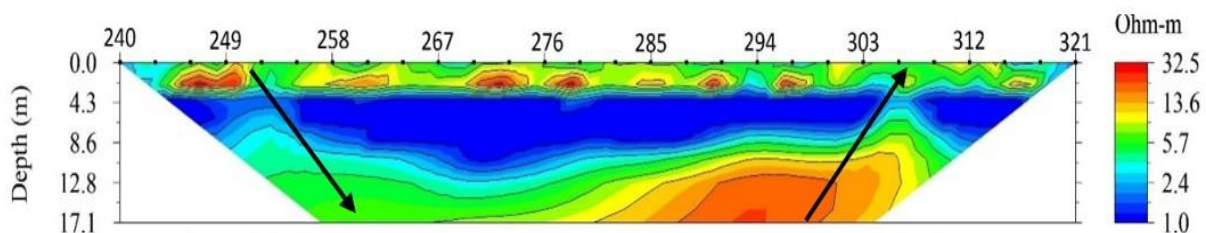


Figura 10. Tomografía eléctrica (A), las flechas indican la ubicación de las discontinuidades.

La figura 11 muestra la tomografía eléctrica B de 81 m, que muestra valores de resistividad que van desde 1 Ω -m hasta los 19.8 Ω -m y alcanza una profundidad de 19.6 m. Este perfil tiene un primer traslape en 300 m. Al igual que la tomografía eléctrica anterior, se detectan tres unidades geoelectricas; la primera en la parte somera con resistividades dominantes de 6 Ω -m (en color verde y hasta 2.5 m de profundidad); la segunda unidad hasta los 10 m de profundidad, en la que se observan materiales de baja resistividad 1 a 2 Ω -m (color azul); después de esa profundidad se presentan los materiales más resistivos (colores amarillos). En la distancia o posición horizontal de 363 a 367 m se nota un cambio en la continuidad de la unidad geoelectrica inferior (color amarillo) incluso tiende a desaparecer, y las resistividades bajas (color azul) tienden a estrecharse. Estas variaciones en las unidades geoelectricas se pueden asociar a los efectos de las fallas. Aunque, en este caso, la ubicación y cobertura de la TRE no permite ser concluyente.

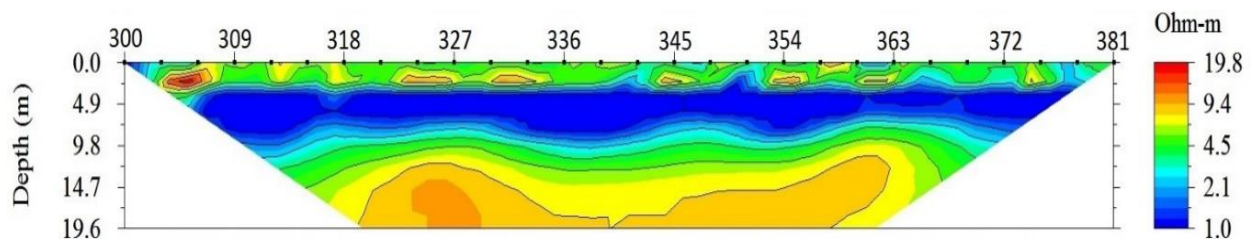


Figura 11. Tomografía eléctrica (B) en el ITM.

En la figura 12 se muestra la tercera tomografía eléctrica (C) con resistividades de 1 Ω -m hasta los 21.9 Ω -m, definiendo tres unidades geoelectricas, similares a las descritas en las tomografías eléctricas anteriores. La primera unidad en la parte somera de la tomografía eléctrica con resistividades dominantes de 4.7 Ω -m (color verde), la segunda unidad (colores azules), con resistividades entre 1 y 2 Ω -m, y la tercera unidad geoelectrica con valores entre 10 Ω -m a 21.9 Ω -m (colores amarillo a rojo). En esta imagen la tercera unidad tiende a desaparecer a partir de la posición 393 y hacia esta posición las resistividades bajas (colores azules) tienen un hundimiento que continua hasta los 414 m (señalado por las flechas), lo que puede asociarse a una discontinuidad del terreno, lo que a su vez indica la presencia de fallas. Este rasgo coincide con los resultados del estudio de ²²²Radón de González et al., (2014), que presentan variaciones en las concentraciones de gas en el mismo sitio.

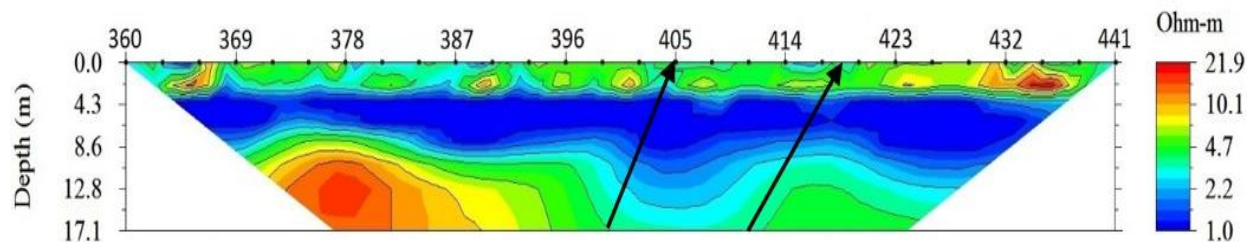


Figura 12. Tomografía eléctrica (C), las flechas indican la ubicación de la discontinuidad.

8.5.2 Conclusiones preliminares

Para el caso de la búsqueda de fallas en los campos del ITM, la TRE define las fallas y estructuras geológicas a partir de ciertos cambios en las resistividades eléctricas. Las tres unidades geoeléctricas interpretadas tienen continuidad a lo largo de las tres tomografías eléctricas mostradas y relación con el pozo perforado, tanto en unidades geoeléctricas como en la profundidad y espesor de dichas unidades. La primera unidad se asocia con los primeros 3.6 m del pozo, y corresponde en su mayoría a material de cobertura. Subyaciendo a esta se determinó la segunda unidad que comienza alrededor de los 3 m y tiene correlación con las arcillas encontradas en el pozo a una profundidad que va de 3.6 a 8.4 m. Para la tercera unidad también se observó una relación entre las TRE y los recortes del pozo, aunque en este caso el pozo solo alcanza hasta los 13.20 m. En los perfiles mostrados se pudo encontrar discontinuidades en las resistividades que están relacionadas a la presencia de fallas (señaladas por flechas en las figuras 10 y 12).

8.6 Resumen y comentarios finales

Los estudios de TRE han aportado datos fundamentales para los casos expuestos de forma rápida y no destructiva. En ambos casos se han obtenido tomografías eléctricas que indican los valores de resistividad que han permitido identificar anomalías o unidades geoeléctricas que constituyen el subsuelo y que pudieran estudiarse más a fondo. En el estudio de infiltración se observan cambios significativos cuando se redujo la distancia entre los electrodos, tanto en el nivel freático, así como la humedad de la zona de estudio. Las mediciones hechas en diferentes momentos han sido de gran utilidad para conocer el desarrollo del proceso de infiltración. Para el caso de las fallas detectadas en el ITM, el método TRE mapea las discontinuidades que se asocian a las fallas pues se tuvo correspondencia con lo detectado mediante el estudio de sismica y gas ²²Radón, así como la litología obtenida del pozo perforado fue de gran ayuda para comprender las unidades geoeléctricas encontradas.

Referencias

- Basso, B., Amato, M., Bitella, G., Rossi, R., Kravchenko, A., Sartori, L., Carvahlo, L.M., Gomes, J. (2010), 'Two-dimensional spatial and temporal variation of soil physical properties in tillage systems using electrical resistivity tomography', *Agronomy Journal*, 102 (2), pp. 440–449.
- Boaga, J., Rossi, M., & Cassiani, G. (2013), 'Monitoring Soil-plant Interactions in an Apple Orchard Using 3D Electrical Resistivity Tomography', *Procedia Environmental Sciences*, 19, pp. 394–402.
- Brunet, P., Clément, R., y Bouvier, C. (2010), 'Monitoring soil water content and deficit using Electrical Resistivity Tomography (ERT) – A case study in the Cevennes area, France', *Journal of Hydrology*, 380(1-2), pp.146–153.
- Carbonel, D., Guitierrez, F., Linares, R., Roque, C., Zarroca, M, McCalpin J, Rodriguez V. (2013), 'Differentiating between gravitational and tectonic faults by means of geomorphological

- mapping, trenching and geophysical surveys. The case of the Zenzano Fault (Iberian Chain, N Spain)', *Geomorphology*, 189, pp. 93-108.
- Chambers, J.C., Kuras, O., Meldrum, P.I., Ogilvy, R.D., Hollands, J. (2006), 'Electrical resistivity tomography applied to geologic, hydrogeologic, and engineering investigations at a former waste-disposal site', *Geophysics*, 71(6), pp. B231-B239.
- Chambers, J.E., Wilkinson, P.B., Wardrop, D., Hameed, A., Hill, I., Jeffrey, C., Loke, M.H., Meldrum, P.I., Kuras, O., Cave, M., Gunn, D.A. (2012), 'Bedrock detection beneath river terrace deposits using three-dimensional electrical resistivity tomography', *Geomorphology*, 177-178, pp. 17-25.
- Fazzito, S.Y., Rapalini, A.E., Cortés, J.M., Terrizano, C.M. (2009), 'Characterization of quaternary faults by electric resistivity tomography in the Anden Precordillera of western Argentina', *Journal of South American Earth Sciences*, 28(3), pp. 217-228.
- Chávez, R.E., Cifuentes-Nava, G., Hernández-Quintero, J.E., Vargas, D. and Tejero, A. (2014), 'Special 3D electric resistivity tomography (ERT) array applied to detect buried fractures on urban areas: San Antonio Tecómitl, Milpa Alta, México', *Geofísica Internacional*, 53(4), pp. 425-434.
- González, F.A., Lázaro, M.O., Contreras, C.A., Stock, J., Ramírez, H.J., Reyes L.J., Carreón, D.C., Lopez, D. (2014), 'Sísmica, georadar y radón para la detección de fallas urbanas: caso del Tecnológico de Mexicali', *Reunión anual UGM 2014*.
- Giano, S.I., Lapenna, V., Piscitelli, S., y Schiattarella, M. (2000), 'Electrical imaging and self-potential surveys to study the geological setting of the Quaternary, slope deposits in the Agri high valley (Southern Italy)', *Annals of Geophysics*, 43(2), pp. 409-419.
- Jongmans, D., Bievre, G., Renalier, F., Schwartz, S., Beaurez, N., Orengo, Y. (2009), 'Geophysical investigation of a large landslide in glaciolacustrine clays in the Trieves area (French Alps)', *Engineering Geology*, 109(1-2), pp. 267-279.
- Knodel, K., G. Lange y H.J. Voigt. (2007), *Environmental Geology, Handbook Field Methods and Case Studies*, Springer- Verlag, Berlin Heidelberg, 1357 p.
- Kuroda, S., Jang, H. y Kim, H. J. (2009), 'Time-lapse borehole radar monitoring of an infiltration experiment in the vadose zone', *Journal of Applied Geophysics*, 67(4), pp. 361-366.
- Loke, M.H., Chambers, J.E., Rucker, D.F., Kuras, O. y Wilkinson, P.B. (2013), 'Recent developments in the direct-current geoelectrical imaging method', *Journal of Applied Geophysics*, 95, pp.135-156.
- Magnusson, M., Fernlund, J., Dahlin, T. (2010), 'Geoelectrical imaging for interpretation of geological conditions affecting quarry operations', *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 69(3), pp. 465-486.
- Meneses, J. F. (2010), *The El Mayor Cucapah, Baja California Earthquake April 4, 2010*. An EERI Reconnaissance Report. Oakland, California Earthquake Engineering Research Institute.
- Musgrave, H. y Binley, A. (2011), 'Revealing the temporal dynamics of subsurface temperature in a wetland using time-lapse geophysics', *Journal of Hydrology*, 396(3-4), pp. 258-266.
- Perrone, A., Zeni, G., Piscitelli, S., Pepe, A., Loperte, A., Lapenna, V., Lanari R. (2006), 'Joint analysis of SAR interferometry and electrical resistivity tomography surveys for investigating ground deformation: The case-study of Satriano Di Lucania (Potenza, Italy)', *Engineering Geology*, 88(3-4), pp. 260-273.
- Reynolds, J.M. (2011), *An Introduction to Applied and Environmental Geophysics*, 2nd edition. John Wiley & Sons, England.

- Rucker, D., Loke, M.H., Levitt, M.T., Noonan, G.E. (2010), 'Electrical resistivity characterization of an industrial site using long electrodes', *Geophysics*, 75(4), pp. WA95–WA104.
- Samouelian, A., Richard, G., Cousin, I., Guerin, R., Bruand, A., Tabbagh, A. (2004), 'Threedimensional crack monitoring by electrical resistivity measurement', *European Journal of Soil Science*, 55(4), pp. 751–762.
- Siniscalchi, a., Tripaldi, S., Neri, M., Giammanco, S., Piscitelli, S., Balasco, M., Rizzo, E. (2010), 'Insights into fluid circulation across the Pernicana Fault (Mt. Etna, Italy) and implications for flank instability', *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 193(1-2), pp. 137–142.
- Telford, W., Geldart, L., Sheriff, R. (1992), *Applied Geophysics*, 2da edición. Cambridge University Press.
- Urbietta Gómez, J. (2009), *Evaluación de las técnicas de adquisición de datos 2D y 3D con tomografía de resistividad eléctrica en pozo*. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Unsworth, M.J., Malin, P.E., Egbert, G.D., Booker, J.R. (1997), 'Internal structure of the San Andreas fault at Parkfield, California, 1993–1996', *Geology*, 25, pp. 359–362.
- Weinzettel, P., Dietrich, S. y Varni, M. (2009), 'Utilización de tomografía eléctrica con distintas configuraciones y espaciamientos electródicos para la caracterización de la zona no saturada' en Silva Rojas, O. y Carrera Ramírez, J. (eds.), *Jornadas de Investigación de la zona no saturada del suelo*, 9, pp. 253–260.
- Zhody, A. A. R., Eaton, G. P., y Mabey, D. R. (1974), *Application of surface geophysics to ground-water investigations*, Techniques of water resources investigations of the United States Geological Survey, Chapter D1. US Geological Survey, Reston, VA, USA.
- Zhu, J., Currens, J.C., Dinger, J.S. (2012), 'Challenges of using electrical resistivity method to locate karst conduits—a field case in the Inner Bluegrass Region, Kentucky', *Journal of Applied Geophysics*, 75(3), pp. 523–530.

9 Microrredes aisladas, el futuro sustentable de la electrificación rural

Rodrigo Cota-Soto, Edgar González-San Pedro, Nicolás Velázquez-Limón

Centro de Estudio de las Energías Renovables, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

9.1 Introducción

Uno de los principales detonantes en el crecimiento económico y social de una comunidad es la energía. Igual que nuestro cuerpo necesita energía para poder realizar sus funciones vitales, una comunidad la requiere para subsistir. Nuestro cuerpo toma la energía de los alimentos que ingerimos mientras que una comunidad puede aprovechar la energía de distintas fuentes para satisfacer sus necesidades; fuentes que pueden ser divididas en renovables y no renovables. Las energías renovables son todas aquellas que la naturaleza tiene la capacidad de restituir en el corto plazo, por lo que se consideran ilimitadas. Las no renovables, por el contrario, son aquellas que una vez utilizadas no se regeneran.

Existen diferentes tipos de energías, por ejemplo, mecánica, térmica, química, lumínica, eléctrica, entre otras, y cada una de ellas se puede aprovechar para realizar distintos trabajos. La energía puede transformarse de un tipo a otro, por ejemplo, la radiante del sol al llegar a la tierra se transforma en térmica; en la tierra, al no recibirse la radiación en forma uniforme, se crean gradientes de temperatura que dan lugar a los vientos, transformando así la energía térmica en cinética. Como este, existen muchos otros fenómenos de transformación de energía en el planeta.

Por lo general, las diversas formas de energía son transformadas en electricidad, debido a la facilidad con la que ésta se genera, transporta y controla. Dado que la tecnología ha evolucionado para satisfacer nuestras necesidades a partir de la electricidad, equipos como aires acondicionados, refrigeradores, calentadores de agua, secadoras y lámparas, por mencionar algunos, incorporan dispositivos que trabajan con este tipo de energía. Por lo tanto, debido al descubrimiento de la electricidad, es relativamente fácil satisfacer las necesidades de una comunidad, tales como el transporte, el bombeo de agua, la climatización de espacios, el agua caliente, la cocción de alimentos, etc.

Hoy en día, es difícil imaginar comunidades que no cuenten con energía eléctrica. Sin embargo, existen poblaciones en esas condiciones debido a que se encuentran ubicadas muy lejos de las redes de distribución de energía eléctrica convencionales, lo que a su vez ocasiona que sobrevivan en estado de marginación. Afortunadamente, en la actualidad se cuenta con distintas opciones para abastecer energéticamente a una comunidad aislada. Una de éstas es la extensión de la red eléctrica, lo cual suele ser costoso, poco eficiente (debido a las pérdidas por transmisión) y, en muchos casos,

casi imposible de implementar debido la ubicación del poblado. Las otras opciones recaen en la generación en sitio, donde convencionalmente la electrificación se realiza mediante generadores diésel. Estos sistemas son económicos, pero con un alto costo de operación (debido al precio de combustible y mantenimiento). Aún más, en los últimos años se han venido implementado generadores que aprovechan las energías renovables (paneles fotovoltaicos, aerogeneradores y turbinas hidráulicas, entre otros). Estos sistemas inicialmente eran caros pero, conforme ha ido evolucionando la tecnología, han bajado de precio, compitiendo con las tecnologías convencionales. Además, al combinar el uso de distintos generadores (sistemas híbridos), se han vuelto aún más competitivos.

Actualmente, a nivel mundial se ha buscado satisfacer las necesidades de las comunidades aisladas mediante el concepto de microrred (Basnet et al. 2015; Camblong et al. 2009; Gaona et al. 2015), el cual consiste en un sistema compuesto por un gestor de la energía que coordina varios microgeneradores, un sistema de almacenamiento y una red de distribución y cargas. De esta manera se busca sacar el máximo aprovechamiento de los microgeneradores, alargar la vida útil de los componentes y asegurar la calidad de la energía, lo que afianzan a la microrred como una de las mejores opciones para la electrificación rural, ya sea en su versión de microrredes aisladas (MRA) o en la de microrredes interconectadas (MRI). Ambas versiones presentan claras ventajas y desventajas con respecto a la forma tradicional de suministro eléctrico. En este capítulo nos centraremos en las MRA (Kroposki et al., 2008).

Por consiguiente, el objetivo de este capítulo es el de brindar al lector conocimiento general sobre las MRA y su importancia en el desarrollo sustentable, es decir, explicaremos sus componentes, su origen y desarrollo a lo largo del tiempo; además, se señalan sus ventajas y desventajas, lo que nos brinda una perspectiva del panorama actual al que se enfrenta la tecnología y de su importancia para el desarrollo sustentable. Finalmente, se exponen las áreas de oportunidad para el desarrollo de las MRA, puntualizando las líneas de investigación que tienen mayor potencial para el crecimiento de la tecnología.

9.2 Microrredes aisladas

Las microrredes son sistemas que incluyen componentes o subsistemas de generación, almacenamiento, distribución, consumo y control, y que trabajan como un sistema único que puede operar de manera aislada o interconectado a la red de servicios eléctricos (Hossain et al. 2014). Con las microrredes se busca satisfacer la demanda eléctrica con la máxima aportación posible proveniente de fuentes de energía renovable, entre ellas solar, eólica, hidráulica, geotérmica, biomasa y oceánica. En la Figura 1 se observa un diagrama que incluye los principales componentes de las MRA, en la que los microgeneradores son representados por los procesos fotovoltaico, eólico, biomasa y diésel, el sistema de almacenamiento es el banco de baterías, los bus de corriente alterna (CA) y de corriente directa (CD) componen el sistema de distribución, las viviendas representan a las cargas y el gestor de la energía a la unidad de control, la cual toma las decisiones sobre la operación de la MRA. Cada uno de los subsistemas mencionados anteriormente es descrito a continuación:

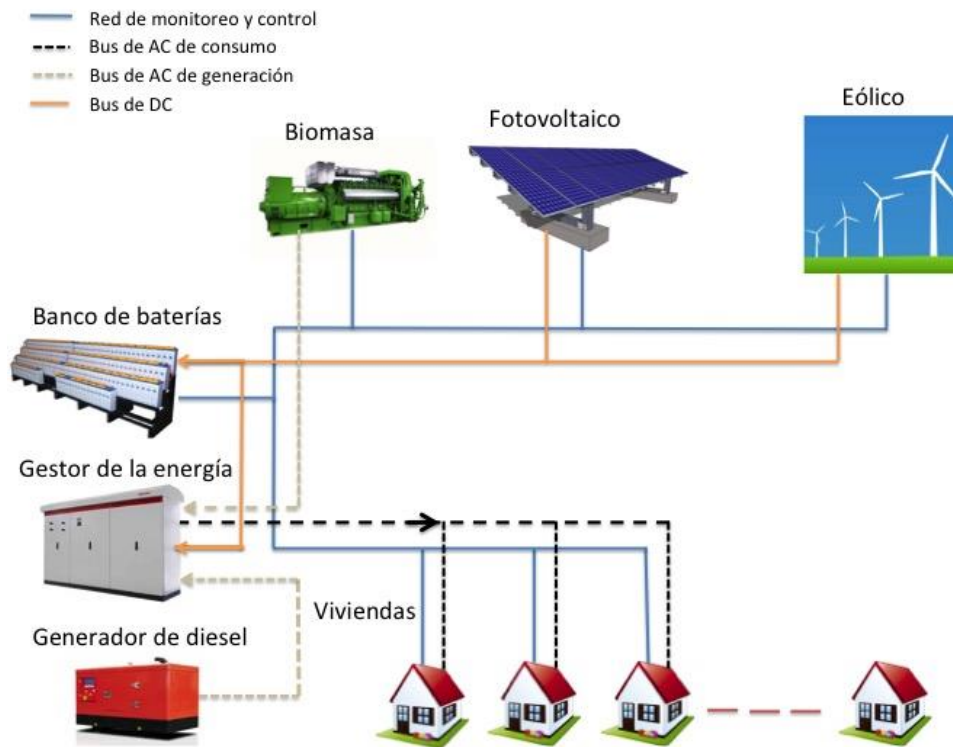


Figura 1. Componentes principales de una Microrred Aislada (MRA).

9.2.1 Microgeneradores

Los microgeneradores son los encargados de producir energía eléctrica y pueden ser agrupados dependiendo de la fuente de energía que utilicen. Los que son activados por fuentes fósiles, o no renovables, son los llamados generadores convencionales, entre los que se encuentran los motogeneradores (ciclo Otto y Diésel), las turbinas de gas (ciclo Brayton), las turbinas de vapor (ciclo Rankine), y las plantas de ciclo combinado (ciclo Brayton y Rankine). Por otro lado, dentro de los microgeneradores que son activados con fuentes renovables (tecnologías limpias) se tiene a los generadores fotovoltaicos, a los aerogeneradores, a las turbinas hidráulicas, a las celdas de combustibles y a las tecnologías convencionales activadas con fuentes renovables de energía, como motogeneradores con biogás, turbinas de vapor termosolares (ciclo Rankine orgánico) y geotérmicas, entre otras. En la Figura 2 se muestra un mapa de aprovechamiento de las fuentes de energía y las tecnologías mediante las cuales se aprovechan los recursos para producir electricidad.

Aunque no existe una definición exacta para los microgeneradores, suele utilizarse este nombre para aquellos que tienen una capacidad inferior a 2MW (Li et al. 2013). Las capacidades típicas de los distintos generadores eléctricos se enlistan en la Tabla 1. El concepto modular y su capacidad dependen de la tecnología y de los fabricantes de la misma, por lo que, apoyándonos en la Tabla 1, podemos establecer cuales tecnologías de generación eléctrica pudieran ser empleadas en las microrredes. Se debe tomar en consideración que la evolución de las tecnologías pudiera cambiar (mejorar) las capacidades de los módulos mencionados.

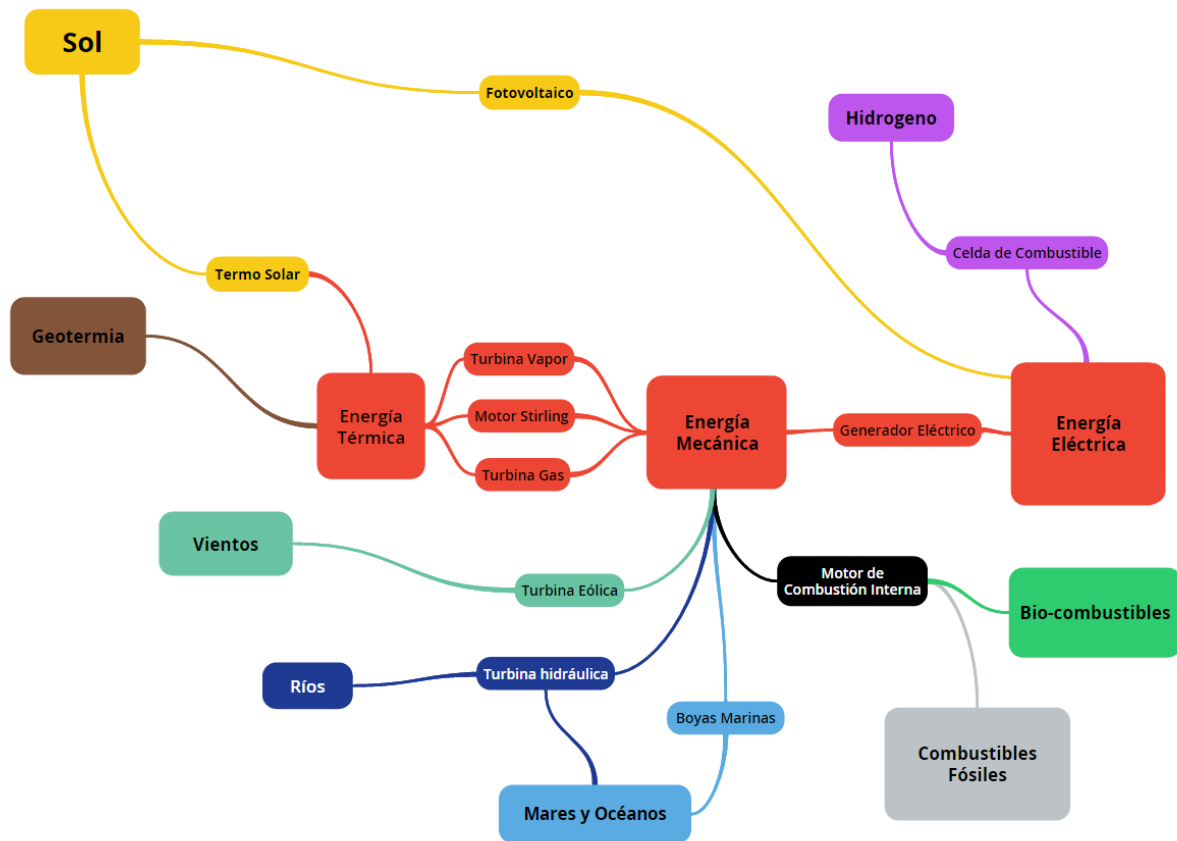


Figura 2. Mapa del aprovechamiento de distintos recursos para la generación de energía eléctrica.

Tabla 1. Capacidades típicas de distintos generadores por tecnología. Modificado de Dulão (2014).

Tecnología	Tamaño típico disponible por modulo (MW)
Turbina de gas ciclo combinado	35 – 400
Motor de combustión interna	0.005 – 10
Turbina de combustión	1 – 250
Microturbinas	0.035 – 1
Celdas de combustible	0.2 – 5
Pequeña hidráulica	1 – 100
Microhidráulica	0.025 – 1
Aerogenerador	0.0002 – 3
Fotovoltaico (Arreglos)	0.00002 – 0.1
Solar Térmico	1 – 10
Geotérmico	5 – 100
Oceanomotriz	0.1 – 5

Algunas fuentes de energía renovable son complicadas de administrar debido a su intermitencia, tales como la solar y la eólica. La energía solar puede ser aprovechada solamente durante el día, además de verse afectada por fenómenos climatológicos como los nublados. La energía eólica es todavía más impredecible debido a que existen muchos factores que afectan su comportamiento. Sin embargo, desde un punto de vista positivo, estas dos fuentes de energía son prácticamente inagotables, existen de manera natural y podemos utilizarlas de forma gratuita. Aún más, estas energías pueden manejarse de forma complementaria para una generación continua (24/7). Es común que cuando el sol comienza a ocultarse, el recurso eólico se incrementa, lo que se denomina complementariedad, aunque no siempre ocurre, o no siempre con las velocidades de viento adecuadas para generar la energía demandada. Un ejemplo de complementariedad se observa en la figura 3, en la que se muestra la generación eléctrica a partir de energías renovables del estado de California, EUA (CAISO, 2015). Podemos observar cómo después de las 18:00 horas, cuando el sol comienza a ocultarse, la generación eólica incrementa su aportación, complementando a la solar hasta que ésta se agota.

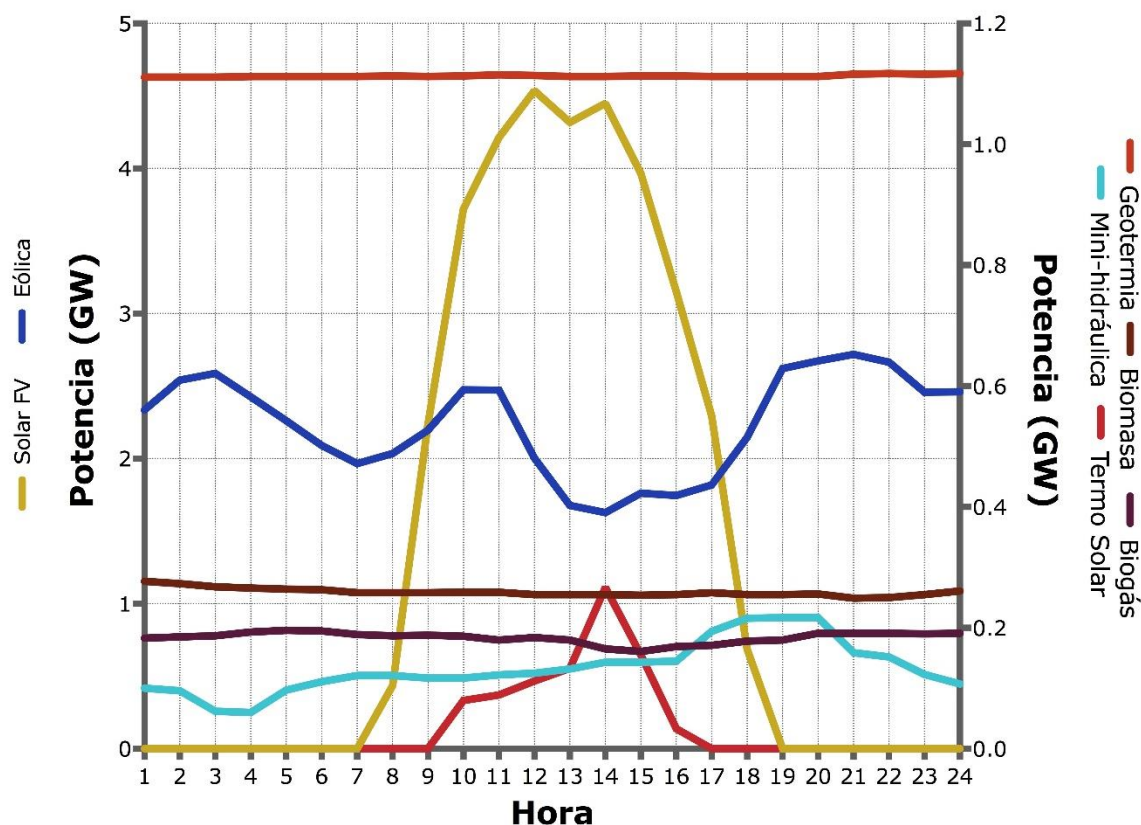


Figura 3. Generación eléctrica por fuente de energía renovable en California, Estados Unidos. Modificada de CAISO (2015).

Aunque se conocen formas de predecir el comportamiento de la disponibilidad de estas dos fuentes de generación (solar y eólica), siempre existe cierta incertidumbre ante los cambios climatológicos.

Es por esta razón que, además de disponer de una buena predicción, es importante contar con un adecuado sistema de almacenamiento, que le otorgue flexibilidad y adaptabilidad al sistema en caso de intermitencias o, en los casos en los que la demanda sobrepasa la capacidad de generación.

9.2.2 Sistemas de almacenamiento

Los sistemas de almacenamiento son importantes para la estabilidad de una MRA, principalmente cuando se cuenta con generadores activados por fuentes de energía intermitentes. Estos tienen distintas funciones, como la de administrar la energía, servir como respaldo cuando la demanda sobrepasa a la generación y minimizar las variaciones en la red (mejorar la calidad de la energía), por mencionar algunas. Existen distintos tipos, los más utilizados son los bancos de baterías, pero también se pueden encontrar los volantes de inercia, los super-capacitores y el almacenamiento de aire comprimido, de hidrogeno o de agua (hidráulico). La mayoría de estas tecnologías son todavía costosas aunque, debido al fuerte apoyo que tiene la investigación en esta área, se espera que bajen sus precios en los próximos años.

Como se puede observar en la Figura 4, cada tecnología cuenta con distintas capacidades de almacenamiento y diverso tiempos típicos de descarga. Por ejemplo, un volante de inercia puede ser utilizado con capacidades que van de 1 a 100kW, pero solo pueden entregar energía por poco tiempo; en cambio, la mayoría de las baterías nos pueden entregar energía por varias horas, incluso días. Los sistemas de almacenamiento hidráulico cuentan con una capacidad mayor y con tiempos de descarga largos, lo que podría convertirlos en los sistemas ideales para las MRA, sin embargo, requieren de una topografía que facilite su instalación (cerros o colinas cercanos). Cada tecnología tiene sus pros y sus contras, y la selección de la más adecuada dependerá de las necesidades de cada MRA.

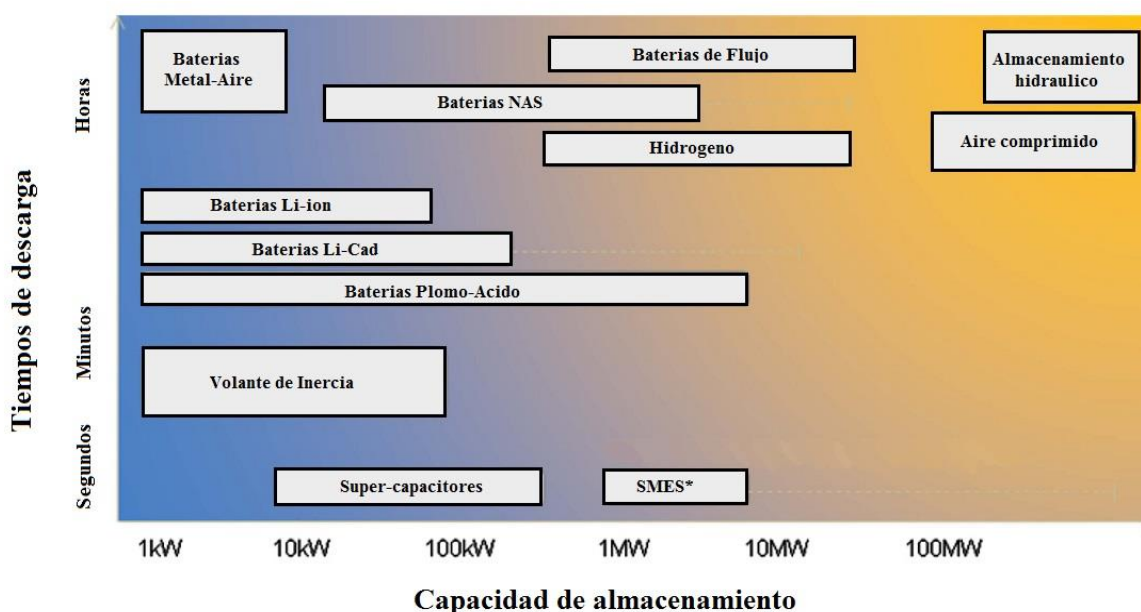


Figura 4. Cuadro comparativo de tecnologías de almacenamiento de energía. Modificado de Akinyele (2014).

Los bancos de baterías normalmente utilizados en las MRA cuentan con capacidades que van desde los kW hasta MW. Son sistemas modulares, su implementación es sencilla y se puede agregar que se trata de una tecnología madura y fácil de encontrar en el mercado.

9.2.3 Sistema de distribución

El sistema de distribución es el encargado de llevar la energía eléctrica hacia las cargas. En las microrredes se suelen utilizar sistemas de distribución de baja tensión aunque, en caso de ser necesario, se puede utilizar distribución en media tensión. La red eléctrica en México utiliza sistemas de distribución de corriente alterna, por lo tanto, todos los dispositivos eléctricos o electrónicos que utilizamos en el hogar están estandarizados para conectarse a un sistema eléctrico que funciona con ese tipo de corriente, a niveles de voltaje de 110/220v.

Los dispositivos electrónicos realmente trabajan con CD y utilizan un rectificador de voltaje (CA a CD) para conectarse al sistema eléctrico convencional (CA), lo que se traduce en pérdidas de energía por conversión en cada dispositivo electrónico. Algunos microgeneradores producen electricidad en CD, por lo que un sistema de distribución de este tipo eliminaría la necesidad de un rectificador en cada carga (Justo et al. 2013). En la figura 5 se observa la diferencia entre las conexiones necesarias para un sistema de distribución en CA y uno en CD.

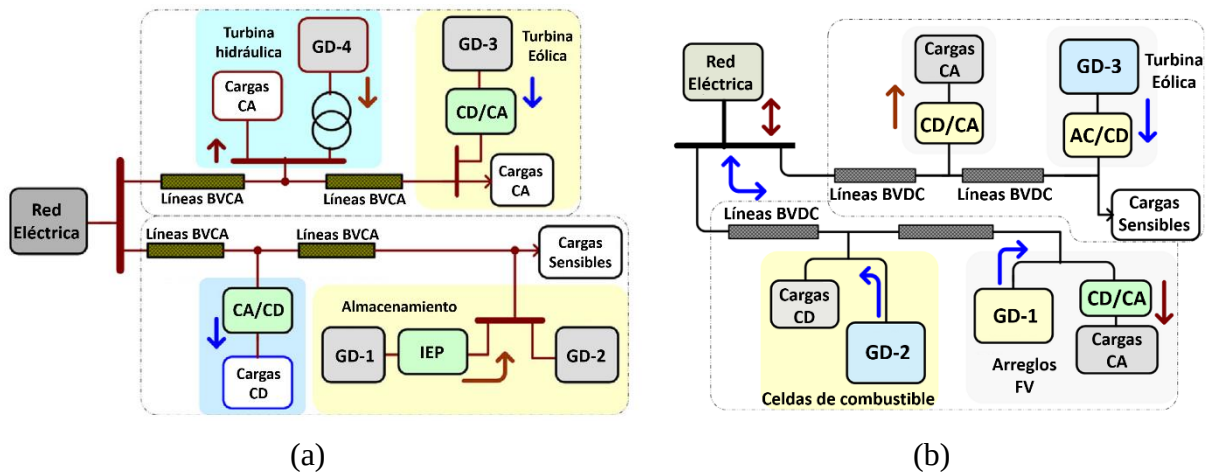


Figura 5. Conexiones para una red de distribución de bajo voltaje en (a) corriente alterna (BVCA) y (b) corriente directa (BVDC). GD representa a un microgenerador y BVCA y BVDC a las líneas de distribución en bajo voltaje de corriente alterna y corriente directa, respectivamente. Modificado de Justo (2013).

El utilizar sistemas de distribución en CD tiene algunas ventajas sobre los sistemas de CA. Por ejemplo, es fácil acoplar microgeneradores que trabajen en CD, debido a que solo se requiere que manejen el mismo voltaje, mientras que para acoplar microgeneradores en CA se necesita no solo el mismo voltaje, sino que también tengan la misma frecuencia y la misma fase. Al trabajar con sistemas de distribución en CA deben tenerse en cuenta los efectos reactivos (capacitivos e inductivos), mientras que estos efectos no se presentan al trabajar con CD.

Por otro lado, la principal desventaja al utilizar sistemas de distribución en CD es que actualmente no existe un estándar de conexiones en ese tipo de corriente, como el que prevalece en AC; cada carga de CD maneja un voltaje distinto, lo que dificulta la implementación de una red de distribución CD. A pesar de esto, en la actualidad se utilizan redes de distribución en CD para sistemas de comunicación en los que ya se ha establecido un estándar de conexiones.

9.2.4 Cargas

Las cargas son todos los dispositivos que utilizan electricidad para trabajar, se trata de los consumidores finales de la MRA. Una de las ventajas de tener una MRA es que permite tener control sobre las cargas. La opción de control más común es dividir a las cargas en críticas y no críticas, de manera que, si ocurriera un problema, se puedan soltar algunas de las no críticas para estabilizar el sistema. En los casos en los que la demanda sobrepasa la capacidad de generación, es necesario desconectar algunas cargas para evitar caídas de voltaje y que, incluso, todo el sistema eléctrico deje de funcionar (apagones).

9.2.5 Sistema de monitoreo y control

El sistema de monitoreo y control es el cerebro de una microrred. Este es el encargado de determinar la operación, es decir, es el que toma decisiones para el funcionamiento y estabilidad de la MRA y lo encontramos dentro del gestor de la energía. Existen distintas compañías que ofrecen estos dispositivos, como el Conext ComBox de Schneider Electric (Figura 6) y los de ABB, SMA e Ingeteam, entre otros. Cada uno de los gestores presenta distintas configuraciones para las MRA y distintas estrategias de control, buscando satisfacer la demanda eléctrica con la mayor aportación posible proveniente de fuentes de energía renovable.

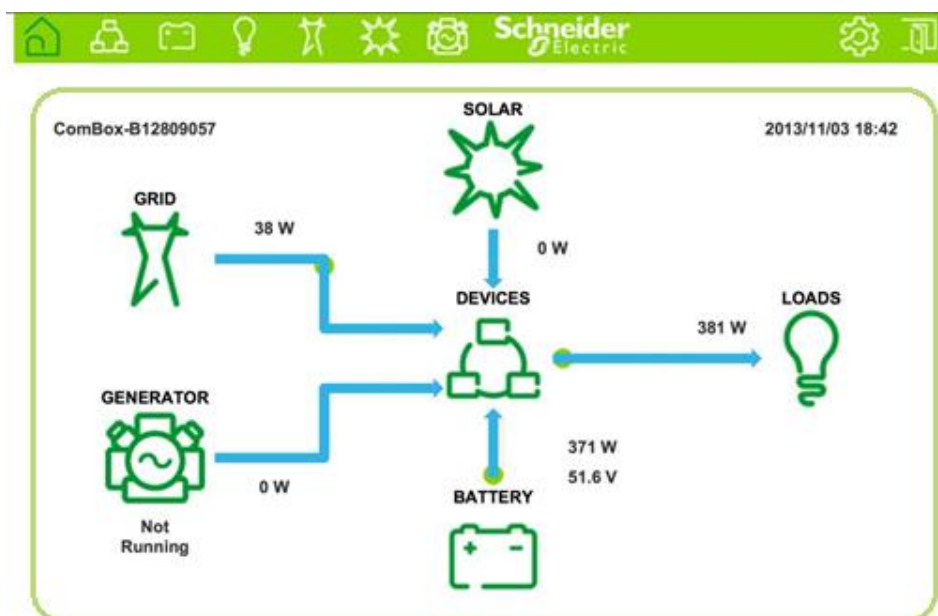


Figura 6. Pantalla principal del sistema de monitoreo Conext ComBox de Schneider Electric.

Las filosofías de operación pueden cambiar de acuerdo a las prioridades que el sistema le asigna a (1) los microgeneradores utilizados, (2) a los sistemas de almacenamiento y, (3) a los recursos disponibles. Por ejemplo, en un día nublado en el que el recurso solar es poco, las baterías están por agotarse y el recurso eólico es nulo, el gestor dará prioridad al sistema fotovoltaico, el cual posiblemente no alcance para abastecer la demanda. En este caso, las baterías deberían de entrar en servicio, sin embargo, al encontrarse en un estado de carga muy bajo es necesario activar otro microgenerador, el que puede ser un motor activado por biogás o por diésel. Una vez activado el motor-generator, el sistema determinará si se abastece la demanda con el mismo y si, además, se cargaran las baterías.

A los equipos de monitoreo y control se les pueden agregar sistemas de predicción climatológica que permitan obtener una estimación de la generación para adaptar la demanda y evitar apagones. Con base en la estimación, el sistema de control puede tomar decisiones sobre los generadores que deben funcionar, las cargas que se pueden alimentar o, en última instancia, notificar a los consumidores sobre la disponibilidad real del recurso, de manera que busquen adaptarse a ella.

9.3 Estado del arte

En 1882, Thomas Alba Edison presenta la “Pearl Street Station”, el primer sistema completo y comercial de luz y energía eléctrica, considerado la primera microrred. En un periodo de 4 años, la compañía de Edison construye 58 microrredes de corriente directa. Hoy en día, su uso se ha extendido a comunidades aisladas o remotas, estaciones militares, centros de investigación y zonas turísticas, entre otros (T&DWorld, 2013).

Con los años, los sistemas eléctricos de corriente directa fueron perdiendo popularidad, hasta llegar al punto en el que la electrificación se llevó a cabo con sistemas de 100% corriente alterna. Estos sistemas funcionan con una arquitectura unidireccional donde la energía fluye desde los grandes generadores a través de redes de transmisión (alta tensión), pasa por subestaciones eléctricas en las que es reducida a media tensión para su distribución y, finalmente, mediante un transformador, pasa a baja tensión y llega a los hogares. Por mucho tiempo se ha trabajado con esta arquitectura eléctrica, sin embargo, la incorporación de nuevas tecnologías, las que aprovechan las fuentes de energía renovable, ha traído cambios y nuevos retos.

En las últimas décadas, con la necesidad de abastecer de energía al 100% de la población mundial, el modelo de red eléctrica convencional enfrenta grandes desafíos entre los que se encuentran las pérdidas por transmisión a largas distancias, la instalación de redes de transmisión-distribución en sitios prácticamente inaccesibles y el compromiso de proveer energía para comunidades con muy pocos habitantes, lo que no resulta económicamente viable. La solución para estos problemas parece ser la instalación de microrredes, las que en los últimos años han tenido un buen desarrollo alrededor del mundo (Hossain et al. 2014). La tabla 2 muestra un listado de las características de las MRA instaladas principalmente en Europa y Oceanía (Neves et al. 2014). Se observa que la mayoría han sido diseñadas para proveer a poblaciones con menos de 20 mil habitantes. La MRA de Kithnos, Grecia, es una de las primeras y más conocidas microrredes experimentales.

Tabla 2. Revisión de microrredes en el mundo y sus características. Modificado de Neves (2014).

Continente	Nombre, País	Población	Actividad Económica	Tipo de conexión	Demanda (MWh/año)
Europa	Utsira, Noruega	212	N/D	Interconectada	246
Europa	Corvo, Azores, Portugal	425	Ganadería, pesca	Aislada	1400
Europa	Ventotene, Italia	580	Turismo	Aislada	531
Oceanía	Islas Chatham, Nueva Zelanda	600	Ganadería, pesca	Aislada	2370
Asia	Nolhivaranfaru, Maldivas	650	Pesca, turismo	Aislada	111
Europa	Mijet, Croacia	1111	Ganadería, pesca agricultura, turismo	Interconectada	4640
Europa	Isla Pellworm, Alemania	1200	Ganadería, turismo	Interconectada	11250
Norte América	Islas Fox, Maine, EUA	1550	Pesca	Interconectada	11793,6
Europa	Kithnos, Grecia	1600	Turismo	Aislada	5630,2
Oceanía	Isla King, Tasmania	1723	Turismo, industria, pesca, ganadería	Aislada	12870
Oceanía	Isla Norflok, Australia	2302	Turismo	Aislada	7900
Oceanía	Isla Rutuma, Fidji	2500	Ganadería, pesca	Aislada	876
Europa	Isla Salina, Sicilia, Italia	2504	Turismo	Aislada	10859,5
Asia	Pangan-an, Filipinas	2800	Pesca	Aislada	30,2
Asia	Isla Neil, India	2806	Agricultura, ganadería	Aislada	843,15
Europa	Flores, Azores, Portugal	4099	Ganadería, pesca, servicios	Aislada	11370
Europa	Samsø, Dinamarca	4300	Agricultura, ganadería, turismo	Interconectada	27000
Europa	Graciosa, Azores, Portugal	4879	Ganadería, pesca, servicios, turismo	Aislada	13090
Europa	Porto Santo, Portugal	5000	Turismo	Aislada	40000
Asia	Peng Chau, Hong Kong	6000	Turismo	Interconectada	21750
Europa	Karpathos, Grecia	6511	Turismo	Aislada	25956,4
Europa	Mykonos, Grecia	10000	Turismo	Interconectada	43612
Europa	El Hierro, Canarias, España	10000	Turismo	Aislada	41530
Europa	Isla Bonaire, Holanda	14500	Agricultura, turismo	Aislada	75000
África	Sal, Cape Verde	20000	Agricultura, pesca, turismo	Aislada	29092

Tabla 2. Revisión de microrredes en el mundo y sus características. Modificado de Neves (2014).

Continente	Nombre, País	Población	Actividad Económica	Tipo de conexión	Demanda (MWh/año)
Oceanía	Tarawa Sur, Kiribati	40311	Agricultura, pesca	Aislada	8062,2
Europa	Gotland, Suecia	57000	Ganadería, agric., industria, turismo	Interconectada	754000
Asia	Isla Kinmen, Taiwan	84570	Turismo, servicios.	Aislada	254452,3

En México, se han instalado alrededor de 12 sistemas híbridos de generación eléctrica, los que son los antecesores de las MRA. En 1992 en Xcalak, Quintana Roo se instaló uno de estos sistemas con 234 paneles de 48 W cada uno para un total de 11.2 KW en fotovoltaico (FV), seis generadores eólicos de 10 kW cada uno (60 kW) y un generador a base de combustible diésel con 125 kW. En 1999, en San Juanico, Baja California Sur, la Comisión Federal de Electricidad (CFE), en conjunto con el gobierno del estado, la agencia internacional para el desarrollo de los E.U.A (USAID) y la empresa estadounidense APS, instalaron un sistema híbrido eólico-fotovoltaico de 117 kW con 17 kW de FV, 100 kW eólico; el sistema sirve para dotar de energía a la comunidad de poco más de 100 casas habitación. En 2010, en Pachuca, Hidalgo, se desarrolló un sistema microhíbrido de 2kW, independiente de la red eléctrica convencional, integrado por 2 aerogeneradores de 500W y un sistema fotovoltaico de 1kW; el sistema se implementó bajo un proyecto de fondos mixtos del CONACYT FOMIX-Hidalgo, el cual fue liderado por el Centro de Estudios de Tecnología Avanzada (Becerra-López 2011). Estos y otros proyectos de sistemas de generación híbridos son resumidos en la Tabla 3.

Tabla 3. Sistemas híbridos de generación eléctrica instalados en México. Modificado de Becerra-López (2011).

Año	Lugar	Capacidad Instalada			Población
		Solar (FV) (kW)	Eólico (kW)	Generador Diésel (kW)	
1991	Ma. Magdalena, Hidalgo	4.3	5	18	168
1992	X-Calak, Quintana Roo	11.2	60	125	232
1992	La Gruñidora, Zacatecas	1.2	10	-	230
1992	Calabazal, Zacatecas	0.8	10	-	130
1993	Agua Bendita, Edo. de México	12.4	20	48	250
1995	Villas Carrusel, Quintana Roo	0.15	0.5	-	ND
1997	Isla Margarita, Baja California Sur	2.25	15	60	200
1999	San Juanico, Baja California Sur	17	70	85	400
2000	Pachuca, Hidalgo	2.7	2.5	6.4	ND
2010	Pachuca, Hidalgo	1	1	-	ND

En 2013 se construye una microrred experimental en el Centro de Estudio de las Energías Renovables (CEENER) del Instituto de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Baja California. Esta microrred cuenta con una capacidad instalada de 8.94 kW en Fotovoltaico, 0.550 kW en Eólico, 5 kW en generador eléctrico de biogás, 19.58 kWh de almacenamiento en baterías y 12 kW de carga eléctrica variable. En la figura 7 se muestra el diagrama de la microrred experimental. En la parte fotovoltaica se tienen 4 arreglos, cada uno con su controlador de carga que se conecta a un bus de corriente directa. La ventaja de este tipo de configuración es que se pueden colocar paneles de diferentes proveedores, modelos o tecnologías y evaluar el comportamiento de cada uno. Además, 3 de los 4 arreglos cuentan con sistema de seguimiento en 1 eje y el arreglo restante, en 2 ejes. Con este sistema también se pueden analizar las ventajas y desventajas de utilizar diferentes métodos de seguimiento solar.

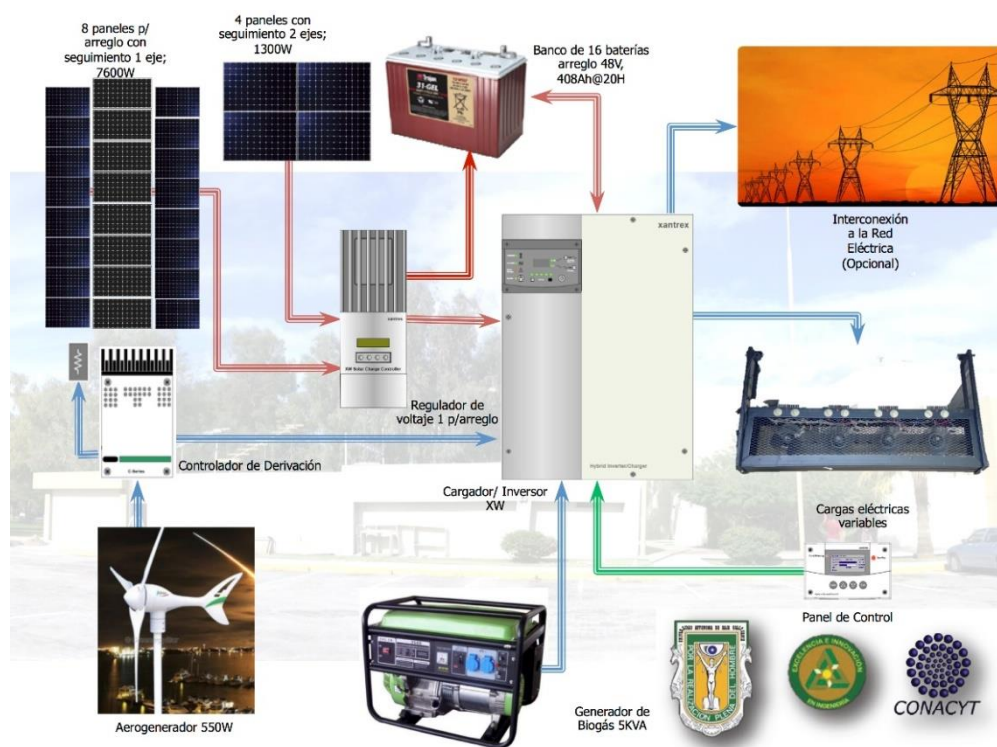


Figura 7. Esquema de la microrred experimental del Instituto de Ingeniería de la UABC, Mexicali. Modificado de González-San Pedro (2014).

En 2015, se inaugura la microrred sustentable de servicios energéticos comunitarios en Puertecitos, Baja California (Ejido Matomi). Esta MRA cuenta con 55 kW de sistema fotovoltaico, 5 kW en eólico y 522 kWh en Almacenamiento de energía; el diseño y construcción estuvo a cargo del CEENER. Este proyecto fue sometido a la convocatoria S0019-2011-01 del fondo de SUSTENTABILIDAD ENERGETICA, SENER-CONACYT, gracias a lo cual se logró construir tanto la microrred experimental que se encuentra en las instalaciones del CEENER así como la MRA para la comunidad de puertecitos.

9.4 Ventajas y desventajas de las MRA

Son distintos los factores que dificultan la electrificación de una comunidad aislada o, al menos alejada de la red eléctrica. En México, el costo por Km de extensión de la red eléctrica varía según el tipo de poste y cableado necesario; en zonas rurales, puede variar desde los \$112,000 a los \$699,000 pesos por Km (CFE, 2016). Esto hace que el costo de extensión de la red eléctrica para una comunidad que se encuentra a una distancia de 20 km varíe entre 2.24 y 13.98 millones de pesos. El consumo eléctrico de la comunidad, el tipo de cargas y la distancia a la que se encuentre son los principales factores a considerar para realizar un estimado del costo de extensión de la red eléctrica. En resumen, ampliar la red eléctrica para abastecer energéticamente por medios tradicionales a comunidades que se encuentran alejadas es costoso, aun cuando hasta el momento sólo se han presentado los costos por postería de distribución, lo que resulta ser una desventaja importante. Adicionalmente, es necesario hacer un análisis para verificar la capacidad de la red instalada y determinar si ésta puede soportar la carga que representa la comunidad, ya que, si la red de distribución no tiene dicha capacidad, se tendrían que instalar subestaciones para elevarla, lo que agregaría un costo adicional. Otra desventaja de la red eléctrica convencional es que presenta pérdidas por transmisión y distribución de energía eléctrica, es decir, entre más retiradas se encuentren las cargas de los generadores, mayores serán las pérdidas por transportar la energía. Aumentar la cobertura de la red eléctrica también aumentaría las pérdidas del sistema al colocar cargas cada vez más retiradas de los generadores, entonces ¿cuál sería la opción lógica para estas situaciones? La generación distribuida, es decir, instalar generadores en la misma comunidad, lo que eliminaría todos los problemas antes mencionados.

En México la generación distribuida se ha logrado mediante la instalación de generadores diésel. Ocasionalmente se incluyen otras formas de generación de energía eléctrica (Gutiérrez-Vera, 2000; Vera, 1992), dependiendo de los recursos con los que cuenta la zona, tales como una mini-hidroeléctrica, una planta mareomotriz, o geotérmica, etc. Como ya se mencionó, los sistemas híbridos de generación constituyen una opción muy recurrida ya que pueden combinar varios generadores que aprovechen distintos recursos, tales como solar-eólicos, con generadores diésel. La diferencia entre los sistemas híbridos y los MRA es que en el primero solo se considera la generación de energía, mientras que una MRA incluye cargas, distribución con sus protecciones, almacenamiento y los micro generadores, todo administrado por un gestor de la energía (sistema de control) el cual se encarga de llevar la MRA a su punto de trabajo más eficiente, económico, seguro y sustentable (Lidula and Rajapakse, 2011).

La principal desventaja de las MRA está relacionada con el hecho de que se trata de una tecnología en proceso de maduración, es decir, relativamente nueva. En estos últimos años, investigadores a nivel mundial se han enfocado en estudiar y mejorar las microrredes, sin embargo, aún existen muchos desafíos por superar (Soshinskaya et al. 2014). En México, específicamente, se cuenta con pocos especialistas, por lo tanto, la asesoría de los proveedores es muy importante para la implementación de MRA en el país. Otra desventaja, es la intermitencia de algunos recursos (eólico y solar). Aunque esto se ha venido resolviendo con la incorporación de sistemas de

almacenamiento, la selección del almacenamiento adecuado dependerá de las características de la MRA.

Las baterías son los sistemas de almacenamiento más utilizados ya que se trata de la tecnología más madura y fácil de implementar y que existen en el mercado en una gran variedad lista para adaptarse a las necesidades de cada MRA. Sin embargo, presentan desventajas debido a sus ciclos de operación y a sus ineficientes procesos de carga y descarga. Además, al final de su tiempo de vida, es necesario un tratamiento especial para su desecho ya que contienen químicos nocivos para el medio ambiente. Otras tecnologías de almacenamiento, como los volantes de inercia y los súper-capacitores, no presentan los problemas de ciclos de carga y descarga, sin embargo, solo pueden entregar energía por un tiempo normalmente pequeño. Los sistemas hidráulicos son los más eficientes y en ellos se puede almacenar una gran cantidad de energía, la que se puede utilizar por mucho tiempo. No obstante, su principal desventaja es el requerimiento de un lugar geográficamente apto para la instalación del sistema, idealmente un lugar montañoso o con cerros cercanos. En el caso de no contar con estos factores geográficos, se requiere instalar infraestructura que aumentaría el precio del sistema de almacenamiento convirtiéndolo en la opción más cara (Akinyele y Rayudu. 2014; Yekini Suberu et al. 2014).

A todo lo anterior se le debe agregar el impacto ambiental que resulta de utilizar una MRA en lugar de las otras opciones (extensión de la red eléctrica y generador diésel). Éste es menor dado que se aprovechan las fuentes de energía renovable, agregándole a su ventaja económica una ventaja ambiental. Además, los sistemas de energías limpias cada vez son más aceptados por la sociedad debido a la problemática de cambio climático, a la que todos somos sensibles actualmente. Esta condición le agrega otra componente favorable a las MRA, la de la aceptación social. Por lo tanto, podemos concluir que una MRA es una opción sustentable para la electrificación rural.

9.4.1 Caso Puertecitos, Baja California

Las Microrredes son trajes hechos a la medida de cada comunidad, con los que se busca aprovechar al máximo los recursos renovables con los que se cuenta, es decir, una Microrred será distinta para cada comunidad y contará con distintos desafíos.

Como ejemplo, las experiencias obtenidas de la implementación de la MRA de Puertecitos, en el ejido Matomi de Ensenada, Baja California, en donde se implementó un sistema que cuenta con 55 kW de Fotovoltaico, 5 kW de Eólico, un banco de baterías de 522 kWh y un generador diésel de 75 kVA.

Puesto que antes de iniciar con el proyecto no se contaba con electricidad y solo algunas casas tenían sistemas fotovoltaicos individuales, uno de los principales desafíos en esta comunidad fue lograr la definición de la demanda eléctrica. Se consideró que con la implementación de la MRA los hábitos de consumo de los pobladores cambiarían por lo que, debido a la similitud climatológica que tiene esta comunidad con la ciudad capital del estado, se decidió equiparar la

demanda con la de una casa en Mexicali ubicada en una colonia con condiciones económicas parecidas a las de los habitantes de puertecitos.

Al obtener el perfil de demanda se encontró otro problema, la falta de uniformidad en el mismo. Debido a las altas temperaturas, es necesaria la utilización de equipos de aire acondicionado; el consumo de estos equipos es alto y aumenta a medida que la temperatura ambiente del lugar lo hace, por lo tanto, durante los meses de verano, cuando la temperatura es extrema (superior a los 40°C), la demanda aumenta hasta 6 veces su valor de invierno. Si se dimensiona pensando en la demanda pico, el microgenerador queda sobrado durante 9 meses; sin embargo, si se dimensionan para satisfacer la demanda promedio, no se logra abastecer adecuadamente durante los meses más críticos. Luego entonces, se buscó llegar a un punto intermedio que permitiera satisfacer la mayor parte de la demanda con energía renovable.

Aun con estos problemas, se realizaron comparaciones económicas entre 3 opciones de electrificación para Puertecitos (datos no presentados): (1) la extensión de la red eléctrica (que se encuentra a 60km de la comunidad), (2) la utilización del generador diésel con el que ya contaba la comunidad y, (3) la implementación de la MRA. Tomando en cuenta las tarifas de CFE para uso doméstico con las temperaturas promedio que tiene la comunidad (Tarifa 1F) y el costo de la instalación de postería mencionado anteriormente, así como un precio del Diésel calculado según el comportamiento del mismo durante los últimos 8 años, se encontró que la implementación de la MRA es 50% más económica que la extensión de la red, y un 30% más económica que la utilización de un sistema diésel. Debido a esto, la implementación de una MRA en Puertecitos fue la mejor opción para satisfacer sus necesidades de energía eléctrica.

Esta experiencia también demostró que si los usuarios son informados de forma sencilla sobre el estado de la MRA (energía disponible) y sobre las opciones para adaptarse a la disponibilidad del recurso, se puede lograr que la comunidad se sienta parte del proyecto y participe de forma más positiva, incrementando la aceptación y el éxito del mismo.

9.5 Áreas de oportunidad

Las áreas de oportunidad dentro de la investigación en MRA tienen la finalidad de fortalecer sus debilidades. Para una explicación con cierto nivel de detalle, dichas áreas de oportunidad han sido divididas de acuerdo con los siguientes subsistemas.

Microgeneradores: A los microgeneradores que aprovechan las fuentes de energía renovable se les llama tecnologías limpias o verdes. A pesar de tener bastante tiempo en el mercado, aún se encuentran en vías de consolidación y requieren de tiempo para llegar a ser completamente maduras. Otras tecnologías limpias, como la hidroeléctrica y geotermoeléctrica, ya se pueden considerar maduras aunque se siguen desarrollando prototipos para su aprovechamiento en baja escala (microgeneradores). Por su parte, los generadores fotovoltaicos y los eólicos presentan, entre otros, problemas de intermitencia debido a la naturaleza del recurso. Aún más, la tecnología de paneles fotovoltaicos se enfrenta a dificultades por la generación de puntos calientes y la

disminución de la producción al aumentar la temperatura, además de que se ven fuertemente afectados por sombreados parciales. Por otro lado, entre los desafíos de los aerogeneradores están (1) la velocidad mínima necesaria para iniciar el movimiento (arranque) o la generación de energía, (2) la necesidad de pasar por un sistema de conversión CA/CD/CA para poder obtener una señal de CA constante y con buena calidad y, (3) los altos costos de mantenimiento, entre otras áreas que se están mejorando.

El aprovechamiento de la biomasa y la energía mareomotriz son otras áreas de oportunidad para la tecnología MRA que en México se han aprovechado muy poco. México cuenta con 22,224 km de costa (SEMARNAT, 2014) por lo que la energía mareomotriz presenta un enorme potencial para aumentar la penetración renovable en el mix energético nacional. Adicionalmente, en años recientes se ha buscado el aprovechamiento de la biomasa, como ocurre en el relleno sanitario de Monterrey, desarrollado por Bioenergía de Nuevo León S.A. (Torres-Roldan y Gómez-Morales, 2006).

Almacenamiento: En medios de almacenamiento de energía se cuenta con una amplia gama de soluciones que van desde las tradicionales baterías hasta los sistemas de almacenamiento de hidrógeno. Cuando se depende de sistemas aislados es de vital importancia contar con un medio de almacenamiento, sobre todo si se trabaja con fuentes intermitentes como la solar y la eólica, que le agregue confiabilidad al régimen eléctrico ya que absorbe las variaciones de corriente mejorando la calidad de la energía. En relación con el almacenamiento en baterías, las áreas de oportunidad incluyen el desarrollo de unidades que puedan soportar más ciclos de trabajo y una descarga profunda sin afectar significativamente su tiempo de vida. Es deseable que las nuevas baterías tengan la capacidad de entregar grandes cantidades de energía cuando sea necesario, que no se vean afectadas por temperaturas extremas y que tengan una mayor eficiencia de carga y descarga, además de que estén construidas con materiales ambientalmente amigables y que su relación peso-volumen por unidad de energía almacenada disminuya, entre otras características que se pueden mejorar. Tecnologías de almacenamiento novedosas y poco implementadas, como los volantes de inercia y los supercapacitores, tienen sus propias áreas de oportunidad. Su gran ventaja es que pueden entregar grandes cantidades de energía en un tiempo muy corto, lo que a su vez resulta en una de sus principales desventajas ya que solo pueden proveer energía por esos mismos cortos periodos de tiempo. Este tipo de tecnología es útil como respaldo en emergencias ya que provee tiempo suficiente para poner en operación otro generador, aunque difícilmente se puede utilizar para proveer energía en un día nublado o por toda una noche. Otras tecnologías relativamente nuevas, como el almacenamiento con aire comprimido y el almacenamiento de hidrógeno, resultan caras de implementar y les falta madurar para ser consideradas en un proyecto de MRA (Luo, 2015).

Dado que el hidrógeno es uno de los elementos más abundantes en el planeta, su almacenamiento en celdas de combustible tiene un potencial muy alto para resolver los problemas energéticos de manera sustentable. Este se puede utilizar en combinación con oxígeno para generar energía

eléctrica y agua, lo que lo convierte en un generador con 0 huella de carbono (en operación), tal como ocurre con las tecnologías fotovoltaica y eólica.

Distribución y Protecciones: Parte importante de una microrred es la distribución de la energía, es decir, cómo se transporta la energía generada hasta la zona de ubicación de las cargas. Dentro de este tema existen también muchas áreas de oportunidad, entre ellas, el desarrollo de redes de distribución en corriente directa resulta preponderante. Durante décadas se ha creído que la mejor manera de distribuir la energía eléctrica es mediante sistemas que trabajan con corriente alterna, no obstante, este método presenta desventajas tales como la necesidad de mantener un sistema bien sincronizado y los efectos de reactancias parasitas normalmente inductivas, las que finalmente se contrarrestan colocando bancos de capacitores para mejorar el factor de potencia de las cargas utilizadas. Estas complicaciones se pueden evitar al reemplazar los sistemas de distribución con corriente directa ya que se eliminarían las reactancias parasitas, los llamados factores de potencia, y la necesidad de sincronización. Para acoplar generadores en CD solo se requiere que manejen el mismo voltaje, sin embargo, en estos sistemas es complicado subir el voltaje por lo que, al tener un voltaje de distribución más bajo, las pérdidas de energía son mayores. Es en este campo en el que se presentan las principales áreas de oportunidad para las microrredes.

Por otro lado, otra área de oportunidad está relacionada con la arquitectura de una microrred, la que es diseñada para trabajar de forma distinta a una red eléctrica convencional. Debido a que la red convencional trabaja de forma unidireccional, la energía va de los generadores hacia las cargas. Una microrred debe tener la capacidad de trabajar de forma bidireccional, es decir, debe estar pensada para integrar generación distribuida y, por lo mismo, debe contener protecciones que trabajen de manera bidireccional (IEEE, 2011).

Control: Una de los subsistemas más importantes de las MRA es el de control. En este se incluye al régimen de cargas ya que lo importante es tener control sobre las cargas que se pueden desconectar en caso de que se detecten deficiencias en el abastecimiento de la demanda. El subsistema de control incluye al gestor de la energía, el cual, como ya se ha mencionado, es el cerebro de la MRA que determina y prioriza la entrada de generadores para abastecer la demanda, así como las cargas que se pueden alimentar. Las áreas de oportunidad en los sistemas de control incluye la manufactura de gestores de energía más robustos, diseñados para ser incorporados en la mayoría de los microgeneradores, eficientes, estandarizados para trabajar con generadores de distintas marcas, fáciles de operar e instalar y amigables con los usuarios finales.

El gestor de energía no es el único dispositivo que cuenta con un sistema de control. Cada microgenerador debe contar con un controlador que lo lleve a trabajar de forma eficiente, que ayude a su acoplamiento con la MRA y que lo proteja de posibles fallas, lo que representa otra área de oportunidad en el desarrollo de microgeneradores.

9.6 Conclusiones

Las MRA constituyen una tecnología en proceso de maduración, sin embargo, para algunas comunidades es la mejor (única) opción de electrificación. Se espera que el avance de esta tecnológica, apoyado por la abundante investigación que se realiza en cada uno de los procesos relacionadas con las microrredes, incrementará su viabilidad, por lo que en un futuro no sería de extrañar que las MRA sean no solo la mejor opción para la electrificación rural, si no también, la mejor para las ciudades, lo que convertiría a las microrredes en la red eléctrica del futuro (Platt et al., 2012).

Referencias

- Akinyele, D.O. y Rayudu, R.K. (2014), 'Review of energy storage technologies for sustainable power networks', *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 8, pp. 74–91.
- Basnet, S. M., Aburub, H., Jewell, W., & Poudel, A. (2015), 'Case study of microgrid for electrification and its benefits in rural Nepal', *Global Humanitarian Technology Conference (GHTC)*, 2015 IEEE, pp. 33-39.
- Becerra-López, H.R. (2011), *Desarrollo y aplicaciones de microrredes eléctricas en México*, Instituto de Investigaciones Eléctricas-GENC. Taller sobre Minirredes y Sistemas Híbridos con Energías Renovables en la Electrificación Rural, Universidad de Sao Paulo [en línea]. Disponible en: <http://docplayer.es/6440037-Desarrollo-y-aplicaciones-de-microrredes-electricas-en-mexico.html> (consultado: julio de 2016).
- CAISO (California ISO) (2016), Daily renewables watch web site [en línea]. Disponible en: <http://www.caiso.com/market/Pages/ReportsBulletins/DailyRenewablesWatch.aspx> (consultado: julio de 2016).
- Camblong, H., Sarr, J., Niang, A.T., Curea, O., Alzola, J.A., Sylla, E.H. y Santos, M. (2009), 'Micro-grids project, Part 1: Analysis of rural electrification with high content of renewable energy sources in Senegal', *Renewable Energy*, 34(10), pp. 2141-2150.
- CFE (Comisión Federal de Electricidad) (2016), Negocio-Información al cliente, Catálogo de precios unitarios por mano de obra, materiales y equipo [en línea]. Disponible en: <http://app.cfe.gob.mx/Aplicaciones/OTROS/Aportaciones/> (consultado: julio de 2016).
- Dulău, L.I., Abrudean, M. y Bică, D. (2014), 'Distributed generation technologies and optimization', *Procedia Technology*, 12, pp. 687-692.
- Gaona, E.E., Trujillo, C.L., Guacaneme, J.A. (2015) 'Rural microgrids and its potential application in Colombia', *Renew. Sustain. Energy*, Rev. 51, pp 125-137.
- González, S.P.E., Velázquez, L.N., Rosales, E.P., Ruelas, P.A., Mendoza, F.F., Luna, L.A. y García, M.J. (2014), 'Sistema de generación eléctrica híbrido experimental en el Instituto de Ingeniería de la UABC' en *Memoria XXXVIII Semana Nacional de Energía Solar y XI Congreso Iberoamericano*, pp. 906–914.
- Gutierrez-Vera, J. (2000), 'Renewables for sustainable village power supply' en *Power Engineering Society Winter Meeting, 2000, IEEE*, 1, pp. 628–633.

- Hossain, E., Kabalci, E., Bayindir, R. y Perez, R. (2014), 'Microgrid testbeds around the world: State of art', *Energy Conversion and Management*, 86, pp.132-153.
- IEEE (Institute of Electrical and Electronics Engineers) (2011), *IEEE Guide for Design, Operation, and Integration of Distributed Resource Island Systems with Electric Power Systems*, IEEE Standards Coordinating Committee 21, IEEE Std 1547, 54 pp.
- Justo, J. J., Mwasilu, F., Lee, J. y Jung, J. W. (2013), 'AC-microgrids versus DC-microgrids with distributed energy resources: A review', *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 24, pp. 387–405.
- Kroposki, B., Lasseter, R., Ise, T., Morozumi, S., Papathanassiou, S. y Hatziargyriou, N. (2008), 'Making microgrids work'. *IEEE Power and Energy Magazine*, 6(3), pp. 40–53.
- Lidula, N.W.A. y Rajapakse, A.D. (2011), 'Microgrids research: A review of experimental microgrids and test systems', *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(1), pp. 186–202.
- Li, P., Li, T., Li, J. y Ma, J. (2013), 'Optimum allocation and sizing of distributed generators in Microgrid', *2013 International Conference on Electrical Machines and Systems (ICEMS)*, pp. 324–328.
- Luo, X., Wang, J., Dooner, M. y Clarke, J. (2015), 'Overview of current development in electrical energy storage technologies and the application potential in power system operation', *Applied Energy*, 137, pp. 511–536.
- Neves, D., Silva, C. A. y Connors, S. (2014), 'Design and implementation of hybrid renewable energy systems on micro-communities: A review on case studies', *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 31, pp. 935–946.
- Platt, G., Berry, A., Cornforth, D. y Sioshansi, F. P. (2012), 'What Role for Microgrids?' en Sioshansi, F.P. (ed.), *Smart Grid: Integrating Renewable, Distributed, & Efficient Energy*. Academic Press, pp. 185–207.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2014), Costas de México, [en línea]. Disponible en: <http://www.semarnat.gob.mx/temas/gestion-ambiental/zona-federal/costas-de-mexico> (consultado: julio de 2016).
- Suberu, M. Y., Mustafa, M. W. y Bashir, N. (2014), 'Energy storage systems for renewable energy power sector integration and mitigation of intermittency', *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 35, pp. 499–514.
- Torres-Roldan, F. y Gómez-Morales, E. (2006), *Energías Renovables para el Desarrollo Sustentable en México*, Secretaría de Energía-SENER y Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ)-Cooperación Técnica Alemana, 89 pp.
- T&DWorld (Transmission and Distribution World) (2013), *Microgrids: An Old Idea with New Potential*, Exclusive Insight, p. 1 [en línea]. Disponible en: <http://tdworld.com/grid-opt-smart-grid/microgrids-old-idea-new-potential> (consultado: julio de 2016).
- Vera, J.G. (1992), 'Options for rural electrification in Mexico', *IEEE Transactions on Energy Conversion*, 7(3), pp. 426–433.

10 Modelación de las ondas cálidas: impacto a la salud y valuación de la urbanización como intensificador en Mexicali B.C., México

Elvia Contreras-Navarro, Gabriela Peñuelas-García, Rafael García-Cueto, Néstor Santillán-Soto, Félix Fernando González-Navarro, Sara Ojeda-Benítez

Instituto de Ingeniería. Universidad Autónoma de Baja California

10.1 Introducción

De acuerdo con el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC) (por sus siglas en inglés, 2007), componentes de cambio climático tales como el incremento en la frecuencia e intensidad de las ondas de calor pueden afectar la salud de gran parte de la población, sobre todo la más vulnerable (ancianos, niños y quienes tienen problemas físicos o mentales), la que se vería afectada negativamente al vivir bajo situaciones límite. Existen estudios que muestran cambios en el patrón de algunos eventos extremos en Baja California, tales como el aumento en la frecuencia, la intensidad y la severidad de las ondas cálidas (García-Cueto et al., 2010), los que se acompañan con un fuerte impacto en el sector salud. Como ejemplo, solo entre 2004 y 2007 ocurrieron 43 defunciones por el llamado golpe de calor en el municipio de Mexicali.

Las proyecciones climáticas del IPCC, al igual que los estudios climáticos que se realizan en Baja California, son de alcance regional por lo que es conveniente que los modelos de circulación general (y sus proyecciones) se encaminen a determinar la influencia que el desarrollo de ciudades tiene sobre el cambio climático. Estos procesos de urbanización inducen cambios radicales en la naturaleza de la superficie y, por tanto, en las propiedades atmosféricas de una región, modificando los balances de calor, masa y momentum (Oke et al., 1999). A su vez, dichas modificaciones dan lugar al conocido efecto de isla calor urbana, en el que la ciudad presenta un clima térmico modificado, comparado con el área rural (Tejeda et al., 2010), y que tiene como consecuencia la intensificación del estrés térmico provocado por las ondas cálidas.

Según ciertas previsiones (Rosenzweig et al., 2011), entre 2030 y 2050 el cambio climático causará 250,000 defunciones adicionales cada año, debido a malnutrición, paludismo, diarrea y estrés calórico (ondas cálidas). Aunado a esto, el calor extremo induce temperaturas del aire sumamente peligrosas, las que contribuyen directamente a las defunciones por enfermedades cardiovasculares y respiratorias, sobre todo entre las personas de edad avanzada. Un ejemplo de esto fue la onda de calor que sufrió Europa en el verano de 2003 en la que se registró un exceso de mortalidad cifrado en 70,000 defunciones (OMS, 2016). Aún más, las altas temperaturas también provocan un aumento de los niveles de ozono y otros contaminantes del aire, lo que incrementa los riesgos a la salud. La Organización Mundial de la Salud (OMS) asevera que la contaminación atmosférica urbana causa aproximadamente 1.2 millones de defunciones cada año en todo el mundo, mientras que el aumento en las concentraciones de polen y otros alérgenos ha sido asociado con el asma,

padecimiento que afecta a unos 300 millones de personas en el mundo, número que podría aumentar con el incremento de la temperatura (OMS, 2016).

Una ciudad que va reemplazando a su cobertura natural de suelo crea modificaciones en el clima local. La estructura física de la ciudad, la energía artificial liberada por los procesos residenciales e industriales, las emisiones de contaminación y la reacción de los elementos climáticos con la superficie urbana, interactúan para crear un diferente clima llamado clima urbano. Cambios de cobertura del suelo tales como el paisajismo urbano, los cultivos agrícolas, las construcciones y las grandes áreas pavimentadas, como los estacionamientos, promueven variaciones en el equilibrio de la energía y la radiación. En comparación con la cobertura del suelo rural o natural, las características de la superficie urbanas resultan en un aumento de la escorrentía superficial, la reducción de flujo de calor latente y el aumento de flujo de calor sensible a la atmósfera urbana, todo lo cual afecta la comodidad y la actividad humana (Jarvi et. al, 2011; Feyisa et. al, 2014).

Durante los últimos años, se ha observado que las temperaturas mínimas de la ciudad de Mexicali han presentado incrementos en sus tendencias (García-Cueto et al., 2009, García-Cueto, 2010). Estos cambios térmicos son los que dieron pie a la investigación sobre el impacto de las ondas cálidas en la salud de los habitantes de esta ciudad. Por lo tanto, en este trabajo se investigan las causas del fenómeno de onda cálida, a escala sinóptica y mediante la modelación con herramientas de inteligencia artificial, y se evalúa el fenómeno de calentamiento urbano provocado por el creciente desarrollo de la ciudad de Mexicali. Para fines didácticos, este capítulo fue dividido en las siguientes secciones:

- Establecer el impacto de las ondas cálidas en la salud de la población.
- Modelación de las ondas cálidas aplicando algoritmos de inteligencia artificial.
- Analizar, a escala sinóptica, las variables que intervienen en la formación y desarrollo de una onda cálida, con la finalidad de conocer las causas que dan origen al fenómeno.
- Estimar el balance radiométrico (componente de radiación solar y terrestre y radiación neta) generado por dos conjuntos habitacionales con diferentes características; así mismo, cuantificar las áreas y tipos de materiales presentes para evaluar el papel de la urbanización en la intensificación de las ondas cálidas.

10.2 Ondas cálidas y su impacto en la salud

El estudio de las ondas de calor se enfrenta, entre otros, al reto de conocer (1), los elementos clave que intervienen en su formación y desarrollo y (2), la manera en que éstas afectan a la salud de la población; conocimiento que en un futuro permitiría su modelación predictiva.

De manera general se puede decir que las ondas de calor son períodos de tiempo inusualmente cálido que afectan la salud humana y que pueden incrementar la incidencia de mortalidad y morbilidad en las poblaciones afectadas. Técnicamente, una onda calida es aquella en la que se presenta una temperatura máxima de $\geq 42^{\circ}\text{C}$ y una mínima $\geq 29^{\circ}\text{C}$ durante dos días consecutivos (Contreras-Navarro, 2011). La onda de calor puede afectar a cualquier ser humano, sin embargo,

existen características o condiciones que hacen más vulnerable a ciertos grupos, entre los que se pueden mencionar los siguientes:

- Personas mayores de 75 años
- Bebés y niños menores de 12 años
- Personas con una enfermedad crónica grave, mayormente con problemas cardíacos o respiratorios
- Personas que abusan del alcohol o las drogas
- Personas físicamente activas, por ejemplo, quienes trabajan al exterior o los que hacen deportes al aire libre

Por otro lado, la temperatura interna normal del cuerpo humano debe mantenerse alrededor de 37°C (98.6°F). El conservar esta temperatura interna es obligación del hipotálamo, órgano localizado en la base del cerebro, que es en donde se localizan los sensores térmicos centrales ó internos. El cuerpo se adapta a vivir bajo ciertas condiciones térmicas mediante procesos fisiológicos que involucran a las células nerviosas, las cuales cambian su velocidad de generación de impulsos nerviosos a temperaturas extremas, desde el frío polar, hasta los calurosos desiertos.

10.2.1 Impacto de las ondas cálidas en la salud de la población de Mexicali

La Tabla 1 muestra los decesos y otro tipo de afectaciones, reportados por el Servicio Médico Forense (SEMEFO) y el área de epidemiología del Hospital General de Mexicali, en relación con la onda cálida que afectó al noroeste de México y Suroeste de Estados Unidos en el mes de julio de 2006. Las afectaciones fueron ajustadas a la clasificación de SEMEFO que incluye solo tres categorías: golpe de calor, agotamiento por calor e insolación.

Tabla 1. Impactos en la salud por la onda cálida registrada en el noroeste de México y el suroeste de los Estados Unidos en el mes de julio de 2006 (SEMEFO, *comm. oral*; Hospital General de Mexicali, *comm. oral*). Datos ajustados a la clasificación de SEMEFO.

Afectaciones a la Salud	Decesos	Afectados	Total
Golpe de calor	24	21	45
Agotamiento por calor	0	6	6
Insolación	5	0	5
TOTAL	29	27	56

Por su parte, en la tabla 2 se observa el comportamiento histórico de los efectos en la salud de las ondas cálidas que se manifestaron entre 2007 y 2013. Los datos son presentados de acuerdo a la clasificación del área de epidemiología del Hospital General de Mexicali, la que incluye cinco categorías: deshidratación moderada, deshidratación severa, desequilibrio electrolítico, golpe de calor y agotamiento por calor.

Tabla 2. Eventos de onda cálida y su impacto en la salud de la población de Mexicali, Baja California, entre 2007 y 2013 (SEMEFO, *comm. oral*; Hospital General de Mexicali, *comm. oral*).

Afectación	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Total
Golpe de calor	12	7	12	18	22	8	13	92
Agotamiento por calor	7	14	9	9	16	5	8	68
Deshidratación moderada	3	0	0	0	0	0	0	3
Deshidratación severa	6	0	0	0	0	0	0	6
Desequilibrio electrolítico	0	0	0	1	0	5	0	1
TOTAL	28	21	21	28	38	13	21	170

Los datos de ambas tablas ponen en evidencia el impacto de estos eventos extremos. El golpe de calor es el suceso más frecuentemente reportado, el que además puede causar la muerte, seguido por el agotamiento por calor. Dadas estas condiciones, es clara la importancia de analizar con detalle los factores que producen las ondas de calor, lo que permitirá modelar su comportamiento y, en un futuro, proponer un sistema de alerta temprana para este tipo de eventos atmosféricos extremos.

10.3 Modelación de ondas cálidas basada en la temperatura del aire

10.3.1 Antecedentes y métodos

En este trabajo, el fenómeno de las ondas cálidas se estudió a nivel mesoescala a un campo térmico de 850 mb (aprox. 1500 msnm) moderadamente homogéneo. Una vez evaluado el comportamiento de la temperatura a ese nivel (850 mb), se procederá a la elección de algunas variables meteorológicas independientes para determinar el comportamiento de las ondas cálidas a nivel de superficie.

Las variables meteorológicas que según Gershunov (2009) parecen influir de manera importante en el desarrollo de una onda cálida en el norte de Baja California, y que son utilizadas en este esfuerzo de modelación, son:

- Temperatura del aire a 850 mb (°C)
- Presión atmosférica de superficie (mb)
- Altura geopotencial a 500 mb (mgs)
- Vector viento a 500 mb (m/s)
- Radiación solar en superficie (W/m²)
- Humedad Relativa en superficie (%)
- Temperaturas locales máximas y mínimas en superficie (°C)

La malla para la modelación abarca desde los 30° hasta los 42° latitud norte, y de 104° a 120° longitud oeste. A manera de ejemplo, en la Figura 1 se observa la extensión de la malla mostrando

la distribución de las temperaturas medidas del aire a 850 mb, tal como se presentan en la página de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de los Estados Unidos de América (NOAA, por sus siglas en inglés, 2015).

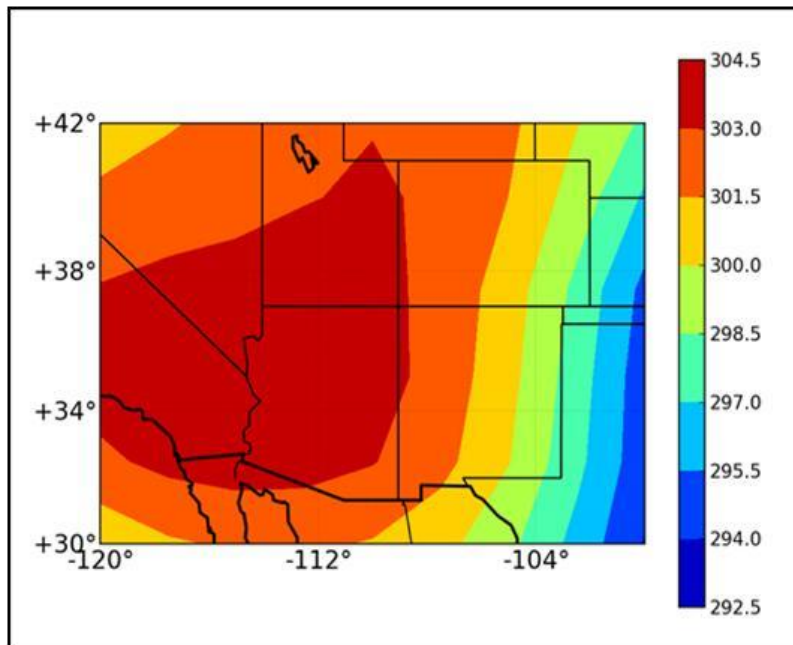


Figura 1. Extensión de la malla utilizada en la modelación de ondas cálidas mostrando la distribución de la temperatura del aire, en Kelvin, a 850 milibares para el 24 de julio del 2006 (NOAA, 2015).

El procesamiento de los datos se realizó utilizando el lenguaje de programación de alto nivel Python, con las librerías Numpy y NetCDF. Con este procedimiento se creó una base de datos constituida por 1,309 observaciones, con seis predictores y una variable de respuesta que corresponde a la temperatura del aire a 850mb.

Los algoritmos a comparar para la selección del más adecuado para la modelación de la onda cálida fueron los siguientes (las siglas asignadas provienen del inglés en todos los casos):

- Regresión con redes neuronales (NN) (Méndez, 2009)
- Algoritmo de mínimos cuadrados parciales (PLS) (González y Alciaturi, 2012)
- Modelo lineal generalizado (GLM) (Lim et al., 2012)
- Regresión RIDGE (Endelman, 2011)
- Modelo de regresión LASSO (Hebiri et al. 2013)
- Árbol de regresión y clasificación (CART) (Rosales et al, 2010)

Posteriormente, a partir de la extracción aleatoria del 30% de las observaciones se generó un conjunto de datos de prueba independiente para la verificación del rendimiento de los modelos de predicción. El 70% de los datos de entrada se utilizaron para entrenar a cada uno de los seis modelos, utilizando validación cruzada en su modalidad de 10 repeticiones por 10 divisiones. La

medida de evaluación de la validación cruzada fue el error cuadrado medio normalizado (NRMSE, por sus siglas en inglés), cuya fórmula es:

$$NRMSE = \sqrt{\frac{1/n \sum_{i=1}^n (observado - predicho)^2}{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (observado - \overline{predicho})^2}}$$

Donde :

observado, es el valor puntual observado

predicho, es el valor puntual modelado

$\overline{predicho}$, es el valor promedio predicho

Esta medida de evaluación no requiere utilizar parámetros de ajuste ya que el gradiente de actualización de pesos se deriva de la función de error del Jacobiano y del vector de errores de predicción. Una vez entrenados los modelos, se realizaron pruebas de predicción con el conjunto independiente.

Para introducir los datos en cada modelo se requiere de un ajuste en los valores de entrada, es decir, estos deben cumplir con una regla ya definida en los fundamentos de cada algoritmo, la normalización de los datos. Por esta razón, para los algoritmos PLS, RIDGE, GLM, y LASSO, los datos de entrada normalizados tienen una media igual a 0 y una desviación estándar igual a 1. En el caso del algoritmo CART, los datos se introdujeron directamente, sin ningún tipo de ajustes. Para la normalización de la red NN, se escalaron los datos en un intervalo de [0,1]. Esta es del tipo Feedforward-Backpropagation y consta de una topología de dos capas internas con cinco neuronas cada una de ellas. La estrategia de aprendizaje de la red es el algoritmo de Levenberg–Marquardt el cual emplea una aproximación a la matriz Hessiana mediante el cuadrado de la matriz Jacobiana.

10.3.2 Resultados y discusión

En la Figura 2 se observan los diagramas de dispersión de los datos de temperatura del aire a 850 mb utilizados en las pruebas de predicción de los seis modelos, las que se realizaron con una significancia estadística obtenida de 0.0019. El ajuste del modelo NN es el que presenta la menor dispersión observable a simple vista, lo que parece indicar que el algoritmo de redes neuronales es el más adecuado para modelar los datos. Para corroborar estos resultados, la Tabla 3 muestra el cálculo del coeficiente de correlación (R) y de la varianza de cada modelo, los que se compararon con las R^2 previamente obtenidas. Estos datos nos permiten comprobar que la red neuronal presenta una menor variabilidad, en comparación con el resto de los modelos. Así mismo, los errores en el proceso de entrenamiento por validación cruzada de los modelos (Tabla 4) arrojan valores de aproximadamente 0.5 y una variabilidad consistentemente baja, i.e., un error estándar de 0.001 y 0.009, mostrando un ajuste aceptable para todos los modelos.

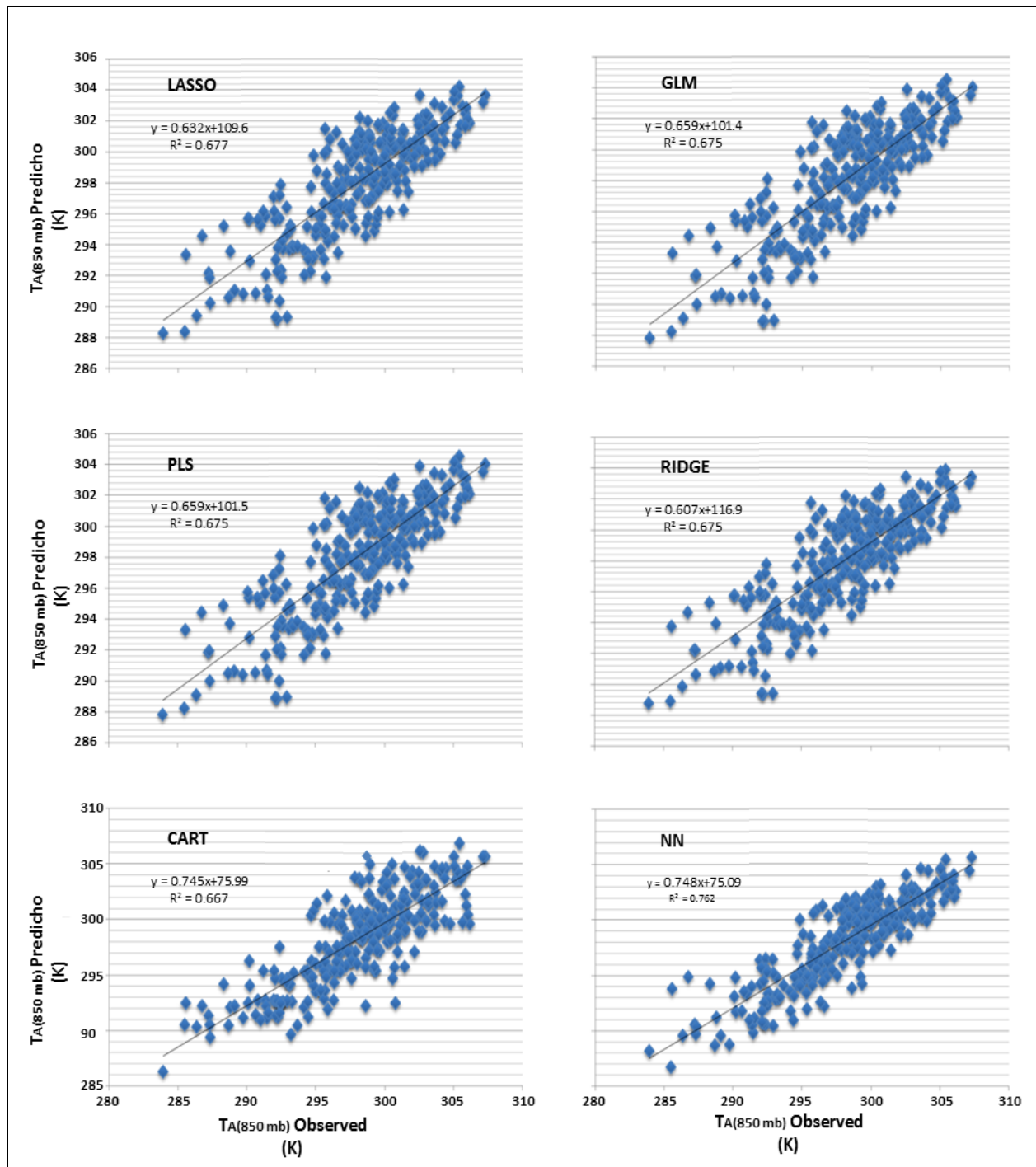


Figura 2. Diagramas de dispersión de los datos utilizados en los seis modelos.

Con base en estas pruebas, se eligió llevar a cabo la modelación de la temperatura del aire a 850 mb ($T_{A(850 \text{ mb})}$) mediante el modelo NN, el que mostró el desempeño más aceptable con un coeficiente de determinación (R^2) de 0.76 (Tabla 3).

El desempeño del modelo NN se observa gráficamente en la Figura 3. Ésta presenta una ventana de 50 puntos de $T_{A(850 \text{ mb})}$ contenidos en la muestra independiente de prueba. Se observa que las

predicciones de la red neuronal reproducen de una manera aceptable la dispersión de temperaturas observadas en ese rango de puntos en particular, a excepción de los puntos del 3 al 13, en los que se percibe un desfase del patrón.

Tabla 3. Comparación de la calidad de los Modelos con R^2 de R y Varianza.

Modelo	R^2	R	VAR
CART	0.66	0.81	7.11
PLS	0.67	0.82	6.76
RIDGE	0.67	0.82	6.91
GLM	0.67	0.82	6.75
LASSO	0.67	0.82	6.77
NN	0.76	0.87	4.95

Tabla 4. Errores estadísticos a partir del NRMSE obtenidos en el proceso de entrenamiento de los modelos.

Medidas estadísticas	PLS	NN	GLM	LASSO	RIDGE
NRMSE	0.574	0.508	0.574	0.576	0.578
Error estándar	0.001	0.009	0.001	0.001	0.001
Límite inferior	0.572	0.497	0.572	0.574	0.577
Límite superior	0.577	0.529	0.577	0.579	0.581

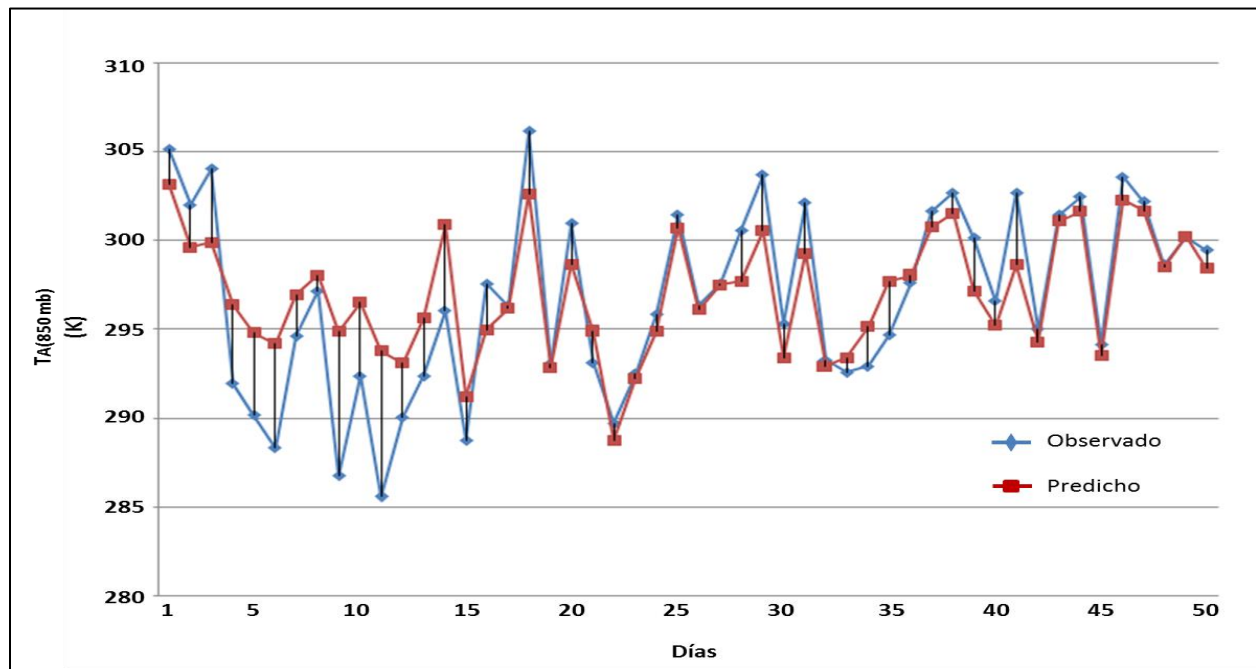


Figura 3. Ventana de 50 predicciones de la red neuronal vs datos observados en la muestra independiente de prueba.

Con lo anterior se puede afirmar que un modelo no lineal como la NN tiene un mejor desempeño en la predicción de la temperatura a 850 mb, en comparación con los modelos lineales, lo que es sumamente alentador para que este modelo sea utilizado para la predicción de las ondas cálidas.

10.4 Urbanización y balance radiométrico

En los estudios de impacto del cambio climático no sólo es necesario conocer cómo afectan las ondas de calor a la población, qué variables intervienen y con qué tipo de modelos podemos hacer predicciones, sino que, también es necesario conocer cómo los procesos antropogénicos, tales como la urbanización o cambio de uso de suelo, han alterado el balance radiativo y, como consecuencia, el clima de la ciudad.

El uso de suelo en la ciudad de Mexicali ha cambiado totalmente en los últimos años debido a las actividades productivas y a los asentamientos humanos. Ha pasado de ser un suelo de uso agrícola, a principios del siglo XX, a un suelo urbano heterogéneo cubierto por materiales como asfalto, concreto, madera, vidrio, yeso, piedra y ladrillo, entre otros. También ha pasado por modificaciones en el tipo de uso como: construcción de edificaciones con materiales múltiples, áreas deportivas y jardines, grandes centros comerciales, parques industriales y amplias avenidas, que han generado un espacio que favorece al automóvil sobre el peatón.

Una de las afectaciones que introduce la urbanización es en relación al balance radiométrico, el cual se refiere a la energía disponible en la baja atmósfera. Un añadido a ese balance es el calor antropogénico derivado de las actividades humanas, el cual puede afectar la salud de los habitantes, sobre todo si el clima es extremoso, como el de la ciudad de Mexicali.

La radiación neta (Q^*) es el parámetro que conduce al equilibrio de energía en la superficie de la tierra, y es un elemento esencial como componente de la superficie, utilizado en los modelos de balance de energía (Monteith and Unsworth, 1990). El modelo que define el balance radiométrico es el siguiente:

$$Q^* = K_{\downarrow} - K_{\uparrow} + L_{\downarrow} - L_{\uparrow}$$

Donde:

$K_{\downarrow}$, es la radiación solar de onda corta entrante

$K_{\uparrow}$ es la radiación solar de onda corta saliente (reflejada)

$L_{\downarrow}$ es la radiación infrarroja de onda larga entrante (de la atmósfera)

$L_{\uparrow}$, es la radiación infrarroja de onda larga saliente (terrestre)

La cantidad de radiación saliente (terrestre), de onda larga $L_{\uparrow}$, de las superficies urbanas, muestra una fuerte variación diurna, mayor a la de las superficies naturales. La radiación entrante, de onda larga $L_{\downarrow}$, depende principalmente de la falta de homogeneidad en la temperatura de la capa límite, debido a las altas concentraciones de vapor de agua y dióxido de carbono, siendo ambos fuertes emisores de radiación infrarroja (Viudez-Mora, 2011). Las componentes de la radiación de onda

larga $L\uparrow$ y $L\downarrow$, son casi de la misma magnitud, por lo tanto, los valores en el balance de radiación de onda larga en la superficie son generalmente pequeños (Smith y Rutan, 2003).

10.4.1 Caso de estudio

Una ciudad que va reemplazando la cobertura del suelo natural provoca modificaciones importantes en el clima regional. Durante la mañana, el suelo impactado por la urbanización registra temperaturas más bajas que las zonas naturales, condición que se invierte en la noche. Existe una variación espacial de las temperaturas, asociada directamente con los usos y coberturas de los suelos prevalecientes. Luyando (2010) comenta que las ciudades en su proceso de urbanización han creado nuevas superficies al recubrir suelos naturales o agrícolas con materiales más densos e impermeables, con mayor capacidad de almacenar calor. Ésta modificación da origen a la isla de calor ya que la energía neta retenida por la interface superficie/atmósfera se gasta en mayor proporción como calor sensible turbulento que como calor latente de evaporación (Tejeda et al., 2010). Esto es, la energía se gasta principalmente en calentar el aire en vez de evaporar agua, como sucede en las zonas rurales.

10.4.2 Cambios en el uso de suelo y variación de las componentes radiativas

Con la finalidad de estimar la contribución del cambio en el uso de suelo y coberturas en el impacto de las componentes radiativas urbanas, se hizo la cuantificación de materiales que predominan en dos conjuntos habitacionales de la ciudad de Mexicali y se determinó su relación con el balance radiativo. Esta cuantificación se realizó con imágenes satelitales de ambos conjuntos habitacionales, utilizando una rejilla de análisis de 92,700 m². Se cuantificaron los metros cuadrados de las coberturas observadas mediante polígonos a escala sobre las imágenes para, posteriormente, representar los resultados en porcentajes. En las superficies no identificadas claramente, se realizó recorrido peatonal de sitios para distinguirlas y clasificarlas.

En la Figura 4 se presentan las proporciones de las superficies observadas, se distinguen materiales y elementos propios de la urbanización, así como superficies naturales, tales como suelo nativo y forestado. Destacan por su alto porcentaje: pavimento, techos blancos y claros. El conjunto habitacional 1 cuenta con menor cantidad de áreas con pavimentos y techos blancos, comparados con el conjunto habitacional 2. Dos superficies que sobresalen son el área baldía y los techos blancos y claros, los cuales pueden impactar los valores de la energía neta de Q^* en el balance radiativo.

Una vez cuantificados los materiales para ambos conjuntos habitacionales, se estimó la energía neta Q^* que varía entre 523.6 y 548.7 Wm⁻² (Tabla 5) y se encontró que es mayor en el conjunto habitacional 1 que en el 2. Respecto a la energía solar reflejada ($K\uparrow$), existe un fuerte vínculo entre la presencia de techos blancos y el albedo (Hernández-Pérez et. al, 2014, Akbari et. at, 2009). La presencia de los techos blancos que predomina en el conjunto habitacional 2, es decir con alto albedo, contrasta con los techos del conjunto habitacional 1, en donde predomina la heterogeneidad en cuanto al tipo de materiales, colores y texturas. En la componente $L\uparrow$, se observa mayor

calentamiento (Wm^{-2}) de las superficies en el conjunto habitacional 2, lo que se infiere a partir de la ley de Stefan-Boltzman (García-Cueto et. al., 2015) en congruencia con la cuantificación de mayores superficies con pavimentos, banquetas y falta de áreas verdes sobresalientes. Podemos así relacionar que, para el conjunto habitacional 1, una menor emisión de ($L\uparrow$) y una menor reflexión de ($K\uparrow$) resultan en una mayor magnitud de Q^* . Por otra parte, para el conjunto habitacional 2 una mayor emisión de ($L\uparrow$) y una mayor reflexión de ($K\uparrow$) resultan en una menor magnitud de Q^* .

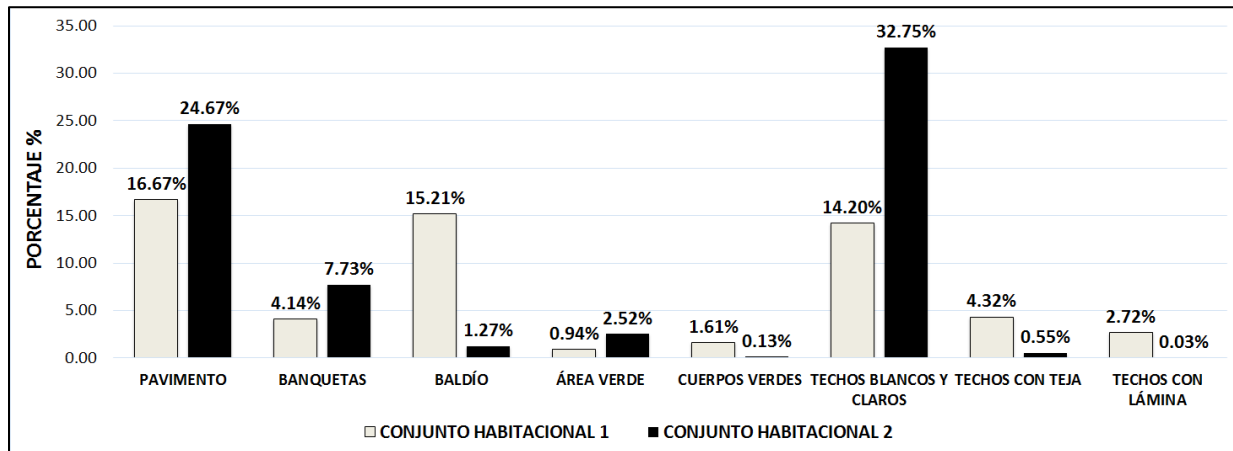


Figura 4. Cuantificación (%) de los materiales de cobertura de suelo predominantes en dos conjuntos habitacionales.

Tabla 5. Comparación de los resultados del balance radiativo de dos conjuntos habitacionales, en Wm^{-2} .

	$K\uparrow$	$L\uparrow$	Q^*
Conjunto habitacional 1	151.8	514.9	548.7
Conjunto habitacional 2	169.6	522.2	523.6

NOTA: No se incluyen las componentes entrantes ($K\downarrow=863.6$ y $L\downarrow=351.8$) ya que se consideran de igual magnitud debido a que la experimentación se realizó de forma simultánea. Las unidades están en Wm^{-2} .

10.4.3 Conclusiones sobre el caso de estudio

El proceso de urbanización de una ciudad, el que implica reemplazo del suelo natural por materiales propios de la construcción, afecta al balance radiativo, como se observó a partir de los resultados en los dos conjuntos habitacionales de la ciudad de Mexicali. Es claro que tanto el flujo de energía neta Q^* como sus componentes radiativas, las que responden a las características físicas de la superficie ($K\uparrow$ y $L\uparrow$), presentan magnitudes y comportamientos diferentes a los de una superficie con materiales nativos. Es decir, las propiedades térmicas de los materiales de la superficie provocan que la energía solar sea reflejada, almacenada o emitida de diferente manera en cada uno de los complejos habitacionales analizados. Dadas las características climáticas de la región y la poca vegetación en ambos conjuntos habitacionales, es congruente pensar que esta energía neta o disponible (Q^*), en su mayor parte será convertida en calor sensible, mismo que causará que las temperaturas cercanas a la interface superficie-atmósfera aumenten. Por lo tanto,

este estudio permite catalogar al conjunto habitacional 2 como uno con ventajas de infraestructura que resultan en un menor impacto al clima urbano. Esta diferencia de coberturas entre complejos habitacionales afecta al balance radiativo y, por tanto, resultaría en un efecto añadido a la intensidad de las ondas cálidas, lo que seguramente continuará afectando de manera negativa a la salud de la población vulnerable.

10.5 Resumen y comentarios finales.

Los efectos negativos del cambio climático antropogénico para la ciudad de Mexicali parecen ser evidentes. La severidad de las ondas cálidas, aunado a un calentamiento producido por la urbanización, han tenido un impacto en la salud de la población provocando muertes directamente relacionadas con el estrés térmico. En este capítulo se ha planteado la visión integradora de estudios con métodos y escalas diferentes pero que tienen dos objetivos comunes: la prevención y la planeación. Si bien, la modelación para estimar la temperatura al nivel de 850 mb fue conseguida con éxito, el siguiente paso en el esquema de modelación será predecir las ondas cálidas mediante la combinación de algoritmos inteligentes, como redes neuronales artificiales y máquinas de vectores de soporte o lógica difusa, con la finalidad de apoyar al sector salud y así minimizar los estragos en la población ante estos eventos extremos. Por otro lado, se observa que el crecimiento urbano, con el consecuente cambio de uso de suelo, y la aplicación de materiales con alta capacidad calorífica y poco reflectivos, definitivamente perturba las componentes radiativas del balance energético. Como anteriormente se discutió, esta alteración en el balance, sumada al flujo de energía antropogénico, seguirá incrementando el efecto de la Isla Urbana de Calor y comprometerán aún más el confort y la salud de los habitantes de Mexicali, tomando en cuenta que la severidad de las ondas cálidas se ha venido intensificando. La estimación del costo/beneficio para concientizar tanto a las constructoras, gobierno y población es una tarea pendiente, pero que seguramente podría contribuir a minimizar los efectos negativos del cambio climático.

Referencias

- Akbari, H. (2009), 'Cooling our communities. A guidebook on tree planting and light-colored surfacing', *Lawrence Berkeley National Laboratory, EPA*, 245 pp.
- Contreras, E. (2011), *Las ondas cálidas y su impacto en la salud: análisis y evolución histórica en Mexicali B.C. México*. Tesis de Maestría en Ciencias, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California.
- Endelman, J. B. (2011), 'Ridge regression and other kernels for genomic selection with R package rrblup', *Plant Genome*, 4(3), pp. 250-255.
- Feyisa, G.L., Dons, K. y Meilby, H. (2014), 'Efficiency of parks in mitigating urban heat island effect: An example from Addis Ababa', *Landscape and Urban Planning*, 123, pp.87-95.
- García-Cueto, O. R., Tejeda-Martínez, A., Bojorquez-Morales, G. (2009), 'Urbanization effects upon the air temperature in Mexicali, B.C., México', *Atmósfera*, 22(4), pp. 349-365.

- García-Cueto, O.R., Tejeda, M.A., Jáuregui, E. (2010), 'Heat waves and heat days in an arid city in the northwest of Mexico: current trends and in climate change scenarios', *International Journal of Biometeorology*, 54(4), pp. 36-46.
- García-Cueto, R., Santillán-Soto, N., Haro-Rincón, Z., Ojeda-Benítez, S., Bojorquez-Morales, G. (2015), 'Parameterization of net radiation in an arid city of northwestern México', *Atmósfera*, 28(2), pp. 71-82.
- Gershunov, A., Cayan D. R., Iacobellis, S. F. (2009), 'The great 2006 heat wave over California and Nevada: signal of an increasing trend', *Journal of Climate*, 22(23), pp. 6181-6203.
- González, P. and Alciaturi, C. (2012), 'Desarrollo de un programa para estudiar el comportamiento de una columna de fraccionamiento etano/etileno de una planta de olefinas', *Télématique: Revista Electrónica de Estudios Telemáticos*, 11(2), pp.89-99.
- Hebiri, M. y Lederer, J. (2013), 'How correlations influence lasso prediction', *IEEE Transactions on Information Theory*, 59(3), pp.1846-1854.
- Hernández-Pérez, I., Álvarez, G., Gilbert, H., Xamán, J., Chávez, Y. y Shah, B. (2014), 'Thermal performance of a concrete cool roof under different climatic conditions of Mexico', *Energy Procedia*, 57, pp. 1753-1762.
- IPCC (2007), *Cambio Climático 2007: Impacto, Adaptación y Vulnerabilidad*. Ginebra, Suiza, 103 p.
- Järvi, L., Grimmond, C.S.B. y Christen, A. (2011), 'The surface urban energy and water balance scheme (SUEWS): Evaluation in Los Angeles and Vancouver', *Journal of Hydrology*, 411(3), pp. 219-237.
- Lim, Y. H., Park, A. K., Kim, H. (2012), 'Modifiers of diurnal temperature range and mortality association in six Korean cities', *International journal of biometeorology*, 56(1), pp. 33-42.
- Luyando-López, E. y Tejeda-Martínez, A. (2010), 'Escenarios de bioclima humano en la megalópolis del centro de México ante cambio climático', *Clima, Ciudad y Ecosistemas (AEC)*, A(7), pp. 527-535.
- Méndez, M. C. (2009), *Modelización estadística con redes neuronales. Aplicaciones a la hidrología, aerobiología y modelización de procesos*. Tesis Doctoral, Universidad de La Coruña, España.
- Monteith, J.L. y Unsworth, M.H. (1990), *Principles of Environmental Physics*. Academic Press, London, 291 pp.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) (2015), Earth System Research Laboratory [en línea]. Disponible en: <http://www.esrl.noaa.gov/> (consultado: 25 de junio de 2015).
- Oke T.R., Spronken-Smith, R.A., Jáuregui, E., Grimmond, C.S.B. (1999), 'The energy balance of central México City during the dry season. Atmospheric Environment', 33(24), pp. 3919-3930.
- OMS (Organización Mundial de la Salud) (2016), *Cambio climático y salud, Nota descriptiva N°266*, Centro de Prensa [en línea]. Disponible en: <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs266/es/> (consultado: 20 de enero de 2016).

- Rosales-H, S, Bruno, C., Balzarini, M. (2010), 'Identificación de relaciones entre rendimientos y variables ambientales vía arboles de clasificación y regresión (CART)', *Interciencia*, 35(12), pp. 876-882.
- Rosenzweig, C., Solecki, W.D., Hammer, S.A., Mehrotra, S. (2011), 'Urban climate change in context' en Rosenzweig, C., Solecki, W.D., Hammer, S.A., Mehrotra, S. (eds.) *Climate change and cities: First assessment Report of the Urban Climate Change Research Network*, Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp.3-11.
- Smith, G.L. y Rutan D.A. (2003), 'The diurnal cycle of outgoing longwave radiation from earth radiation budget experiment measurements', *Journal of Atmospheric Sciences*, 60(13), pp. 1529-1542.
- Tejeda-Martínez, M.A., García-Cueto, O.R., Aquino-Martínez, .L.P. (2010), 'Bases para la modelación del campo térmico y el balance de energía en una ciudad mexicana del desierto: Mexicali', *Clima, Ciudad y Ecosistemas*, 7, pp. 565-573.
- Viudez-Mora, A. (2011), *Atmospheric downwelling longwave radiation at the surface during cloudless and overcast conditions: Measurements and modeling*. Tesis doctoral, Universitat de Girona, España.

AVANCES EN INVESTIGACIÓN AMBIENTAL EN LA UABC. *CONOCIENDO NUESTRO AMBIENTE 2016* 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

