



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

---



CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE INVESTIGACIÓN  
PARA EL DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL  
CIIDIR-IPN UNIDAD MICHOACÁN

**“IDENTIFICACIÓN Y CUANTIFICACIÓN DE CONTAMINANTES  
EMERGENTES EN AGUAS RESIDUALES EN LA CIUDAD DE  
MORELIA MICHOACÁN”**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRO EN CIENCIAS EN  
PRODUCCIÓN AGRÍCOLA SUSTENTABLE.

**PRESENTA:**

Q.F.B. VÍCTOR HUGO ROBLEDO ZACARÍAS

**DIRECTORES DE TESIS:**

Dra. MARTHA ALICIA VELÁZQUEZ MACHUCA

Dr. JOSÉ LUIS MONTAÑEZ SOTO

JIQUILPAN DE JUÁREZ, MICHOACÁN. DICIEMBRE 2014

---



**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL**  
**SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

**CARTA CESIÓN DE DERECHOS**

En la Ciudad de Jiquilpan de Juárez Michoacán el día 11 de diciembre del año 2014, el que suscribe *Q.F.B. VÍCTOR HUGO ROBLEDO ZACARÍAS* alumno del Programa de Maestría en Ciencias en Producción Agrícola Sustentable con número de registro B120982, adscrito al CIIDIR IPN Unidad Michoacán, manifiesta que es autor intelectual del presente trabajo de Tesis bajo la dirección de la D. en C. Martha Alicia Velázquez Machuca y cede los derechos del trabajo intitulado; "Identificación y cuantificación de contaminantes emergentes en aguas residuales en la Ciudad de Morelia Michoacán", al Instituto Politécnico Nacional para su difusión, con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a las siguientes direcciones; [hugoboss\\_dark@hotmail.com](mailto:hugoboss_dark@hotmail.com) y [malivelazquez@hotmail.com](mailto:malivelazquez@hotmail.com). Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

---

Q.F.B. VÍCTOR HUGO ROBLEDO ZACARÍAS  
Nombre y Firma

---



# INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

## SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

### ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de Jiquilpan, Michoacán siendo las 12:00 horas del día 4 del mes de Diciembre del 2014 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CIIDIR Unidad Michoacán para examinar la tesis titulada:

"Identificación y cuantificación de contaminantes emergentes en aguas residuales de la ciudad de Morelia Michoacán".

Presentada por el alumno:

Robledo

Zacarias

Víctor Hugo.

Apellido paterno

Apellido materno

Nombre

Con registro:

B	1	2	0	9	8	2
---	---	---	---	---	---	---

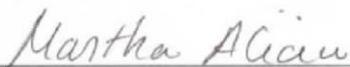
aspirante de:

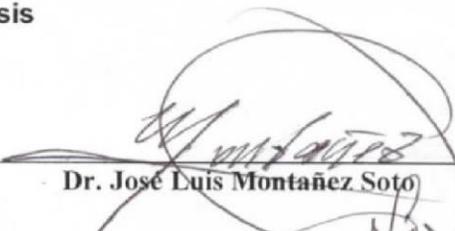
**Maestría en Ciencias en Producción Agrícola Sustentable**

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

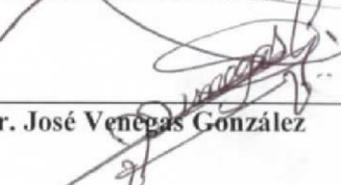
#### LA COMISIÓN REVISORA

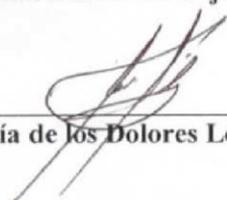
Directores de tesis

  
Dra. Martha Alicia Velázquez Machuca

  
Dr. José Luis Montañez Soto

  
Dr. Luis Fernando Ceja Torres

  
Dr. José Venegas González

  
Dra. María de los Dolores López Calvillo

  
Dra. Hortencia Gabriela Mena Violante.

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES.



SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA  
Instituto Politécnico Nacional  
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE INVESTIGACIÓN PARA EL DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL  
CIIDIR - IPN - U- NICH

---

*Dedicatoria:*

*A mí gran motivación Roman Yared,  
que para su corta edad no deja de  
sorprenderme.*

*Te amo hijo.*

---

---

## AGRADECIMIENTOS

Primeramente con Dios por haberme permitido alcanzar mis metas y mantenerme firme con salud y bienestar.

A mi querida familia que la amo con todo mi ser, mi hijo Yared y mi querida esposa, nunca dejan de sorprenderme.

A mis papas y hermanos que a pesar de estar tan lejos su apoyo siempre ha estado presente de manera incondicional.

A mis amigos de toda la vida, Jorge Hugo, Rigoberto, Alberto, su apoyo incondicional sigue presente en mi corazón.

A mi tía Marcela y mi abuelita Celina, por habernos recibido con los brazos abiertos en su casa y apoyar a toda mi familia.

A mis estimados Profesores y amigos del CIIDIR-IPN, Dr. Montañez, Dra. Martha y Dr. Venegas, sus consejos y sugerencias siempre estarán presentes en mi vida.

A las químicas y químicos; Martha Guzmán, Ángeles Gudiño, Jorge Galileo, Elisa López, Paulo Sergio, de la PGJE, sus asesorías, recomendaciones, llamadas de atención y consejos siempre han estado presentes en mi formación, mis más sinceros respetos y agradecimientos.

A mis compañeros y amigos del CIIDIR-IPN, Juan, Abraham, Ricardo Trejo, Emma, Flavio, la estancia en este centro de investigación fue más comfortable con amigos como ustedes.

A todo el personal de la PTAR Atapaneo y CIIDIR-IPN, grandes personas para grandes instituciones.

Finalmente la IPN y CONACYT, gracias a todo el apoyo general fue posible llevar a cabo este excelente posgrado.

*Mis más sinceros agradecimientos.*

---

# ÍNDICE

---

---

**ÍNDICE**

<b>Contenido</b>	<b>Página</b>
ÍNDICE GENERAL	1
ÍNDICE DE FIGURAS	4
ÍNDICE DE TABLAS	6
RESUMEN	8
ABSTRACT	11
OBJETIVOS	12
CAPITULO I	14
I. INTRODUCCIÓN	15
I.1 Importancia del recurso agua	15
I.2 Contaminación del agua	17
I.3 Calidad del agua	18
I.4 Contaminantes emergentes	21
I.5 Clasificación de contaminantes emergentes	24
I.5.1 Contaminantes farmacéuticos	25
I.5.1.1 Antibióticos	26
I.5.1.2 Transmisión de genes de resistencia	27
I.5.1.3 Antiinflamatorios no esteroideos	29
I.5.1.4 Psiquiátricos	30
I.5.1.5 Disruptores endocrinos	31
I.5.1.6 Metabolitos en el medio ambiente	32
I.5.2 Drogas de abuso	33
I.6 Normatividad vigente	38
CAPITULO II	40
II. MATERIALES Y MÉTODOS	41
II.1 Zona de estudio	41
II.2 Estrategia de muestreo	43
II.3 Análisis fisicoquímicos convencionales	44
II.3.1 Determinación de pH	44
II.3.2 Determinación de sólidos totales disueltos (STD)	46
II.3.3 Determinación de conductividad eléctrica (CE)	47
II.3.4 Determinación de cloruros	49
II.3.5 Determinación de carbonatos y bicarbonatos	50
II.3.6 Determinación de sulfatos	52
II.4 Determinación de metales traza	52
II.5 Determinación de iones mayores	54
II.6 Análisis de contaminantes emergentes	55
II.6.1 Extracción de contaminantes emergentes	55
II.6.2 Análisis cualitativo por inmunoensayo enzimático multiplicado (EMIT).	56

---

	<i>Índice</i>
II.6.3 Caracterización cualitativa por espectrofotometría de infrarrojo (FT-IR).	58
II.6.4 Caracterización y cuantificación por ESI-MS-TOF	59
II.7 Análisis estadístico	61
CAPITULO III	62
III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	63
III.1 Análisis fisicoquímicos convencionales	63
III.2 Determinación de metales traza	68
III.3 Determinación de iones mayores	69
III.4 Análisis de contaminantes emergentes	70
III.4.1 Análisis cualitativo por inmunoensayo enzimático multiplicado (EMIT)	70
III.4.2 Caracterización cualitativa por espectrofotometría de infrarrojo (FT-IR).	71
III.4.3 Caracterización y cuantificación por ESI-MS-TOF	80
CAPITULO IV.	84
IV. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	85
CAPITULO V	87
V. GLOSARIO DE TÉRMINOS	88
CAPITULO VI	92
VI REFERENCIAS	93
CAPITULO VII	107
VII ANEXO	108



## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura N°	Título de la figura	Página
1	Disponibilidad natural media de agua per cápita en México.	16
2	Estructuras químicas de los principales AINEs encontrados en los efluentes de las PTARs	30
3	Estructuras químicas de fármacos y sus metabolitos tóxicos detectados en el medio ambiente	33
4	Enzimas involucradas en el metabolismo de la cocaína.	35
5	Principales compuestos derivados de los estimulantes anfetamínicos	36
6	Estructuras moleculares de opiáceos, cannabinoides y sus metabolitos	37
7	Ubicación y relieve de Morelia Michoacán	42
8	Ubicación de PTAR Atapaneo	43
9	Componentes básicos de un espectrofotómetro de absorción atómica	54
10	Pasos para extracción en fase solida con cartuchos SPE	56
11	Esquema del mecanismo de reacción en EMIT	57
12	Correlaciones FT-IR de vibraciones de grupo y región de la huella dactilar	59
13	Variación del pH en los cuerpos de agua de la PTAR Atapaneo	63
14	Variación de la CE en los cuerpos de agua de la PTAR Atapaneo	64
15	Variación del contenido de sólidos totales disueltos (STD) en los cuerpos de agua de la PTAR Atapaneo	65
16	Variación del contenido de carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) en los cuerpos de agua de la PTAR Atapaneo	65
17	Variación del contenido de bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ) en los cuerpos de agua de la PTAR Atapaneo	66
18	Curva de ajuste para determinación de sulfatos $\text{SO}_4^{2-}$	66
19	Variación de sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) en el influente y el efluente de la PTAR Atapaneo	67
20	Curva tipo para determinación de cloruros ( $\text{Cl}^-$ ).	67
21	Variación de cloruros ( $\text{Cl}^-$ ) en el influente y el efluente de la PTAR Atapaneo	67
22	Concentración de Fe y Cu en los influentes de la PTAR Atapaneo	68
23	Variación de Ca y Mg en los cuerpos de agua de la PTAR Atapaneo	70
24	Variación de Na y K en los cuerpos de agua de la	70

25	PTAR Atapaneo Espectro FT-IR obtenido correspondiente a Clonazepam	75
26	Espectro FT-IR obtenido correspondiente a Cefadroxilo	75
27	Espectro FT-IR obtenido correspondiente a Levotiroxina	76
28	Espectro FT-IR obtenido correspondiente a Lidocaína	76
29	Espectro FT-IR obtenido correspondiente a Clorhidrato de Maprotilina	77
30	Espectro FT-IR obtenido correspondiente a Cis Androsterona	77
31	Espectro FT-IR obtenido correspondiente a Ampicilina	78
32	Espectro FT-IR obtenido correspondiente a Cefaclor	78
33	Espectro FT-IR obtenido correspondiente a Bromfeniramina	79
34	Espectro FT-IR obtenido correspondiente a Heroína	79

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla N°	Título de la tabla	Página
1	Distribución porcentual de calidad del agua (STD)	19
2	Distribución porcentual de calidad del agua (DBO <sup>5</sup> )	20
3	Distribución porcentual de calidad del agua (DQO)	20
4	Contaminantes emergentes en aguas residuales de mayor prioridad	22
5	Integrones que albergan cepas de <i>E. coli</i> resistentes a los antibióticos	28
6	Prevalencia y consumo de drogas en todo el mundo	34
7	Características de las Plantas Tratadoras De Aguas Residuales dependientes de Morelia	43
8	Valores de referencia y límites máximos permisibles relacionados al pH del agua	45
9	Valores de referencia y límites máximos permisibles relacionados a STD del agua	47
10	Condiciones instrumentales para el análisis de metales traza por E.A.A	53
11	Condiciones instrumentales para el análisis de iones mayores por E.A.A	54
12	Subdivisiones del espectro infrarrojo	58
13	Resultados de análisis Hidroquímicos de la PTAR Atapaneo	63
14	Resultados de análisis de metales traza de la PTAR Atapaneo	68
15	Análisis de iones mayores	69
16	Resultados generales por EMIT Viva-E	71
17	Correlación de espectros FT-IR	72
18	Frecuencias de detección en espectros FT-IR	74
19	Características de los compuestos analizados por ESI-MS-TOF	80
20	Cuantificación de compuestos por ESI-MS-TOF	81
21	Temperatura de las aguas residuales de la PTAR Atapaneo	108
22	Valores de pH de las aguas residuales de la PTAR Atapaneo	109
23	Sólidos Totales Disueltos en las aguas residuales de la PTAR Atapaneo.	110
24	Conductividad Eléctrica de las aguas residuales de la PTAR Atapaneo	111
25	Contenido de bicarbonatos en las aguas residuales de la PTAR Atapaneo	112
26	Contenido de carbonatos en las aguas residuales de la PTAR Atapaneo	113

27	Contenido de sulfatos en las aguas residuales de la PTAR Atapaneo	114
28	Contenido de cloruros en las aguas residuales de la PTAR Atapaneo	115
29	Contenido de calcio, magnesio, sodio y potasio en los influentes de la PTAR Atapaneo	116
30	Contenido de calcio, magnesio, sodio y potasio en los efluentes de la PTAR Atapaneo	117
31	Contenido de hierro en las aguas residuales de la PTAR Atapaneo	118
32	Contenido de cobre en las aguas residuales de la PTAR Atapaneo	119
33	Contaminantes emergentes en muestras de influente de la PTAR Atapaneo ( $\mu\text{g/L}$ )	120
34	Contaminantes emergentes en muestras de efluente de la PTAR Atapaneo ( $\mu\text{g/L}$ )	121

# RESUMEN

---

---

## RESUMEN

*Palabras clave:* contaminación, aguas residuales, contaminantes emergentes, fármacos, drogas de abuso.

La escasez y calidad del agua se ha convertido en un problema de actualidad, hoy día la reutilización de aguas residuales urbanas es una alternativa habitual en la mayoría de países desarrollados. No obstante, en la última década se identificaron diversos contaminantes que están ocasionando efectos nocivos sobre los ecosistemas y la salud (disrupción endocrina, biota resistente, metabolitos reactivos, etc.). Debido al incremento y persistencia de estos compuestos, así como el alto potencial de amenaza, han sido etiquetados como contaminantes emergentes. Estos contaminantes se han encontrado en las aguas residuales, superficiales, subterráneas incluyendo los suministros de agua potable, en concentraciones que van desde 10 ng/L a 100 ng/L. Se reconoce que las tecnologías de tratamiento de las plantas tratadoras de aguas residuales (PTAR) son incapaces de eliminar estos contaminantes, en consecuencia se siguen acumulando en el medio ambiente acuático donde están causando efectos ecológicos diversos. Los compuestos más investigados por sus efectos son los metales pesados, productos farmacéuticos, productos de cuidado personal, hormonas, pesticidas, drogas ilícitas y sus metabolitos. En México, la escasez de datos ambientales disponibles ha dificultado su regulación por medio de los organismos operadores de agua, cubriéndose únicamente los parámetros establecidos en la legislación actual. En este contexto, el trabajo consiste en analizar la hidroquímica de las aguas residuales (Conductividad Eléctrica, Sólidos Totales Disueltos,  $\text{CO}_3$ ,  $\text{HCO}_3$ ,  $\text{Cl}$  y  $\text{SO}_4$ , mediante los métodos estandarizados en la legislación actual), iones mayores (Ca, Mg, Na, K) y metales pesados (Pb, Cd, Mn, Zn, Cu, Fe) por espectrofotometría de absorción atómica en llama, así como determinar la presencia de contaminantes emergentes mediante extracción con solventes orgánicos v/v y extracción en fase sólida con cartuchos SPE C18, caracterización de compuestos farmacéuticos y drogas de abuso por inmunoensayo enzimático multiplicado EMIT VIVA, espectrofotometría de infrarrojo FT-IR, y finalmente cuantificados por espectrofotometría de masas ESI-MS-TOF, considerando las muestras tomadas en el periodo comprendido de junio-julio 2013. En cuanto a la hidroquímica de las aguas residuales todos los parámetros excepto STD y CE, cumplen con la legislación Mexicana vigente (NOM). Con base a los valores de pH,  $\text{CO}_3$ ,  $\text{HCO}_3$ ,  $\text{Cl}$ ,  $\text{SO}_4$ , así como de iones mayores y metales pesados, se determinó que los flujos de agua tratada cuentan con la calidad necesaria para ser reutilizados. Los resultados del análisis por FT-IR muestran espectros característicos de clonazepam, paracetamol, cefadroxilo, cis-androsterona, clorhidrato de maprotilina, cefaclor, ampicilina, lidocaína y levotiroxina. Por otra parte, se detectaron compuestos clasificados como drogas

de abuso en el ensayo EMIT Viva-E, entre los cuales destacan la cocaína, cannabinoides, opiáceos, anfetaminas y benzodiazepinas. Finalmente al cuantificarse por ESI-MS-TOF, se obtuvieron concentraciones superiores a los 37 µg/L en los diversos compuestos, más de 100 veces lo reportado en otros países. Se concluyó que, de acuerdo con los indicadores hidroquímicos, las aguas residuales tratadas cumplen los requisitos mínimos necesarios para reutilizarse en actividades agrícolas. Sin embargo, estos indicadores basados en la normatividad mexicana son muy generales y ambiguos, ya que los contaminantes farmacéuticos, hormonales, psiquiátricos y de abuso, se encuentran presentes de manera descontrolada en los flujos de agua residual, señalando que los análisis realizados, demuestran la importancia del uso racional de medicamentos, los efectos sobre los ecosistemas y el uso sostenible del agua. En este sentido, se recomienda realizar investigación sobre métodos de depuración más eficientes que puedan ser incorporados a las PTARs existentes, así como métodos de análisis rápidos y económicos que puedan ser implementados como métodos de referencia para la regulación de estos contaminantes en la normatividad actual.

---

## ABSTRACT

*Keywords:* pollution, sewage, emerging contaminants, drugs, drugs of abuse.

The scarcity and water quality has become a topical, today the reuse of urban wastewater is a common alternative in most developed countries. However, in the last decade were identified various pollutants that are causing harmful effects on ecosystems and health (endocrine disruption, durable biota, reactive metabolites, so on). Due to the increase and persistence of these compounds, and the high potential threat, they are labeled as emerging contaminants. These contaminants found in sewage, surface water, groundwater supplies including drinking water at concentrations ranging from 10 ng / L to 100 ng / L. It is recognized that treatment technologies for wastewater treatment plants (WWTP) are unable to remove these contaminants therefore continue to accumulate in the aquatic environment that are causing various ecological effects. In this context, the work is to analyze the hydrochemistry of wastewater (Electrical Conductivity, Total Dissolved Solids, CO<sub>3</sub>, HCO<sub>3</sub>, Cl and SO<sub>4</sub>, using standardized methods in current law), major ions (Ca, Mg, Na, K) and heavy metals (Pb, Cd, Mn, Zn, Cu, Fe) by atomic absorption flame, and the presence of emerging contaminants by extraction with organic solvents v / v solid phase extraction with C18 SPE cartridges characterization of pharmaceuticals and drugs of abuse by enzyme multiplied immunoassay EMIT VIVA, infrared spectrophotometry FT-IR, and finally quantified by mass spectrometry ESI-MS-TOF, considering samples taken during the period of June-July 2013. In As for the hydrochemistry of sewage all parameters except STD and EC complies with the Mexican legislation (NOM). Based on the values of pH, CO<sub>3</sub>, HCO<sub>3</sub>, Cl, SO<sub>4</sub>, as well as major ions and heavy metals was determined that treated water flows have the quality to be reused. The results of analysis by FT-IR spectra show characteristic clonazepam, paracetamol, cefadroxil, cis-androsterone, maprotiline hydrochloride, cefaclor, ampicillin, lidocaine and levothyroxine. Moreover, compounds classified as drugs of abuse EMIT assay Viva-E, among which cocaine, cannabinoids, opiates, amphetamines and benzodiazepines were detected. Finally the quantified by ESI-MS-TOF, concentrations above 37 µg / L were obtained in the various compounds, more than 100 times that reported in other countries. It was concluded that hydrochemical indicators have the minimum requirements for reuse in agricultural activities. However, these Mexican standards-based indicators are very general and ambiguous, since pharmacists, hormonal, psychiatric abuse and contaminants are present in an uncontrolled manner in wastewater flows, noting that performed the analyzes demonstrate the importance of rational use of drugs, the effects on ecosystems and sustainable use of water. In this sense, it is recommended that research on more efficient cleaning methods that can be incorporated into existing WWTPs.

# OBJETIVOS

---

## OBJETIVOS

Actualmente uno de los desafíos más grandes en química analítica a nivel mundial es la calidad de los recursos hídricos, dado que cotidianamente contaminamos el agua con desechos de compuestos diversos necesarios para nuestro bienestar. Debido a sus características fisicoquímicas con las que fueron diseñadas, tienden a sobrepasar los procesos de depuración, coexistiendo en ríos, lagos y océanos, convirtiéndose en un riesgo potencial para la salud.

Hay una necesidad cada vez mayor de nuevas estrategias mundiales para detener la contaminación del agua, ya que el efecto de estos compuestos está dañando de diversas formas a los ecosistemas. En México el problema principal, es la escasez de datos ambientales disponibles que demuestren la causa y efectos de estos compuestos excretados por el hombre y animales al medio ambiente.

En este contexto, es necesario realizar investigaciones sobre este tipo de contaminantes, generando conocimientos acerca de su comportamiento e impacto en el medio ambiente, proponiendo procesos de tratamientos alternativos que logren disminuir la concentración de estos compuestos a las aguas superficiales. En contraste con los análisis clásicos de agua, la presente Tesis de Maestría tiene como objetivos:

Principal:

1. Identificar y cuantificar contaminantes emergentes, en las aguas residuales crudas y tratadas de la ciudad de Morelia Michoacán.

Específicos:

1. Determinar la hidroquímica general de las aguas residuales crudas y tratadas por la PTAR Atapaneo.
2. Implementar una metodología útil y sostenible que permita la evaluación de contaminantes emergentes en los ecosistemas acuáticos.
3. Determinar la presencia de metales traza en las aguas residuales crudas y tratadas por la PTAR Atapaneo.
4. Determinar la eficiencia de remoción por parte de los procesos de tratamiento de aguas residuales de la PTAR Atapaneo.
5. Determinar si los efluentes de la PTAR Atapaneo, se encuentran en los límites máximos permisibles en la legislación vigente.

CAPÍTULO

---

I

---

## INTRODUCCIÓN

### I.1 IMPORTANCIA DEL RECURSO AGUA

El acceso al agua es un derecho humano fundamental necesario para la vida, vivimos en un planeta en el cual dos terceras partes de la superficie terrestre están cubierta por agua, sin embargo la mayor parte es demasiado salada como para ser utilizada, siendo el 3,5 % la cantidad de agua dulce localizada en la superficie del planeta, aunque en gran medida inalcanzable para las personas, ya que la mayoría se encuentra congelada en los casquetes polares. Solamente un 0,01% del agua dulce se encuentra en arroyos, ríos, lagos y acuíferos subterráneos (Philip, 2004).

Los seres humanos necesitamos alrededor de cincuenta litros de agua limpia al día para mantenernos en un estado saludable (agua para beber, lavar, asear, cocinar, etc.). En 1996, investigadores estimaron que los seres humanos estarían utilizando en la actualidad, más de la mitad del agua dulce accesible. Cabe mencionar que a pesar de las medidas de conservación, la demanda mundial de agua se triplicó. Si las tendencias actuales persisten, la demanda de agua podría superar la oferta total disponible, dejando como resultado, una escasez mundial.

La escasez del agua y calidad de la misma se ha convertido en un problema de actualidad, las personas pobres que viven en zonas rurales de los países en desarrollo son los más afectados. Más de 1,2 millones viven sin acceso a agua potable y 2,500 millones viven sin saneamiento básico, mientras que 1,8 millones de personas mueren cada año debido a la exposición insalubre del agua (Rijsberman, 2006).

En gran medida, el crecimiento de la población así como de las actividades industriales, está ejerciendo presión sobre la disposición de los recursos hídricos. Se estima que para el año 2050 el crecimiento de la población llegara a los 9000 millones de personas que habitarán la tierra, lo cual tendrá lugar a una gran demanda en el suministro de agua a nivel mundial, especialmente para la agricultura (Butler, 2010). Se espera que el 70% de la población mundial que vive en las zonas urbanas, enfrente la disminución y calidad de los suministros del agua potable (El-Ashry, 2008), debido particularmente al exceso de extracción y el deterioro de la calidad de las aguas subterráneas, la intrusión de agua salada en los acuíferos costeros y la creciente contaminación de las aguas superficiales, los cuales en subconjunto, están bajando considerablemente la disposición de este recurso en la mayoría de las regiones del mundo (Wintgens, *et al.*, 2008)

Parte de esta crisis hídrica, es impulsada por las variaciones climatológicas, como el aumento de las temperaturas, que dan lugar a suelos más secos y

precipitaciones menos constantes, mientras que por otro lado, inundaciones y temperaturas más bajas, en efecto, el cambio climático hace que el suministro futuro del agua sea muy incierto. El Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC), informó que el cambio climático podría reducir la disponibilidad de agua en un 30% para las regiones áridas y semiáridas en el 2025, donde el principal efecto caerá sobre las zonas con mayor inseguridad alimentaria (Kundzewicz, 2003).

Esta crisis hídrica se ha observado en la mayoría de las regiones del mundo incluyendo México, el cual recibe en forma de precipitación alrededor de 1,489 miles de millones de  $m^3$ , de los cuales el 73.1% regresan a la atmosfera por evapotranspiración, el 22.1% escurren por los ríos y arroyos, y el 4.8% restante se infiltra al subsuelo de forma natural para recargar los acuíferos. No obstante y considerando las exportaciones e importaciones de agua, México dispone de 462 mil millones de  $m^3$  de agua dulce por año. Debido a la distribución espacial y variantes climatológicas del país, estados del sur y centro del país presentan escasez severa de agua, (Figura 1) y se complica para el futuro, ya que se han estado abatiendo rápidamente los acuíferos desde la década de los setenta, se estima que 110 acuíferos se encuentran sobrexplotados, 32 acuíferos presentan agua salobre y 17 acuíferos con intrusión marina (CONAGUA, 2012).

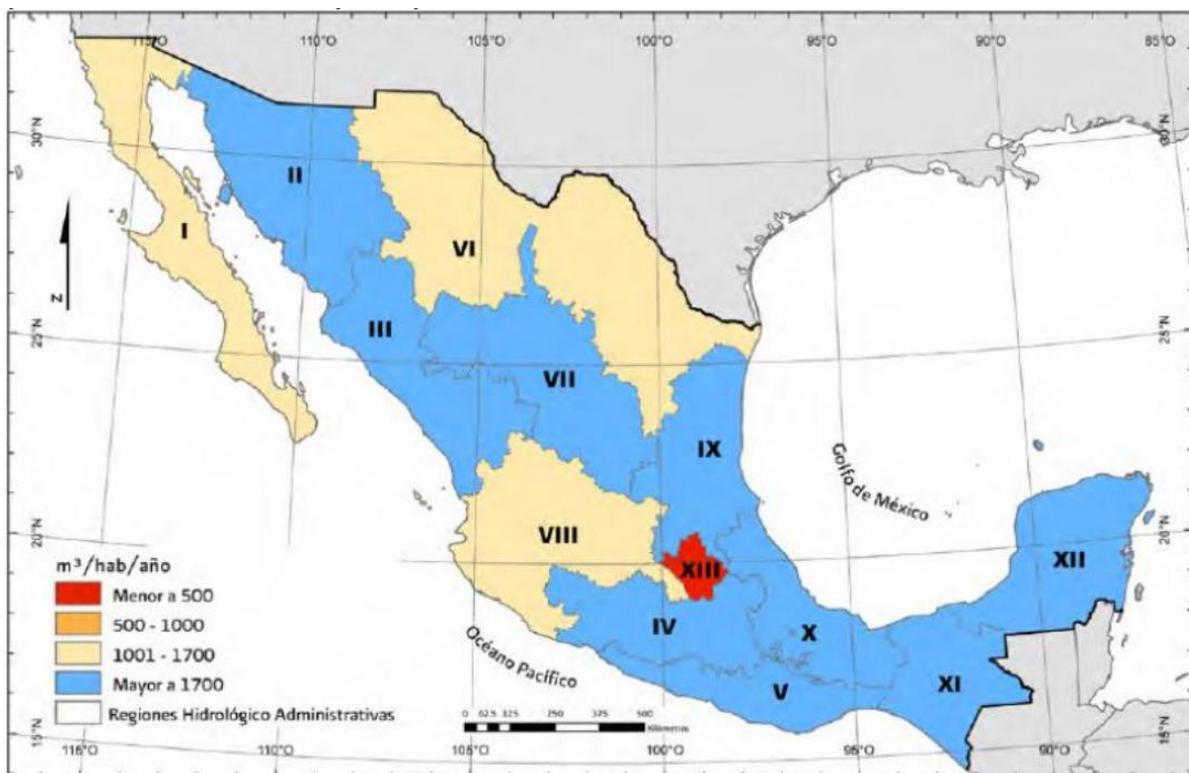


Figura 1. Disponibilidad natural media de agua per cápita en México (CONAGUA, 2012)

Estos indicadores no son nuevos, sin embargo, son cada vez peores, ya que la población mundial ha omitido por muchos años la crisis mundial del agua. Se han realizado diversos foros y conferencias para resaltar la problemática de los recursos hídricos, siendo los principales objetivos el acceso al agua y el saneamiento adecuado, aportando recomendaciones sobre la forma de abordar los problemas de escasez, aunque, sin resultados alentadores (Cyranoski, 2003).

No es de extrañar entonces, que el suministro de agua limpia sea uno de los principales indicadores de salud, ya que casi la mitad de la población del mundo en desarrollo sufre de enfermedades asociadas con el suministro inadecuado de agua. No obstante, con frecuencia en la mayor parte del mundo, este recurso es tratado como un bien infinito. Sin embargo, aun cuando los suministros son suficientes o abundantes, están cada vez más expuestos a la contaminación (Azizullah, *et al.*, 2011).

## **I.2 CONTAMINACIÓN DEL AGUA**

Es un hecho que cualquier actividad genera contaminación, en diferentes grados y tipos, siendo los más comunes, la materia orgánica, microorganismos patógenos, materia orgánica persistente, sólidos en suspensión, metales pesados, pesticidas, entre otros. El rápido crecimiento e industrialización de los países en desarrollo, aunque ha contribuido al desarrollo económico, se ha traducido en fuertes pérdidas para el bienestar de los ecosistemas acuáticos, generando grandes descargas de residuos municipales e industriales, que sumado a la incapacidad de tratamiento de aguas residuales, son los principales impulsores de la contaminación del agua (Ratna & Behera, 2006). Alrededor de dos tercios de las descargas de agua en los ríos, lagos y mares se derivan de la industria, y alrededor del 80% de los efluentes, no reciben ningún tratamiento previo, industrias de productos químicos y de cuero conocidas por su alta contaminación, se han trasladado a países en vías de desarrollo en donde sus efluentes no representan problemas normativos (UNESCO, 2009).

El destino de los contaminantes transportados por el agua depende de factores como la geología local, los patrones de flujo del agua, procesos de infiltración, entre otros, que condicionan su movilidad sobre el medio en que se encuentran; algunos contaminantes se adsorben sobre los materiales del suelo, otros se mueven muy lento, mientras que otros migran libremente con el flujo, a veces terminando muchos kilómetros de su fuente, logrando y en gran medida llegar a aguas superficiales y subterráneas.

En su trayecto, ciertos contaminantes pueden experimentar reacciones químicas que pueden causar que un contaminante desaparezca, o peor aún, que persista con el tiempo, variando en la mayoría de los casos, la calidad del agua.

### I.3 CALIDAD DEL AGUA

La evaluación de los sistemas de tratamiento y redes de abastecimiento es de utilidad para conocer el estado actual de la calidad del agua, con el objetivo de proponer las medidas correspondientes para la protección y cuidado de las fuentes de agua. El método más común para la evaluación de la calidad, se ha basado en la evaluación química de la contaminación antropogénica y el concepto de concentración máxima permisible (Li, 2013).

Cuando hablamos entonces de contaminación hídrica, nos referimos a los solutos disueltos en la misma, que dependiendo de la concentración serán aptos para la mayoría de los seres vivos o en el peor de los casos para ninguno. La mayoría de las aguas en general, contienen cierta cantidad de sustancias disueltas, tales como iones, cationes, sales, incluso metales pesados. Pero en la mayoría de los casos, estas sustancias están presentes en concentraciones muy bajas que no representan riesgo para la salud. Para que un contaminante sea un verdadero problema, este debe presentar una concentración que represente algún riesgo significativo para la salud humana o un ecosistema. Por consiguiente, al decir que el agua está contaminada será relativo, hasta que se compruebe que la calidad de la misma es inaceptable para la disposición que tenga a lugar.

Hay un amplio rango de análisis indicativos sobre la calidad, tanto para aguas residuales, costeras, superficiales, subterráneas o residuales. Los mayormente analizados son pH, conductividad eléctrica, sales solubles, carbonatos, bicarbonatos, P, Na, Mg, Ca, NO<sub>3</sub>, nitrógeno amoniacal, microorganismos patógenos, sólidos totales en suspensión, DQO y DBO, entre otros, los cuales aportan características muy útiles para determinar el uso del agua. Estos últimos tres, son los indicadores más utilizados en los laboratorios de análisis de aguas para evaluar la calidad de la misma. (Lal, 1994)

Todas las aguas superficiales en condiciones naturales tienen cierta cantidad de sólidos totales en suspensión (SST). Sin embargo, si las concentraciones aumentan esto puede llevar a alteraciones de las propiedades físicas, químicas y biológicas de los cuerpos de agua. Alteraciones físicas como reducción de entrada de luz, cambios de temperatura, así como relleno de canales y embalses (Bilotta & Brazier, 2008) y químicas por que el exceso de SST agota el oxígeno disuelto en el agua. Por lo tanto, es imprescindible conocer los valores de SST como indicadores de tiempo, a fin de mantener las características deseadas de los efluentes (Verma, *et al.*, 2013).

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno (DQO), son parámetros que proporcionan información acerca de la fracción biodegradable de carga orgánica en el agua (Chang, *et al.*, 2004). La DBO de 5 días (DBO<sub>5</sub>), tiene tres aplicaciones principales: es un indicador general de las descargas de

aguas residuales y se contempla en la mayoría de las normativas vigentes; en segundo lugar, la relación entre DBO<sub>5</sub> y DQO indica la fracción biodegradable de un efluente. Por último, la relación DQO/DBO<sub>5</sub> es un indicador del tamaño requerido de una planta de tratamiento de aguas residuales para una ubicación específica (Hur & Cho, 2012). Por otro lado, el método por DBO<sub>5</sub> tiene limitantes, ya que requiere de mucho tiempo para su análisis, y los resultados pueden variar entre los laboratorios (20%), principalmente debido a las fluctuaciones en la diversidad microbiana del inóculo utilizado, siendo un instrumento poco eficiente para el control del medio ambiente en tiempo real (Jouanneau, *et al.*, 2014).

Estos parámetros han estado evolucionando con las nuevas tecnologías para garantizar resultados reproducibles y más sensibles. Para la determinación de DQO se pretende utilizar reactivos menos tóxicos que sustituyan las sales de Ag y Hg, así como el ion dicromato (Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>), por nanopartículas de TiO<sub>2</sub>, garantizando resultados más analíticos y amigables con el medio ambiente (Li, *et al.*, 2013) (Wang, *et al.*, 2013). Sin embargo, la elección del método de análisis, depende de la normativa vigente en cada país para darle validez a los resultados.

En México, para evaluar la calidad de las aguas superficiales se utilizan los indicadores SST, DQO y DBO; basándose en las metodologías aprobadas por las Normas Oficiales Vigentes, NMX-AA-028-SCFI-2001, NMX-AA-030-SCFI-2001 y NMX-AA-034-SCFI-2001. Bajo estos criterios, la CONAGUA informo la calidad del agua de 1815 sitios de monitoreo entre zonas costeras, aguas subterráneas, redes primarias, secundarias y estudios especiales, de las cuales determinaron que del total de sitios muestreados el 74% presento condiciones de calidad por encima de lo aceptable (Tablas 1 - 3) (CONAGUA, 2012).

Tabla 1. Distribución porcentual de calidad del agua (SST) (CONAGUA & SINA, 2011).

Región Hidrológico-Administrativa	Excelente	Buena Calidad	Aceptable	Contaminada	Fuertemente Contaminada
Península de Baja California	73.3	22.2	4.5	0	0
Noroeste	82.7	13.5	1.9	0	1.9
Pacífico Norte	41.5	29.3	26.8	2.4	0
Balsas	51.6	19.6	13.6	10.3	4.9
Pacífico Sur	46.4	11.9	13.1	21.4	7.2
Río Bravo	81.8	16.0	1.1	0	1.1
Cuencas Centrales del Norte	60.0	35.0	5.0	0	0
Lerma Santiago Pacífico	44.1	35.2	14.0	2.2	4.5
Golfo Norte	57.8	28.1	5.3	7.0	1.8
Golfo Centro	74.0	18.5	3.7	1.9	1.9
Frontera Sur	42.4	51.5	6.1	0	0
Península de Yucatán	64.9	18.9	8.1	2.7	5.4
Aguas del Valle de México	20.0	30.0	35.0	15.0	0

Aunque los resultados se vean favorables, hay un innumerable grupo de contaminantes que no pueden ser determinados con los indicadores anteriormente mencionados. Recientemente y debido a la importancia toxicológica que ejercen sobre los ecosistemas y la salud, se han investigado grupos de contaminantes en las aguas superficiales y plantas tratadoras de aguas residuales, debido a su persistencia y similitud en las regiones analizadas, han adquirido mayor importancia en la última década.

Tabla 2. Distribución porcentual de calidad del agua (DBO) (CONAGUA & SINA, 2011).

Región Hidrológico-Administrativa	Excelente	Buena Calidad	Aceptable	Contaminada	Fuertemente Contaminada
Península de Baja California	7.7	7.7	53.8	30.8	0
Noroeste	52.8	22.2	16.7	8.3	0
Pacífico Norte	61.0	19.5	17.1	2.4	0
Balsas	16.7	35.8	34.6	11.2	1.7
Pacífico Sur	20.0	20.0	20.0	20.0	20.0
Río Bravo	35.8	42.0	22.2	0	0
Cuencas Centrales del Norte	85.0	10.0	5.0	0	0
Lerma Santiago Pacífico	23.0	33.8	25.6	13.8	3.8
Golfo Norte	88.3	4.7	4.7	2.3	0
Golfo Centro	0	74.1	18.5	3.7	3.7
Frontera Sur	81.8	15.2	0	3.0	0
Península de Yucatán	100.0	0	0	0	0
Aguas del Valle de México	5.0	0	40.0	5.0	50.0

Tabla 3. Distribución porcentual de calidad del agua (DQO) (CONAGUA & SINA, 2011).

Región Hidrológico-Administrativa	Excelente	Buena Calidad	Aceptable	Contaminada	Fuertemente Contaminada
Península de Baja California	0	11.1	11.1	66.7	11.1
Noroeste	32.0	39.6	20.8	5.7	1.9
Pacífico Norte	16.7	53.3	10.0	20.0	0
Balsas	19.4	17.8	29.4	29.4	4.0
Pacífico Sur	64.8	16.9	11.3	7.0	0
Río Bravo	59.1	22.7	18.2	0	0
Cuencas Centrales del Norte	30.0	45.0	20.0	5.0	0
Lerma Santiago Pacífico	1.2	18.8	38.2	33.3	8.5
Golfo Norte	64.9	17.5	7.0	10.6	0
Golfo Centro	23.9	23.9	23.9	21.7	6.6
Frontera Sur	38.2	32.4	20.6	8.8	0
Península de Yucatán	27.3	54.5	18.2	0	0
Aguas del Valle de México	5.0	0	15.0	30.0	50.0

## I.4 CONTAMINANTES EMERGENTES

El desarrollo revolucionado de productos químicos y tecnologías, ha producido el aumento más grande de compuestos tóxicos en las aguas superficiales y subterráneas, se han identificado diversos grupos de sustancias por su alto potencial de amenaza sobre los ecosistemas y se les han denominado como “Contaminantes Emergentes” (Marcoux, *et al.*, 2013).

Estos contaminantes emergentes son un grupo muy heterogéneo de sustancias y que debido a su naturaleza química (alto gradiente de disociación lípido agua y poca biodegradación), han sobrepasado los procesos de depuración de las actuales plantas tratadoras de aguas residuales (PTAR), el término emergente describe el comportamiento de dichos contaminantes al situarse en la parte superior después del proceso de depuración de las aguas residuales (Tadeo, *et al.*, 2012) .

Los productos químicos, como muchos de los compuestos orgánicos, están en creciente preocupación en la gestión de agua urbana, porque el abastecimiento de agua, el drenaje urbano, y los sistemas de tratamiento de aguas residuales fueron diseñados originalmente para solucionar otro tipo de problemas. Hoy día los contaminantes emergentes han llamado la atención de la comunidad científica, debido a su amplia presencia en el medio ambiente y falta de regulación (Petrovic, *et al.*, 2003).

Los compuestos que se han investigado desde finales del siglo pasado y que han presentado mayor relevancia son los detergentes, los productos farmacéuticos, productos de cuidado personal, hormonas, dulcificantes, pesticidas, drogas ilícitas y sus metabolitos, así como las fragancias y los aditivos de gasolinas (Tabla 1.4). Por otro lado, se han observado efectos adversos de estos compuestos en los seres humanos y animales, tales como la actividad de alteración endocrina, carcinogenicidad y neurotoxicidad entre otros. Por lo tanto, el impacto de estos compuestos en el medio ambiente tiene que ser evaluado y en gran medida que esta evaluación disponga de datos fiables (Kümmerer, 2011).

En algunos otros casos, estos compuestos pudieron haber sido introducidos en el ambiente desde hace tiempo, pero no habían sido detectadas debido a la falta de equipos altamente sensibles. La presencia de ciertos compuestos en el nivel más bajo (ng/L) en el ambiente acuático se ha hecho más aparente con la mejoría de las técnicas de análisis instrumental. La disponibilidad más amplia de la cromatografía líquida de alta eficacia acoplada a la espectrometría de masas (LC-MS), permite la detección de compuestos polares, tales como los productos farmacéuticos, metabolitos, y productos de transformación que han sido previamente favorables al análisis (Barceló & Petrovic, 2007).

Tabla 4. Contaminantes emergentes de mayor prioridad en aguas residuales (Muñoz, *et al.*, 2009).

<b>Compuesto</b>	<b>Concentración (ng/L)</b>	<b>Países</b>
<b>Farmacéuticos (analgésicos y antiinflamatorios)</b>		
Ibuprofeno	680-5500	Francia, Grecia, Italia, Suecia.
Naproxeno	1100-5200	USA
Acetaminofén	10-19	Francia, Grecia, Italia, Suecia.
Ketoprofeno	318-620	Croacia
N-acetil-4-amino-antipirina	2900-7000	Alemania
Codeína	900-8100	España
Ácido salicílico	3600-59600	Canadá
Ácido mefenámico	7-10	Croacia
<b>Antibióticos</b>		
Trimetoprima	550-1900	Usa
Ciprofloxacino	239-514	Italia
Ofloxacina	652-1081	Italia
Eritromicina	89-353	Croacia
Sulfametoxazol	390-820	Croacia
<b><math>\beta</math>-bloqueadores</b>		
Metoprolol	730-2200	Alemania
Propranolol	290-470	Croacia
Atenolol	400-1150	Croacia
Sotalol	185-210	Croacia
<b>Reguladores lipídicos</b>		
Bezafibrato	2200-4600	Alemania
Gemfibrozil	920-5500	USA
Ácido clofíbrico (metabolito)	360-1600	Alemania
Ácido fenofíbrico	380-1200	Alemania
<b>Drogas psiquiátricas</b>		
Diazepam	30-40	Alemania
Fluoxetina	50-140	Canadá
Carbamazepina	2100-6300	Alemania
<b>Hormonas esteroideas</b>		
Estrona	30-80	España
Estriol	16-25	Corea del Sur
<b>Antisépticos</b>		
Triclosan	200-400	España
<b>Fragancias sintéticas</b>		

Galaxolido	692–1401	Bélgica, Alemania, España
Traseolide	120–340	Bosnia, Herzegovina, Croacia, Serbia.
Tonalide	102–292	Bélgica, Alemania, España
Lactona galaxolido (Galaxolido metabolito)	570–1210	Bosnia, Herzegovina, Croacia, Serbia.
<b>Filtros UV</b>		
Benzofenona	48–54	Alemania
Octocrileno	53–95	China
<b>Retardantes de llama</b>		
Fosfato de tris-2-cloropropil	460–2500	Bosnia, Herzegovina, Croacia, Serbia.
Fosfato de tris-2-cloroetil	190–500	Bosnia, Herzegovina, Croacia, Serbia.
<b>Repelentes de insectos</b>		
N-dietil-m-toluamida	840–6900	Bosnia, Herzegovina, Croacia, Serbia.
Bayrepel	1300–2200	Bosnia, Herzegovina, Croacia, Serbia.
<b>Plastificantes</b>		
Bisfenol A	313–380	USA
<b>Otros</b>		
Cafeína	31900–70800	Dinamarca
Di(2-etilhexil) ftalato (DEHP)	2100–34000	Noruega
Nonilfenol	800–4000	Noruega
<b>Pesticidas</b>		
Diuron	40 <sup>a</sup> –400	Alemania
Atrazina	40–40	Alemania
Isoproturon	40 <sup>a</sup> –320	Alemania
Hexaclorobenceno	1.7–15	Grecia
<b>Metales pesados</b>		
Hg	1162–2000	Italia
Pb	7550–16400	Italia
Cd	1500	Grecia
Ni	5418–11700	Italia
<b>Hidrocarburos aromáticos policíclicos</b>		
Naftaleno	100–570	Noruega
Fluoranteno	33–75	Grecia
Pah16	130–680	Noruega

## I.5 CLASIFICACIÓN DE CONTAMINANTES EMERGENTES

Debido a la gran variedad de productos químicos y sus metabolitos, los contaminantes emergentes se han clasificado de diversas formas, con base a listas de prioridades establecidas en investigaciones recientes, teniendo en cuenta las fuentes de contaminación, el consumo, concentraciones ambientales, efectos ecotoxicológicos, efectos farmacológicos, fisicoquímicos, acción y utilidad (Albrant, 2013).

Sin embargo, hay productos químicos con estructuras y características muy diferentes pertenecientes a la misma categoría en términos de uso. Por ejemplo, los productos farmacéuticos se clasifican según su propósito y actividad biológica (antibióticos, analgésicos, etc.), al igual que los pesticidas (organoclorados, piretrinas, etc.). Cabe mencionar que frecuentemente se generan subcategorías en esta forma de clasificación, por ejemplo, dentro del grupo de antibióticos hay subcategorías tales como  $\beta$ -lactámicos, cefalosporinas, penicilinas, o quinolonas (Kümmerer, 2011).

Otras clasificaciones refieren al modo de acción, o en la mayoría de los casos su estructura química (éteres, difenilos, bromados) asociados a la utilidad del producto (los productos farmacéuticos y los retardadores de llama). No hay una clasificación que los diferencie claramente, por lo que los traslapes de diversos esquemas de clasificación son comunes. Dependiendo de la clase de compuestos, el contaminante emergente puede ser el producto químico por sí mismo, o solamente los productos de transformación y metabolización (Kosjek, *et al.*, 2007).

Hasta la fecha la clasificación que caracteriza mejor a dichos contaminantes se basa en la fuente de contaminación, como los efluentes de las plantas de tratamiento municipales, tanques sépticos, efluentes hospitalarios, actividades ganaderas (incluyendo lagunas de desechos y la aplicación de estiércol al suelo), residuos domésticos e industriales, entre otros (Lapworth, *et al.*, 2012).

A partir de sus fuentes, se pueden investigar las características fisicoquímicas, la movilidad, el comportamiento en el ecosistema acuático y los peligros asociados en las aguas superficiales y subterráneas por dichos contaminantes. Los peligros para la salud de algunos compuestos están bien documentados, pero su capacidad de viajar y la persistencia ambiental es aún desconocido (Stuart, *et al.*, 2012).

Con base a las características de los efluentes de la ciudad de Morelia, se detallarán únicamente los contaminantes de acuerdo a los efluentes, siendo los compuestos farmacéuticos, esteroideos, drogas de abuso y sus metabolitos, así como metales pesados los que más pueden predominar.

## I.5.1 CONTAMINANTES FARMACÉUTICOS

El efecto de la química y de las ciencias farmacéuticas es un caso de éxito impresionante, nos ayudan a curar, tratar, diagnosticar o prevenir ciertos malestares y enfermedades, definiendo una moderna forma de vida y contribuyendo a nuestros estándares de salud y bienestar. Cotidianamente los productos farmacéuticos y sus metabolitos se eliminan por la orina a través de las aguas residuales urbanas (Kümmerer, 2011). En todo el mundo se consumen en gran cantidad de productos farmacéuticos de diferentes clases, en los últimos años y con apoyo de las nuevas tecnologías de análisis instrumental, se ha demostrado la presencia de estos compuestos en el ecosistema acuático. La creciente preocupación se ha planteado en la medida de que los productos farmacéuticos al igual que muchos otros compuestos, no se metabolizan completamente, excretándose por la orina y las heces sin sufrir ningún cambio, en consecuencia, se liberan fármacos y sus metabolitos en las aguas superficiales, subterráneas, costeras, e incluso en los sistemas de agua potable. Al entrar en el medio acuático estos compuestos se convirtieron en riesgos potenciales para la salud de la vida acuática, incluso a niveles traza que van desde ng/L (Li, *et al.*, 2014).

Actualmente las aguas residuales contienen numerosos compuestos químicos en concentraciones diversas. A nivel mundial cerca de 300 millones de toneladas de compuestos sintéticos usados anualmente en productos farmacéuticos, industriales y de consumo, se desechan en aguas superficiales (Schwarzenbach, *et al.*, 2006). La prevalencia en el medio acuático puede variar de un compuesto a otro y están sujetas a factores como, solubilidad, volatilidad, absorción, biodegradación, polaridad y estabilidad, que repercuten evidentemente en el comportamiento durante los tratamientos y eficiencias de remoción. Sin embargo, se han detectado concentraciones en el intervalo de 3-10 mg/L, con variantes distintas entre localización, población y proceso de tratamiento (Verlicchi, *et al.*, 2012).

Investigadores de Massachusetts en los EUA, identificaron la presencia de diversos fármacos en las aguas subterráneas del acuífero Cape Cod, el 60% de los pozos muestreados presentaron concentraciones desde 0,7 ng/L de trimetoprima y 113 ng/L de sulfametoxazol. Nueve de los 54 fármacos diana fueron detectados, que comprende tres antibióticos y otros seis medicamentos recetados (Schneider, *et al.*, 2014).

Por otro lado, en la Universidad de Umeå, Suecia han detectado la presencia de oxazepam, 17 $\beta$ -estradiol, ibuprofeno y fluoxetina en las aguas superficiales del río Fyris, el cual ha ocasionado el cambio de comportamiento de los peces que habitan el sitio, que van desde reducción del cortejo de pez cebra (*Danio rerio*), hasta timidez y avidez para el carpita cabezona (*Pimephales promelas*) (Ledford, 2013).

Una serie de estudios realizados en el 2009, informaron altos niveles de ingredientes farmacéuticos en las aguas residuales tratadas cerca de Hyderabad, India. Al año siguiente, descubrimientos similares se realizaron en los efluentes de dos plantas de tratamiento de aguas residuales en Nueva York (Gilbert, 2011).

Investigadores de Nueva Zelanda encontraron 46 compuestos farmacéuticos de once clases diferentes, en muestras de sedimentos de estuarios y sedimentos de plantas tratadoras. Los principales grupos encontrados fueron analgésicos, antiinflamatorios no esteroideos, reguladores de lípidos, psiquiátricos, antiácidos, antibióticos, betabloqueadores, barbitúricos y antihipertensivos, en concentraciones que variaron desde 0,2 hasta 7,7 ng/g (Stewart, *et al.*, 2014).

Es evidente el problema ambiental en todo el mundo, países como España, Alemania, China, Canadá, Francia, USA, entre otros, han comenzado a elaborar estrategias y normas sobre el control de estos contaminantes, productos farmacéuticos como el diclofenaco y el 17 $\beta$ -estradiol, se incluyen en las listas de la Agencia de Protección Ambiental de Contaminantes de los Estados Unidos, los cuales son candidatos a regulación (Stewart *et al.*, 2014), sin embargo, el principal problema en la mayoría de los países es el enorme número de productos farmacéuticos disponibles en el mercado, dificultando tener una evidencia física sobre sus efectos sobre la salud y el medio ambiente (Gilbert, 2010).

Diversos investigadores en todo el mundo han comenzado el estudio de estos contaminantes farmacéuticos, considerando el grupo al que pertenecen, por ejemplo Novo *et al.* (2013), Liu *et al.* (2013), Gibs *et al.* (2013), entre otros, han identificado el origen, la persistencia y la remoción de los antibióticos; otros como Ramos *et al.* (2011) y Kosjek *et al.* (2005) han observado el comportamiento de los antiinflamatorios no esteroideos en las aguas residuales. Mendoza *et al.* (2014) y Kosjek *et al.* (2012) han observado el comportamiento de los ansiolíticos. Es preciso conocer cada uno de los grupos de fármacos a los que pertenecen, de tal manera que se considere el origen, el consumo, prevalencia y efectos sobre los ecosistemas acuáticos, al momento de realizar el análisis químico.

### **I.5.1.1 ANTIBIÓTICOS**

Se estima que la producción de antibióticos en los Estados Unidos es de 104 a 227 toneladas cada año, de los cuales aproximadamente el 17,8% son para uso humano y el 70% para la producción ganadera (Mathew, *et al.*, 2007).

Se ha observado que los procesos que se aplican en las plantas de tratamiento de aguas residuales, tales como ozonización, cloración, radiación ultravioleta, carbón activado, etc., ocasionan transformaciones potenciales de los antibióticos, a otros compuestos que son biológicamente más persistentes y tóxicos que el compuesto original (Ding *et al.*, 2012). Por otro lado, microorganismos que viven río abajo de

las plantas tratadoras de aguas residuales han desarrollado niveles de resistencia a los antibióticos, ya que estos compuestos son parcialmente metabolizados (alrededor de un 30%), liberando grandes cantidades de estos compuestos y creando un problema de salubridad, ya que muchos de los medicamentos que se utilizan para curar las infecciones, ya no tienen ningún efecto (Gao, *et al.*, 2012).

Los principales antibióticos encontrados en aguas residuales y ríos con concentraciones relativamente grandes son; ofloxacina, ciprofloxacina, norfloxacina, azitromicina, clindamicina, trimetoprima, metronidazol (Gros *et al.*, 2013), sulfadiazina, sulfatiazol, sulfametoxazol, (Le *et al.*, 2012), cefaclor, cefalexina, amoxicilina, penicilina V y enrofloxacin, entre otros (Michael *et al.*, 2013).

Algunos de los microorganismos relacionados con infecciones difíciles de tratar han presentado genes de resistencia, tales como *Staphylococcus aureus* y *Enterococcus* spp resistentes a la vancomicina, o como las bacterias Gram negativas (*Enterobacterias*, *Pseudomonas*, *Acinetobacter*) resistentes a las fluoroquinolonas, carbapenemas y otros  $\beta$ -lactámicos. (Rizzo *et al.*, 2013).

Algunos estudios han demostrado la resistencia antimicrobiana de *Acinetobacter* spp en alcantarillas receptoras de efluentes hospitalarios, por otro lado las fluoroquinolonas, han mostrado alta genotoxicidad en concentraciones de 3 a 87 ng/L, estas sustancias suelen ser mutagénicas y cancerígenas por lo cual se sospecha el desarrollo de organismos resistentes a los antibióticos (Brown, *et al.*, 2006). Algunos estudios indican la presencia de reservorios de genes de resistencia a antibióticos que se pueden transferir horizontalmente entre bacteria y bacteria, contribuyendo a la proliferación de la resistencia a antibióticos en los ecosistemas (Liu *et al.*, 2013).

### **I.5.1.2 TRANSMISIÓN DE GENES DE RESISTENCIA**

Ahora bien, no solo es encontrar resistencia por la exposición a los ingredientes activos de los antibióticos, sino que las bacterias pueden transferir genes de resistencia por el DNA de los plásmidos, permitiendo replegarse independientemente del cromosoma de la bacteria. De manera tal, que el problema no radica en encontrar biota bacteriana con resistencia, sino que estas bacterias puedan transferir sus genes a las bacterias patógenas. La propagación de estos genes en la naturaleza, puede tener consecuencias para la salud humana y la evolución de la microbiota ambiental (Lubick, 2011).

La transmisión de genes sucede en los transposones y plásmidos que forman parte de la plataforma genética llamada integrón. Los integrones son sistemas naturales que median la captura de cassettes genéticos, mayormente para la resistencia a los antibióticos. La plataforma integrón cubre fragmentos de ADN que

consiste en un gen de la enzima integrasa (de la familia tirosina recombinasa), sitio de recombinación primaria llamado *attI*, mismo que promueve y dirige la transcripción de los genes capturados. Esta enzima puede recombinar unidades discretas de ADN conocido, en cassettes genéticos. A medida que el sistema del integrón tiene la capacidad de crear nuevas combinaciones, facilita la evolución de bacterias resistentes a múltiples antibióticos. Cinco clases de integrones de resistencia se han definido sobre la base del polimorfismo genético de los genes de la integrasa (Mokracka *et al.*, 2012).

Las aguas residuales contienen microorganismos, plásmidos, integrones y genes de resistencia, convirtiéndose en un punto de acceso para la transferencia horizontal de genes en su entorno. Se han detectado integrones de clase 1 procedentes de *Betaproteobacteria*, bacterias Gram negativas, así como *Enterobacteriaceae*, integrones clase 4 y 5 en especies del género *Vibrio*, mientras que los integrones clases 2 y 3 suelen ser muy extraños (Sally, 2011). Sin embargo los más comunes han sido los integrones de clase 1, característicos de bacterias resistentes y considerados para interpretar el papel principal en el surgimiento y la amplia difusión de genes, entre los cuales se encuentra *Escherichia coli* (Koczura *et al.*, 2012).

Se ha observado que las cepas de *E. coli* han presentado soportes de integrones con una frecuencia de resistencia de 18 antibióticos con una variabilidad dependiendo del sitio de muestreo (Tabla 5).

Tabla 5. Integrones que albergan cepas de *E. coli* resistentes a los antibióticos (Koczura *et al.*, 2012).

Antibiótico	Área Clínica	Río aguas arriba	PTAR Influente	PTAR efluente	Río aguas abajo
Amikacina	66.7%	33.3%	43.5%	50%	26.7%
Gentamicina	63.0%	11.1%	22.1%	25%	44.4%
Kanamicina	66.7%	44.4%	70.2%	60%	86.7%
Netilmicina	51.5%	0%	9.9%	15%	24.4%
Tobramicina	66.7%	16.7%	25.2%	25%	37.8%
Estreptomicina	97.0%	100%	100%	100%	97.8%
Ampicilina	78.8%	83.3%	76.3%	95%	91.1%
Amoxicilina / Ácido clavulánico	66.7%	50.0%	58.0%	70%	57.8%
Piperacilina	78.8%	61.1%	69.4%	90%	88.9%
Piperacilina / tazobactam	15.2%	5.6%	22.1%	35%	28.9%
Ticarcilina	75.8%	61.1%	77.1%	90%	88.9%
Cefazolin y	72.7%	38.9%	42.0%	70%	40.0%

Ceftazidima	27.3%	5.6%	4.6%	15%	6.7%
Cefoperazona	81.8%	38.9%	42.7%	70%	62.2%
Cefotaxima	69.7%	5.6%	12.2%	15%	15.6%
Cefuroxima	81.8%	5.6%	15.3%	25%	20.0%
Cefalotina	81.8%	55.6%	66.4%	90%	88.9%
Sulfametoxazol	100%	94.4%	98.5%	100%	100%
Cotrimoxazol	84.8%	55.6%	71.0%	60%	88.9%
Trimetoprima	81.8%	50.0%	73.3%	80%	86.7%
Ciprofloxacina	39.4%	11.1%	48.1%	60%	55.6%
Norfloxacina	42.4%	5.6%	42.0%	50%	55.6%
Aztreonam	63.6%	0%	12.2%	15%	8.9%
Imipenem	0%	0%	3.1%	5%	2.2%
Tetraciclina	84.8%	61.1%	73.3%	80%	82.2%
Cloranfenicol	33.3%	5.6%	37.4%	35%	37.8%
Nitrofurantoína	21.2%	22.2%	47.3%	60%	51.1%

### I.5.1.3 ANTINFLAMATORIOS NO ESTEROIDEOS

En 1899, el primer fármaco anti-inflamatorio no esteroideo (AINEs) producido fue la aspirina, registrado y popularizado durante muchas décadas. Durante los siguientes años, muchos otros medicamentos AINEs fueron desarrollados y comercializados. Hoy día, este grupo de medicamentos incluye más de un centenar de compuestos y son conocidos por su efecto inflamatorio y analgésico. Farmacológicamente, inhiben la ciclooxigenasa-1 (COX-1) y la ciclooxigenasa-2 (COX-2), enzimas que convierten el ácido araquidónico en prostaglandinas, tromboxanos y prostaciclina, reduciendo la inflamación, el dolor y la fiebre (Feng, *et al.*, 2013). Los fármacos antiinflamatorios no esteroideos son una parte fundamental de la prescripción médica, unos 30 millones de personas consumen AINEs todos los días. El consumo en EUA, Reino Unido, Japón, Francia, Italia y España ha incrementado con una tasa del 11,9 % y de 1,9 y 2,6 toneladas por año (Kosjek *et al.*, 2005) . Entre los fármacos más comúnmente prescritos (Figura 2) están el ibuprofeno, naproxeno, diclofenaco, ketoprofeno, acetaminofén, ácido acetilsalicílico (Muñoz *et al.*, 2009).

La presencia de estos fármacos en los ecosistemas acuáticos se debe principalmente al bajo gradiente de metabolización (60%), que conduce a una excreción alta del fármaco en su forma activa, y por otro lado la resistencia a la biodegradación de los procesos de tratamiento (lodos activos). Teniendo en cuenta dichos tratamientos, se encontró en los efluentes que aproximadamente el 95% del diclofenaco no fue eliminado, mientras que la concentración de ibuprofeno disminuyó a 40 % (Feng *et al.*, 2013), cabe mencionar que la presencia de estos compuestos varía del lugar y la concentración inicial de influente.

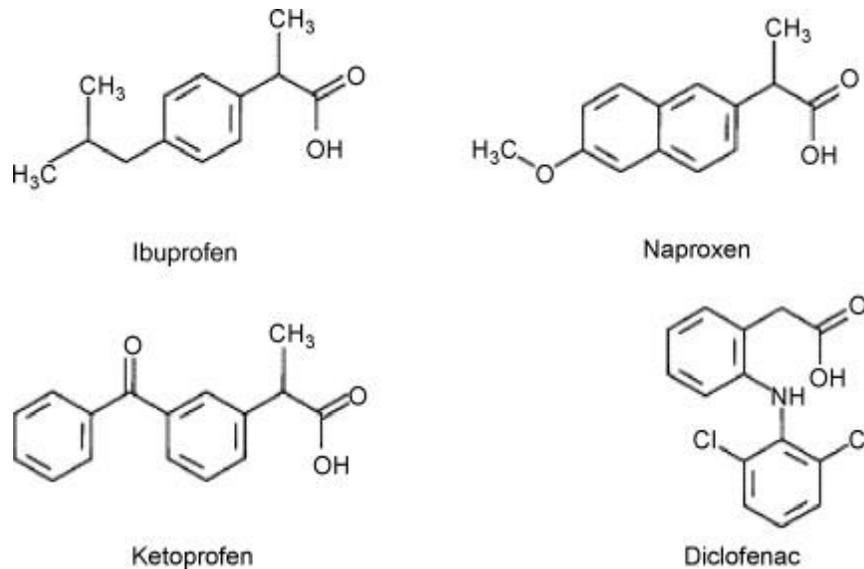


Figura 2. Estructuras químicas de los principales anti-inflamatorios no esteroideos (AINEs) encontrados en los efluentes de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (Sebők *et al.*, 2008).

El ibuprofeno se ha detectado en concentraciones 106 y 44 mg/L en aguas negras y residuales tratadas, de los cuales se han demostrado efectos toxicológicos sobre el crecimiento y la reproducción de las especies acuáticas, así como de efectos genotóxicos para los peces en concentraciones desde 50 ng/L (Salgado, *et al.*, 2010).

Por otro lado, el diclofenaco ha ocasionado deterioro de la salud general de los peces, inducción de lesiones renales y alteraciones de las branquias presentado una alta toxicidad aguda en concentraciones desde 5 ug/L (Feng *et al.*, 2013).

El rango de detección del ketoprofeno en aguas residuales y aguas dulces es menor en comparación con el ibuprofeno, con detecciones de hasta 104 mg/L en aguas residuales y 0,1 mg/L en las aguas superficiales (Kyle, *et al.*, 2010). Los efectos tóxicos que tales concentraciones pueden suponer para el medio ambiente acuático son todavía desconocidos (Almeida *et al.*, 2013).

#### I.5.1.4 PSIQUIÁTRICOS

Al igual que los antibióticos y los antiinflamatorios no esteroideos, los medicamentos psiquiátricos son una importante categoría de los contaminantes emergentes introducidos en las aguas residuales. Se ha informado que 35 de cada 200 prescripciones en USA (2010) fueron medicamentos psiquiátricos, de los cuales 17 son sedantes, hipnóticos ansiolíticos y 16 fueron antidepresivos (Sheng, *et al.*, 2013). Se ha informado que dichos fármacos están ocasionando trastornos psiquiátricos sobre los ecosistemas acuáticos, ya que actúan

directamente sobre el sistema nervioso central perturbando la señalización neuro-endocrino. En China se han identificado principalmente clonazepam, diazepam y carbamazepina en aguas residuales, superficiales, subterráneas, suelos, sedimentos y bio-sólidos, en concentraciones de hasta 10 µg/l (Yuan *et al.*, 2013).

Se ha demostrado que los compuestos psiquiátricos en matrices acuosas están ocasionando alteraciones en los patrones fisiológicos y de reproducción del pez cebra (Calisto & Esteves, 2009). Dicho lo anterior, se han identificado a los principales compuestos psiquiátricos destacando la carbamazepina, alprazolam, lorazepam oxazepam, olanzapina y fluoxetina (Sheng *et al.*, 2013; Jarvis *et al.*, 2014).

Por otro lado en el año 2005, se realizó una investigación a 400 padres de familia para conocer la disposición final de productos farmacéuticos caducos. Se determinó que los antidepresivos, se encontraban entre los ocho grupos de productos farmacológicos más peligrosos para el medio ambiente (64,9%), mismo que eran desechados junto con los residuos domésticos orgánicos comunes y drenajes urbanos. A pesar de la idea expuesta, de que los fármacos en las aguas residuales se deben a la excreción por consumo humano, es de suma importancia contrastar la correcta eliminación de los productos caducos evitando la contaminación de los cuerpos de agua (Bound & Voulvoulis, 2005).

### **I.5.1.5 DISRUPTORES ENDOCRINOS**

Los compuestos farmacéuticos activos como disruptores endocrinos son sustancias exógenas que causan efectos adversos en la salud de un organismo, o su progenie, como consecuencia de los cambios en las funciones endocrinas. Estos compuestos comprenden algunos de los grupos más comunes de micro-contaminantes orgánicos presentes en los cuerpos de agua, con una gama de concentraciones que van de 10 ng/L hasta 1.0 g/L. Dichos compuestos han ocasionado grandes trastornos endocrinos en el medio ambiente, tales como trastornos en la reproducción y desarrollo de la fauna, feminización químicamente inducida a peces en los sitios cercanos a las plantas de tratamiento de aguas residuales, entre otros. En consecuencia, la proporción de sexos está sesgada en muchas de las poblaciones de peces expuestos (Jugan *et al.*, 2009) (Kasprzyk *et al.*, 2009).

En los últimos años, se han centrado varios estudios en la determinación de sustancias con actividad estrogénica en los efluentes de las PTARs, destacando los suavizantes (bisfenol-A), detergentes (4-nonilfenol o 4-octilfenol), metales pesados (cadmio), y compuestos naturales y sintéticos, tales como 17-β-estradiol, estradiol, 17-α-etinilestradiol, (Tan *et al.*, 2007) (Schilirò *et al.*, 2009).

## I.5.1.6 METABOLITOS EN EL MEDIO AMBIENTE

En la mayoría de las investigaciones reportadas en la década pasada, se tenía mayor preocupación por la eliminación de compuestos de origen o compuestos padre, es decir, todos aquellos compuestos que no sufrieron un proceso de metabolización por los organismos vivos, tomando poca atención a los subproductos de transformación (Godfrey *et al.*, 2007).

Comúnmente los compuestos ajenos al organismo son metabolizados por enzimas oxidativas para protegerlo contra efectos dañinos por la exposición de los innumerables productos químicos. El metabolismo implica típicamente la transformación a formas más polares y más solubles para facilitar su eliminación. Este proceso ocurre en dos etapas; la primera que implica la oxidación, reducción, o la hidrólisis, y la segunda, que implica la conjugación del compuesto inicial. Típicamente, la biodisponibilidad de la molécula es modulada por la citocromo P450, de manera que esta enzima convierte las moléculas orgánicas lipofílicas a compuestos más solubles en agua, introduciendo grupos funcionales tales como OH<sup>-</sup>, SH<sup>-</sup>, NH<sub>2</sub><sup>-</sup>, o COOH<sup>-</sup> durante la primera fase, y sulfatos, ésteres, acetato, etc. durante las transformaciones de la segunda etapa. Una vez transformados estos fármacos son generalmente más hidrofílicos, y pueden ser excretados fácilmente por la orina (Celiz *et al.*, 2009).

Sin embargo, estos productos biotransformados pueden experimentar más reacciones produciendo metabolitos reactivos. Algunos de estos metabolitos demuestran su potencial sobre las proteínas y otros componentes celulares que pueden causar la interrupción de la función celular, algún efecto tóxico o una respuesta inmune.

Recientemente se ha observado que a partir de los metabolitos se pueden formar derivados con toxicidades que son más altas que la del compuesto de origen durante el proceso de tratamiento, como cloración, ozonización o exposición a luz UV empleados en la desinfección en el tratamiento de (Daughton & Ruhoy, 2009).

Hay una gran lista de compuestos que producen metabolitos reactivos (Figura 3) de tal forma que es necesario el monitoreo y evaluación de los riesgos toxicológicos que pueden presentar dichos metabolitos en los ecosistemas acuáticos.

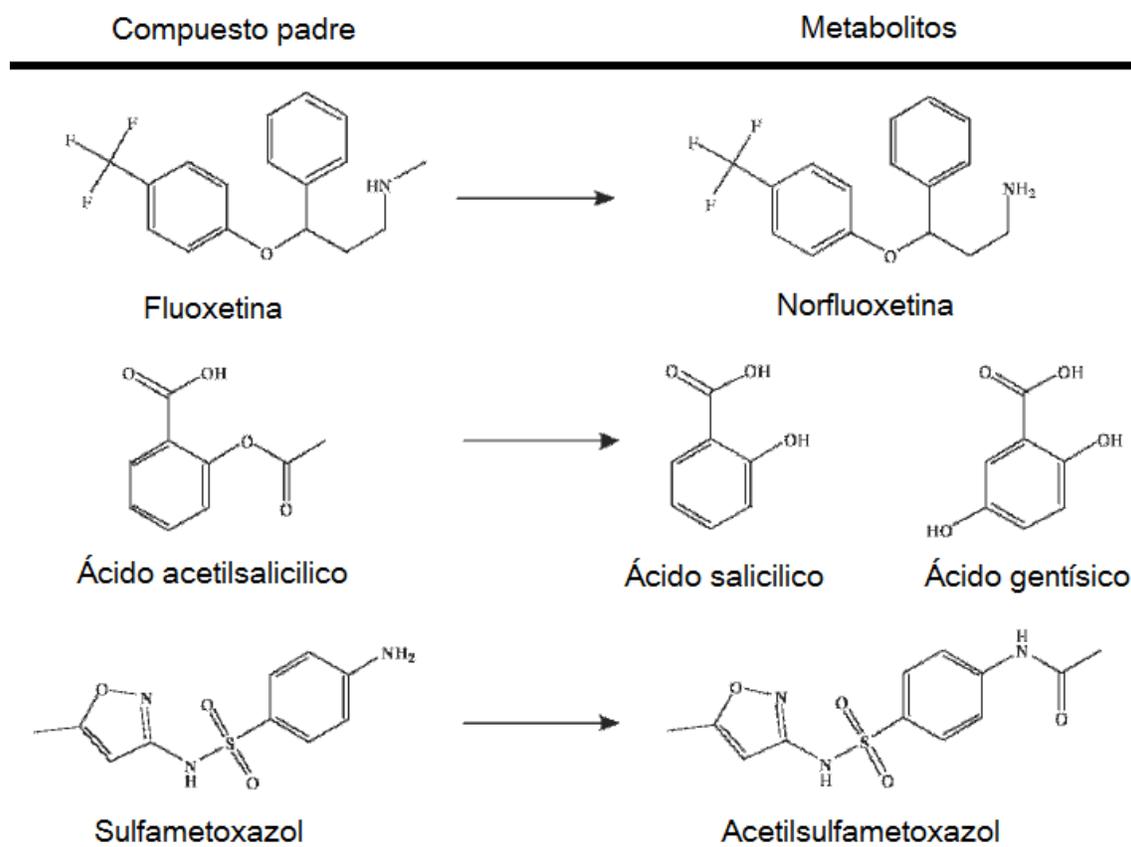


Figura 3. Estructuras químicas de fármacos y sus metabolitos tóxicos detectados en el medio ambiente (Celiz *et al.*, 2009).

## I.5.2 DROGAS DE ABUSO

El abuso de las drogas ilícitas como la marihuana, cocaína, opiáceos, anfetaminas han ocasionado la mayor incidencia de la delincuencia, daños sobre la salud de los consumidores y sus familias, creando inestabilidad, inseguridad y facilitando la propagación del VIH (Karolak, *et al.*, 2010). Se ha convertido en un problema mundial grave de nuestra sociedad, según la Oficina de las Naciones Unidas contra la Droga y el Delito (Tabla 6), 230 millones de personas consumen alguna sustancia ilícita durante el año 2010, 110 millones los utilizaron regularmente y 25 millones fueron considerados adictos (UNODC, 2012).

Frente a estos datos, son necesarias cifras fiables sobre el consumo local y las tendencias para realizar soluciones adecuadas. En la actualidad, la información anterior hace referencia a estudios socio-epidemiológicos integrados con las encuestas de población, delincuencia, registros médicos, producción de drogas e incautaciones de las mismas. Estos indicadores pueden conducir a conclusiones erróneas, ya que son demasiado generales y la mayoría de la información se obtiene de los propios consumidores (Hernández *et al.*, 2011).

Tabla 6. Prevalencia y consumo de drogas en todo el mundo (UNODC, 2012).

Droga	Prevalencia (%)		Número (miles)	
	Baja	Alta	Baja	Alta
Cannabis	2.6	5	119420	224490
Opioides	0.6	0.8	26380	36120
Opiáceos	0.3	0.5	12980	20990
Cocaína	0.3	0.4	13200	19510
Estimulantes de tipo Anfetamínico	0.3	1.2	14340	52540
Éxtasis	0.2	0.6	10480	28120
Otras	3.4	6.6	153000	300000

Con base a los informes expresados por el Observatorio Europeo de las Drogas y las Toxicomanías, la marihuana, cocaína y la heroína son las drogas más utilizados en Europa y Suiza (Berset *et al.*, 2010). Mientras que en México, la Encuesta Nacional de Adicciones registró una mayor prevalencia de consumidores de marihuana (61%) seguido de los anfetamínicos (40.4%) y en tercer lugar la cocaína (34%) (Villatoro *et al.*, 2011).

La cantidad de las drogas consumidas se puede deducir de los flujos metabólicos que sufren al ser eliminados. Como con los productos farmacéuticos, las drogas ilícitas y sus metabolitos se eliminan por la orina a través de las aguas residuales. Estos contaminantes son compuestos de distinto origen y naturaleza química, solubles en agua capaces de penetrar en las redes de suministro, ya que su emisión al medio no se encuentra regulada en la legislación actual, lo que resulta de suma relevancia si tenemos en cuenta los usos de reutilización destinados a estos efluentes.

En cuanto al metabolismo de la cocaína, su molécula sufre un proceso de hidrólisis en un 90%, siendo los principales metabolitos benzoilecgonina y éster metílico de ecgonina, así como hidroxibenzoilecgonina, norcocaína, hidroxicocaina y, se pueden producir otros dos metabolitos, éster anhidroecgonina de metilo y etileno de cocaína (Figura 4) cuando se consume la droga en forma de base libre (crack) o con el uso simultáneo de alcohol, los cuales y en subconjunto se excretan por la orina (Valente *et al.*, 2010). Solamente el 10% sufre el proceso de N-desmetilación y aproximadamente 1-5% de la cocaína se excreta sin metabolizarse (Albertazzi *et al.*, 1999).

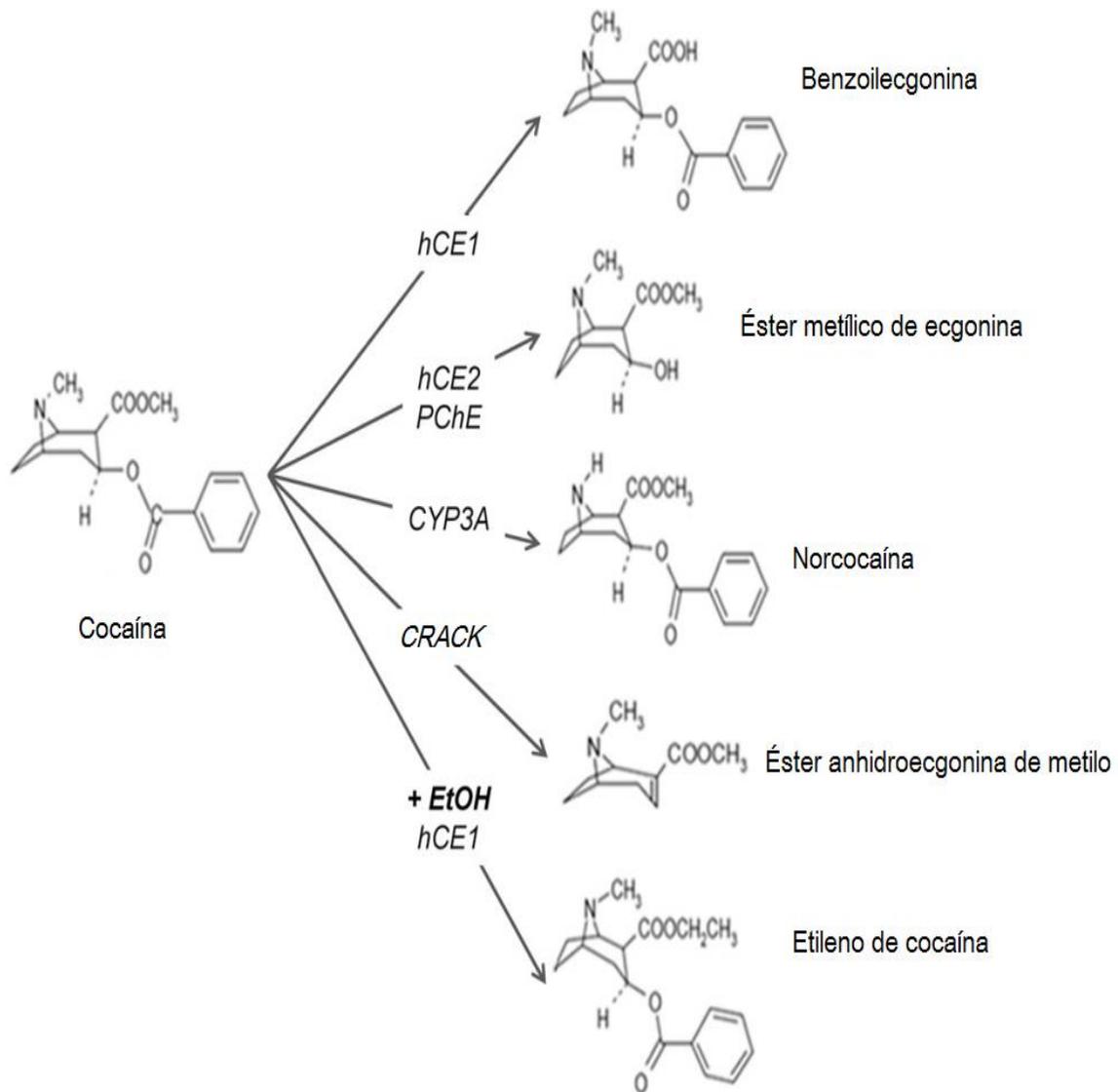
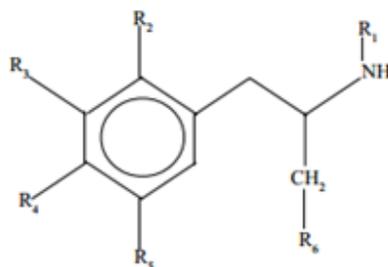


Figura 4. Enzimas involucradas en el metabolismo de la cocaína: hCE-1.- 1-carboxilesterasa, hCE-2.- 2-carboxilesterasa, PChE.- colinesterasa plasmática, CYP3A N-desmetilación (Valente *et al.*, 2010).

En cuando a los estimulantes de abuso de tipo anfetamínico tales como la anfetamina (AP), metilanfetamina (MA), 3,4-metilendioxfanfetamina (MDA), y 3,4-metilendioximetilamfetamina (MDMA), pseudoefedrina y efedrina (Figura 5), aproximadamente el 62% de las metanfetaminas y el 30-40% de las anfetaminas se excreta en la orina dentro de las primeras 24 horas, en tanto que, la anfetamina y la metanfetamina se excretan principalmente como droga inalterada, por lo que se elimina gran parte de la droga por orina en su forma activa hacia las aguas residuales (Boles & Wells, 2010).



	R <sub>1</sub>	R <sub>2</sub>	R <sub>3</sub>	R <sub>4</sub>	R <sub>5</sub>	R <sub>6</sub>
<i>Anorexígenas</i>						
ANFETAMINA	H	H	H	H	H	H
FENFLURAMINA	C <sub>2</sub> H <sub>5</sub>	H	H	H	CF <sub>3</sub>	H
FENPROPorex		H	H	H	H	H
ANFEPARAMONA (fenilisopropanonaamina)	(C <sub>2</sub> H <sub>5</sub> ) <sub>2</sub>	H	H	H	H	H
CLOBENZorex		H	H	H	H	H
<i>Entactógenas</i>						
METANFETAMINA	CH <sub>3</sub>	H	H	H	H	H
MDMA (Éxtasis)	CH <sub>3</sub>	H			H	H
MDA (Eva)	H	H			H	H
MDEA(Adán)	CH <sub>2</sub> CH <sub>3</sub>	H			H	H
MBDB	CH <sub>3</sub>	H			H	CH <sub>3</sub>
<i>Alucinógenas</i>						
DOM	H	OCH <sub>3</sub>	H	CH <sub>3</sub>	OCH <sub>3</sub>	H
DOI	H	OCH <sub>3</sub>	H	I	OCH <sub>3</sub>	H
STP	H	OCH <sub>3</sub>	H	CH <sub>2</sub> CH <sub>3</sub>	OCH <sub>3</sub>	H
PMA	H	H	H	OCH <sub>3</sub>	H	H

Figura 5 Principales compuestos derivados de los estimulantes anfetamínicos (Utrilla, 2000).

El principal ingrediente psicoactivo de la marihuana es el  $\Delta$  9-tetrahidrocannabinol (THC), la cual al fumarse se absorbe rápidamente en cantidades más grandes que cuando se toma por vía oral, debido a su fuerte carácter lipofílico, se propaga rápidamente por todo el cuerpo. Se metaboliza principalmente por el sistema

microsomal hepático a 11-hidroxi- $\Delta$ -9-tetrahidrocannabinol (11-OH-THC). Este metabolito es todavía psicoactivo y se oxida al 11-nor-9-carboxi- $\Delta$ -9-tetrahidrocannabinol (THC-COOH) para poder ser eliminado por la orina y heces a través de la bilis. En los seres humanos y los animales más de 100 metabolitos pueden ser identificados, pero el 11-OH-THC y el THC-COOH son los más predominantes (Ramírez *et al.*, 2008).

En cuanto a los opiáceos (Figura 6), nos centramos en la morfina, heroína, codeína y 6-acetilmorfina, un metabolito específico de la heroína. La morfina se excreta en parte como conjugados glucurónidos, pero estos se hidrolizan rápidamente de nuevo a la morfina por las  $\beta$ -glucuronidasas de bacterias fecales (Zuccato, *et al.*, 2008), por otro lado, la codeína y su metabolito 6-acetilcodeína, pueden ser metabolizados y excretados como morfina, lo cual demuestra la presencia de opiáceos en los influentes de las aguas residuales que pueden ser detectados fundamentalmente en forma libre o conjugada (Boleda *et al.*, 2009).

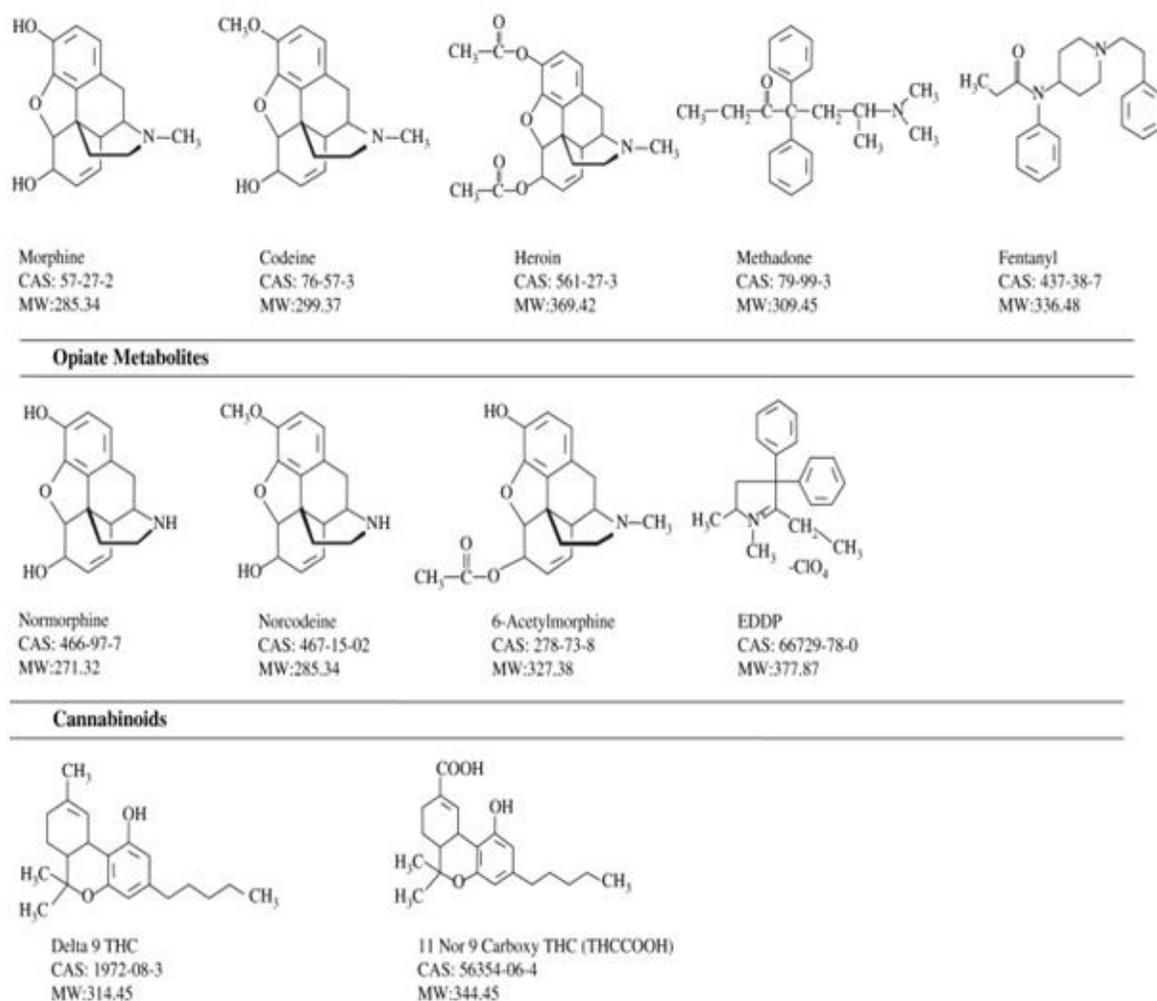


Figura 6. Estructuras moleculares de opiáceos, cannabinoides y sus metabolitos (Boleda *et al.*, 2009).

Muchas de las drogas anteriormente mencionadas fueron encontradas en ríos y lagos, en concentraciones desde 69 ng/L para la codeína, 63 ng/L para la morfina y 28 ng/L para la metadona, mientras que el principal metabolito cannabinoide (THC-COOH) presentó una concentración de 57 ng/L (Boleda, et al., 2009). Estos datos indican que los residuos de drogas de abuso se han convertido en contaminantes de aguas superficiales generalmente en zonas muy sobrepobladas. La presencia de estos residuos en el medio acuático puede tener implicaciones potenciales para la salud humana y la vida silvestre, dado que la mayoría de estos residuos todavía tienen actividades farmacológicas muy potentes (Zuccato et al., 2008).

En algunos países como Italia, Francia y España, han realizado estudios para evaluar concentraciones de las drogas ilícitas en aguas de entrada de las plantas tratadoras de aguas residuales, calculando y relacionando con los equivalentes de la población local, en tiempo real, es decir el número de personas servidas por un sistema de alcantarillado dado, o por el contrario, dándole una aplicación aun mayor a este tipo de análisis.

## **I.6 NORMATIVIDAD VIGENTE**

Por legislación en materia de aguas residuales en México, las principales normas mexicanas son las NOM-001-ECOL-1996 y NOM-001-SEMARNAT-1996, mismas que establece los criterios de calidad para las descargas de aguas residuales en bienes nacionales; la NOM-067-ECOL-1994, que establece los criterios para descargar aguas residuales a cuerpos receptores provenientes de los sistemas de alcantarillado o drenaje municipal, la NOM-002-ECOL-1996, que establece los criterios para descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal y finalmente la NOM-003-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público.

Dichas normas implementan criterios de calidad (límites máximos permisibles) necesarios para disponer de los cuerpos de agua en actividades de riego agrícola, uso público urbano, protección a la vida acuática, explotación pesquera, estuarios y recreación, no obstante únicamente se ajustan a parámetros hidroquímicos de análisis, tales como pH, temperatura, coliformes fecales, huevos de Helminto, grasas, aceites, DBO5, DQO, DBO, SST, CE, STD, etc., generando criterios de calidad bastante sesgados si consideramos a los contaminantes emergentes.

Ninguna de las normas oficiales mexicanas en materia de aguas residuales establece criterios de calidad referente a los contaminantes emergentes, considerando a grupos de farmacéuticos, pesticidas, productos de cuidado personal, drogas ilícitas, hidrocarburos, tenso activadores y/o edulcorantes. Únicamente la norma NOM-127-SSA1-1994 en materia de agua potable para uso

y consumo humano, establece criterios más estrictos respecto a la calidad del agua, tales como contenido de fenoles, plaguicidas, clordano, DDT, clorados, etc. No obstante es de suma importancia considerar a los contaminantes emergentes en futuras legislaciones, dado que la existencia y prevalencia de los emergentes puede contribuir a repercusiones sobre la salud y los ecosistemas acuáticos.

# CAPÍTULO

---

# II

## MATERIALES Y METODOS

Con la finalidad de conocer la calidad general de los cuerpos de agua (Influentes y Efluentes de la PTAR Atapaneco), el trabajo se realizó en tres etapas diferentes, considerando las actividades económicas y sociales de la ciudad de Morelia Michoacán.

1. Análisis hidroquímicos de las aguas residuales crudas y tratadas. Se desarrollaron y validaron las determinaciones de pH, conductividad eléctrica CE, sólidos totales disueltos (STD), cloruro de sodio NaCl, determinaciones de aniones ( $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$ ) y cationes mayores ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ).
2. Por elementos traza se consideraron las determinaciones totales de Pb, Cd, Mn, Fe, Zn y Cu, utilizando digestión con mezcla de ácidos y métodos espectrofotométricos de absorción atómica.
3. En tanto que, para los grupos de contaminantes emergentes, se consideraron los compuestos de tipo antibióticos, antiinflamatorios no esteroideos, endocrinos, drogas de abuso y sus metabolitos (cocaína, opiáceos, anfetamínicos y cannabinoides) por diversas metodologías inmuno enzimáticas y espectrofotométricas.

El presente trabajo tiene como objeto confirmar mediante un análisis más integral, la calidad de las aguas residuales crudas y tratadas por la PTAR Atapaneco. El acoplamiento de los análisis hidroquímicos, inmuno-enzimáticos y espectrofotométricos (UV-VIS, FT-IR, Absorción Atómica, ESI/MS) expresara un panorama más claro sobre la disposición de las aguas residuales y su posible reutilización.

### II.1 ZONA DE ESTUDIO

La zona de estudio comprende la ciudad de Morelia Michoacán con una población de 729,279 habitantes (380 285 mujeres y 348 994 hombres), en un área comprendida de 1,199.02 Km<sup>2</sup> aproximadamente (INEGI, 2010). Se encuentra ubicado entre los paralelos 19°52' y 19°26' de latitud norte; los meridianos 101°02' y 101°31' de longitud oeste; altitud entre 1 500 y 3 000 m (Figura 7). En cuanto a las condiciones climatológicas, el rango de temperatura es de 12-22°C, de precipitación 600-1500 mm, con un clima templado subhúmedo con lluvias en verano. Por características hidrográficas Morelia se encuentra sobre la región hidrográfica Lerma-Santiago (93.00%) y Balsas (7.00%), sobre las cuencas Lago de Pátzcuaro-Cuitzeo y Lago de Yuriria (89.14%), Río Cutzamala (4.18%) Río Lerma-Chapala (3.86%) y Río Tacámbaro (2.82%) (INEGI, 2009).

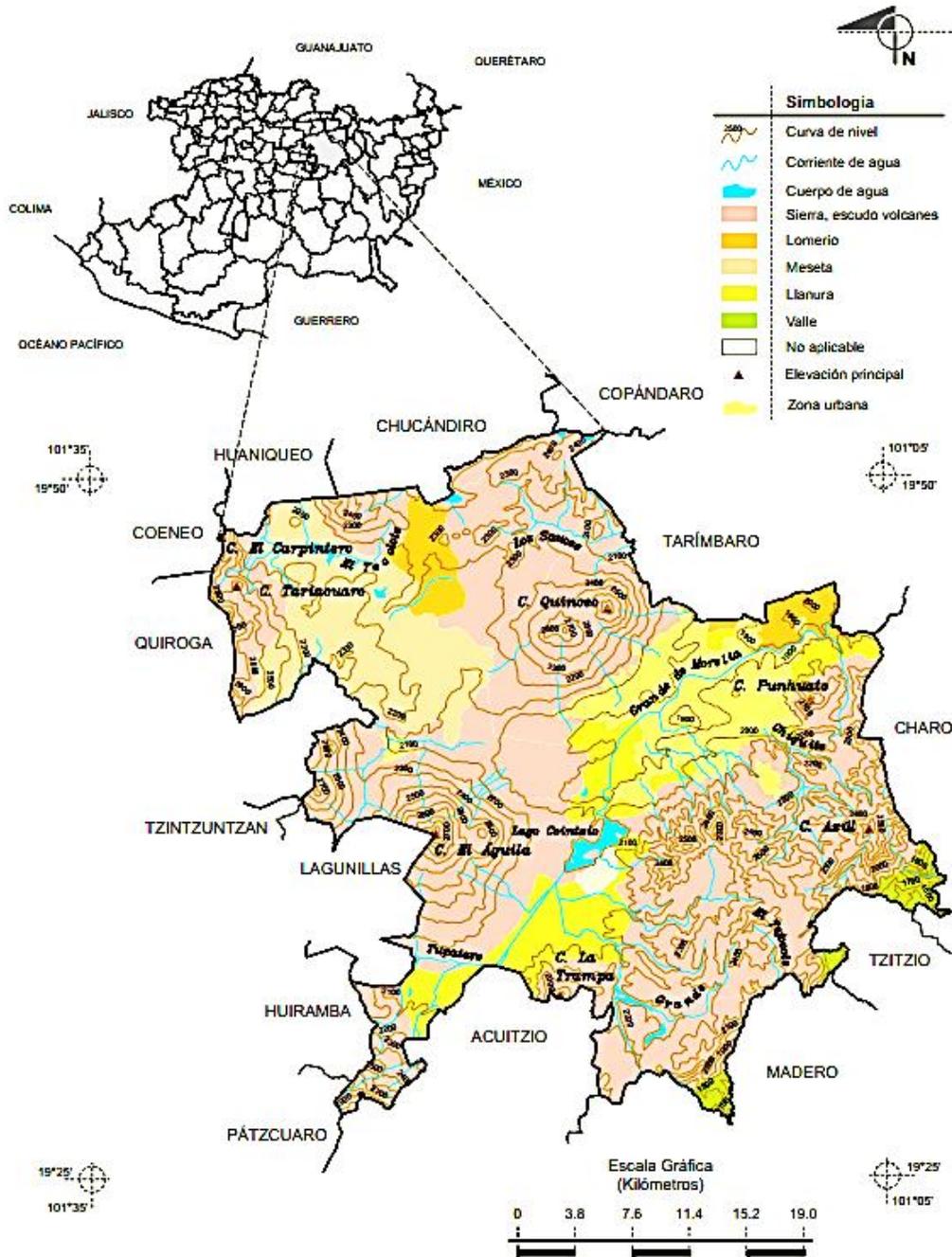


Figura 7. Ubicación y relieve de Morelia Michoacán (INEGI, 2009).

Actualmente y con base a los datos recabados por el Organismo Operador de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento de Morelia (OAPAS), esta ciudad cuenta con cuatro Plantas Tratadoras de Aguas Residuales PTARs ubicadas en distintos puntos de la ciudad (Tabla 7) , no obstante y con base a la capacidad tecnológica para depurar, el trabajo únicamente se centra en la PTAR Atapaneo,

misma que cuenta con una tecnología por lodos activos (tratamiento preliminar, sedimentador primario, filtros biológicos, reactores biológicos, sedimentador secundario, unidades de desinfección, unidad de recirculación y tratamiento de lodos) y un flujo de 1200 L/s aproximadamente, captados de los ríos Grande y Chiquito de Morelia y teniendo como destino final el Lago de Cuitzeo (Godínez, 2007). Las características de las plantas tratadoras y su ubicación se resumen en la Tabla 2.1 y Figura 8.

Tabla 7. Características de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTARs) dependientes de Morelia (SEMARNAT, 2011).

Nombre de la PTAR	Capacidad (L /s)	Tratamiento biológico	Localización (tenencia)
Atapaneo	1200	Lodos activos	Atapaneo
Jesús del Monte	5	Lodos activos	Jesús del Monte (La Capilla)
San Miguel del Monte	3	Lodos activos	San Miguel del Monte
Los Itzícuaros	210	Lodos activos	Itzícuaros

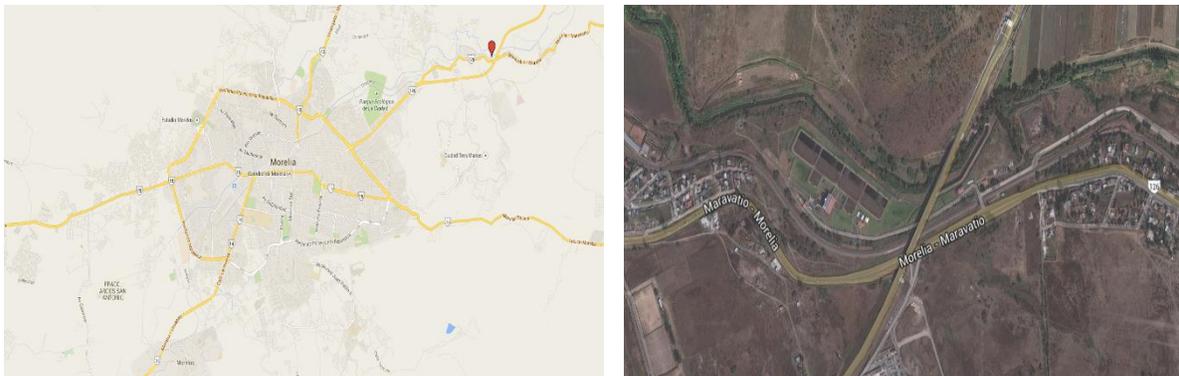


Figura 8. Ubicación de PTAR Atapaneo (Google Earth, 2014).

## II.2 ESTRATEGIA DE MUESTREO

Las muestras de aguas residuales fueron obtenidas en el interior de la planta tratadora de aguas residuales PTAR Atapaneo, en fecha del 24 al 30 de junio del 2013 de la siguiente manera: 1 litro de influente (aguas crudas) y un litro de efluente (aguas tratadas) cada hora por un periodo de un día; posteriormente, un litro de influente y efluente diario, por un periodo de una semana. En total se

tomaron 60 muestras experimentales. Al momento de la toma de muestras se realizó un análisis de pH y temperatura; posteriormente, las muestras fueron almacenadas en contenedores ámbar a temperatura de 2-8°C para su traslado y consecutivo análisis. Todos los frascos fueron acondicionados previamente con solución de lavado libre de fosfatos pH neutro Neutrox®, tres lavados con agua destilada, solución de ácido nítrico HNO<sub>3</sub> al 2% (Merck) por una hora, tres lavados con agua destilada y finalmente 3 lavados con metanol (Sigma-Aldrich). Con la finalidad de preservar la integridad de las muestras se llenaron las botellas en su totalidad, eliminando en lo posible la producción de gases y/o reacciones debido al flujo de oxígeno.

## II.3 ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICOS CONVENCIONALES

### II.3.1 DETERMINACIÓN DE pH

El pH o potencial de Hidrogeno es el logaritmo negativo de la concentración y/o actividad de iones hidrógeno, definida algebraicamente como;

$$\text{pH} = -\log_{10} [\text{H}^+], \text{ o } \text{pH} = \log^{10} 1/[\text{H}^+].$$

Esta notación fue determinada por Sorensen para generar una escala más sencilla y comprensible, es decir, las soluciones con pH menores a 7 son ácidas, así como las soluciones con pH superior a 7 serán alcalinas, un ejemplo en una concentración de iones Hidrogeno de 0.0000001 molar o  $10^{-7}M$  es lo equivalente a un pH de 7.0. En principio el pH se determina mediante métodos que van desde un simple indicador de papel, hasta métodos sofisticados utilizando equipos electroquímicos. En este sentido la determinación de pH se puede clasificar en dos clases, colorimétricas y electrométricas. En la actualidad el pH se determina instrumentalmente usando un medidor electromotriz, que comprende dos electrodos, uno de medición y otro de referencia. Cuando el electrodo de medición se coloca en una solución, los iones de sodio se intercambian con iones de hidrógeno en la solución. La concentración de iones de hidrógeno en el interior del electrodo proporcionado por el ácido clorhídrico 0.1 M se mantiene constante. La diferencia del potencial se establece a través de la membrana, que dependerá de la diferencia en la concentración de iones hidrógeno en ambos lados del electrodo. Sin embargo, un factor importante para la determinación de pH es la temperatura, ya que al ser un catalizador, un aumento de ésta producirá la disociación de las moléculas y la liberación de protones, mismos que pueden generar resultados sesgados (Lewis & Bamforth, 2006).

El pH del agua juega un papel importante para determinar la calidad del agua y el uso de la misma, ya sea para la agricultura, la industria, pesca o de consumo humano. Por ejemplo en la homeostasis de bagre el pH es un factor importante en

el desarrollo y la supervivencia, ya que con cambios pequeños en el pH esta especie puede alterarse debido al desequilibrio iónico, consecuentemente un colapso del sistema circulatorio y finalmente la muerte (Bolner *et al.*, 2014).

Por otro lado la corrosión de diversos materiales está estrechamente relacionado con el pH, principalmente por la presencia de gas carbónico o ácido carbónico libre, mismo que en concentraciones altas produce la disolución de rocas y minerales básicos (silicatos, aluminosilicatos o calcitas), generando carbonatos  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^{-1}$ ,  $\text{OH}^{-1}$  en soluciones acuosas que generalmente son corrosivas para el ambiente (Pimienta, 1980) (Rodríguez & Marín, 1999). No obstante, a través de los años se han desarrollado diversos indicadores para pronosticar las propiedades corrosivas y formadores de incrustaciones, mediante ecuaciones como el Índice de Saturación de Langelier, Índice de estabilidad Ryznar (RSI), Índice Scaling Puckorius (PSI), Índice de Stiff-Davis (SDI) y el índice de Oddo-Tomson, útiles para determinar los usos de los cuerpos de agua (Prisyazhniuk, 2007).

Como resultado se han establecido valores de referencia para determinar los usos de agua, así como límites máximos permisibles para las diversas actividades, industriales, agrícolas, del medio ambiente, acuícolas y de consumo humano, entre otros (Tabla 8), apoyándose con métodos estandarizados para la detección y monitoreo del pH, descritos en la legislación mexicana e internacional (ISO 10523:2008). En México, la principal norma que determina el método de prueba es la NMX-AA-008-SCFI-2011, complementada con las normas NMX-AA-003-1980, NMX-AA-089/1-SCFI-2010, NMX-AA-089/2-1992, NMX-AA-115-SCFI-2001, NMX-AA-007-SCFI-2013, NMX-AA-093-SCFI-2000.

Tabla 8. Valores de referencia y límites máximos permisibles de pH del agua.

Criterios de calidad	Valores de referencia	Bibliografía
Descargas de aguas residuales a cuerpos receptores provenientes de los sistemas de alcantarillado o drenaje municipal.	6-9	NOM-067-ECOL-1994
Descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales	5-10	NOM-001-ECOL-1996.
Descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal	5.5-10	NOM-002-ECOL-1996.
Agua potable	6.5-8.5	NOM-127-SSA1-1994
Agua de riego en la agricultura	6.5-8.4	(Ayers & Westcot, 1994)

Considerando lo anterior, se determinó el pH al momento del muestreo con un potenciómetro portátil y posteriormente en el laboratorio mediante un potenciómetro de mesa marca Hanna, bajo los criterios establecidos en la Norma Mexicana NMX-AA-008-SCFI-2011 y los métodos estandarizados para el análisis de aguas (Eaton *et al.*, 2005). En cuanto a las soluciones de pH estándar para ajuste del equipo, estas fueron proporcionadas por Hanna Instruments.

### II.3.2 DETERMINACION DE SOLIDOS TOTALES DISUELTOS (STD)

Los sólidos totales disueltos o salinidad total, es un parámetro de medida para expresar el grado de contaminación por sales orgánicas e inorgánicas en los cuerpos de agua. Todas las fuentes de agua contienen generalmente cierta cantidad de sólidos disueltos, que dependiendo de la concentración pueden atribuirse condiciones indeseables, como sabor y olor indeseable, corrosión, incrustaciones y demás (Kent & Landon, 2013) (Rigola, 1989).

La presencia de estos sólidos está sujeta a factores naturales como la meteorización de minerales por acción ácida, o mayormente por actividad antropogénica, entre los cuales destacan la agricultura y las aguas residuales urbanas. Los componentes químicos más comunes en los cuerpos de agua son nitratos y fosfatos (agricultura), así como calcio, sodio, potasio, fosfatos, nitratos, carbonatos y cloruros (aguas residuales urbanas) (Nall & Sedlak, 2013) (Brix *et al.*, 2010).

Si bien para las viviendas los niveles altos de STD crean problemas menores (restos de jabón, corrosión, o incrustación), para la agricultura representan bajos rendimientos de los cultivos y a largo plazo "envenenamiento" de las tierras de cultivo, por salinización. En cuanto a los ecosistemas acuáticos, los STD representan una potencial amenaza en lo que respecta a los peces y organismos de agua dulce, como la *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia magna*, *Pimephales promelas*, etc (Brix *et al.*, 2010) (Kent & Landon, 2013).

En consecuencia, se han desarrollado diversos métodos para depurar STD. Sin embargo, los métodos más comunes, efectivos y económicos de tratamiento de aguas residuales, no ejercen ningún efecto sobre los sólidos disueltos. En este sentido es de suma importancia considerar este parámetro como criterio de calidad para el aprovechamiento de aguas residuales y residuales tratadas, con la finalidad de dar un seguimiento óptimo sin perjudicar a los ecosistemas y la salud (Nall & Sedlak, 2013).

Los STD se pueden determinar por técnicas gravimétricas estandarizadas o mediante analizadores automatizados por conductividad. Este último hace referencia a la conductancia específica (conductividad eléctrica a 25 °C) que se

encuentra directamente relacionada con los STD. Esta metodología se basa en el supuesto de que los STD son compuestos iónicos y/o sales que conducen la electricidad, y que en concentraciones altas representarían mayor conductividad y por consiguiente menor resistencia (Atekwana, *et al.*, 2004) (Roldán & Ramírez, 2008).

En lo que respecta a los valores de referencia y límites máximos permisibles de STD para las descargas de aguas residuales (Tabla 9), estos se encuentran regulados por las siguientes normas: NOM-001-ECOL-1996, NOM-001-SEMARNAT-1996, NOM-002-SEMARNAT-1996, NOM-003-SEMARNAT-1996.

Tabla 9. Valores de referencia y límites máximos permisibles relacionados a STD del agua.

Criterio de calidad	Valores (ppm)	Referencia
Residuales con uso en riego agrícola	150-200	(NOM-001-ECOL, 1996) (NOM-001-SEMARNAT, 1996)
Residuales con uso público urbano	75-125	(NOM-001-ECOL, 1996) (NOM-001-SEMARNAT, 1996)
Residuales para protección a la vida acuática	40-60	(NOM-001-ECOL, 1996) (NOM-001-SEMARNAT, 1996)
Residuales para recreación	75-125	(NOM-001-ECOL, 1996) (NOM-001-SEMARNAT, 1996)
Residuales para estuarios	75-125	(NOM-001-ECOL, 1996) (NOM-001-SEMARNAT, 1996)
Residuales para servicios al público con contacto directo	20	(NOM-003-SEMARNAT, 1996)
Residuales para servicios al público con contacto indirecto	30	(NOM-003-SEMARNAT, 1996)
Agua de uso potable	1000	(NOM-127-SSA1, 1994)
Agua de riego en la agricultura	0-2000	(Ayers & Westcot, 1994)

En este trabajo de investigación, el parámetro de STD fue determinado por el método conductimétrico con un analizador automatizado de mesa marca Hanna, bajo los criterios y métodos estandarizados para el análisis de aguas (Eaton *et al.*, 2005).

### II.3.3 DETERMINACIÓN DE CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA (CE)

La conductividad eléctrica (CE) es una propiedad de la calidad del agua que generalmente se analiza ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) al momento de la recolección de las muestras para análisis químicos. Este parámetro se define como la capacidad del agua para

conducir la electricidad, la cual expresa la cantidad total de iones presentes por la resistencia entre dos electrodos de 1.0 cm<sup>2</sup> y distanciados entre sí por 1.0 cm. Al igual que la difusividad y la viscosidad, la conductividad eléctrica es una variable dependiente de la concentración total, movilidad, valencia y temperatura, misma que se encuentra determinada por la ley de Ohm (Blaine *et al.*, 2011) (Laumonier *et al.*, 2014) (Roldán, 2003).

$$C = \sigma a/l \text{ ohmios}^{-1}$$

Generalmente la determinación de la CE es realizada mediante un conductímetro portátil o de mesa, el cual consta de un electrodo y un medidor digital. Este tipo de instrumento permite mediciones de conductividad rápidas y fiables en el campo y laboratorio (Delgadillo *et al.*, 2010).

La principal aplicación de la conductividad eléctrica, recae en los usos y destinos finales de las aguas residuales. En las aguas de riego por ejemplo, esta medición permite conocer y garantizar que dichas aguas no causarán problemas de salinidad en los suelos. En este sentido la salinidad del suelo se refiere a la presencia de los principales solutos inorgánicos disueltos en la fase acuosa, que consisten en sales solubles que conducen la electricidad (Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Cl<sup>-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> y CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>). Por consiguiente el mecanismo que causa la acumulación de sal en los suelos agrícolas de riego, es la pérdida de agua por evapotranspiración, dejando cada vez mayores concentraciones de sales en el agua restante (Shmulik, 2005) (Corwin & Plant, 2005).

Los efectos de dichas sales en los suelos se manifiestan en la pérdida de soporte y permeabilidad, reducción de crecimiento y desequilibrio nutricional de las plantas, toxicidad por iones, rendimientos bajos y en casos graves, la pérdida de cosechas (Corwin & Lesch, 2005).

En cuanto a los ecosistemas acuáticos, el aumento de la conductividad eléctrica (salinidad) puede afectar a una extensa variedad de organismos acuáticos, desde microorganismos, invertebrados y vertebrados, pérdida de especies sensibles, disminución en la diversidad de las especies de agua dulce y/o sustitución por aquellas que sean tolerantes a sales (Muschal, 2006) (Vuyisile *et al.*, 2010).

Por otro lado, se ha observado que la CE puede ser un marcador ideal para determinar el grado de contaminación por contaminantes emergentes en aguas residuales, asociando las concentraciones de dichos contaminantes persistentes, sobre las fuentes antropogénicas de los vertidos residuales (Ribeiro de Sousa *et al.*, 2014) (Thompson *et al.*, 2012).

Dicho lo anterior, en el presente trabajo de investigación, el parámetro de conductividad eléctrica fue determinado mediante un conductímetro de mesa marca Hanna, todas las muestras fueron analizadas a 25°C bajo los criterios y métodos estandarizados por la Norma Mexicana NMX-AA-093-SCFI-2000 vigente.

### II.3.4 DETERMINACIÓN DE CLORUROS

El ion cloro es uno de los principales iones inorgánicos encontrados con mayor proporción en las aguas naturales, residuales y residuales tratadas, ligado generalmente al ion  $\text{Na}^+$ . La importancia de dichos iones recae en los efectos negativos sobre las actividades agrícolas, industriales (incrustaciones) y de salubridad (mal sabor, olor, y problemas para potabilizar). La presencia de los cloruros en los cuerpos de agua se encuentra de manera natural, siendo las principales fuentes la meteorización de los suelos y rocas, así como la intrusión marina en terrenos costeros, sin embargo el mayor impacto de los iones cloruro se encuentra generado por las actividades antropogénicas (Rigola, 1989) (Fernández *et al.*, 2006).

Por cientos de años, el cloro se ha utilizado en la eliminación de microorganismos patógenos presentes en los cuerpos de agua, tanto potable como residual, convirtiéndose en el agente desinfectante utilizado en la mayoría de los países. Su permanencia como agente desinfectante se debe principalmente al bajo costo económico, disponibilidad y confiabilidad, sin embargo la adición de cloro en el agua constantemente genera subproductos de desinfección, que son a menudo más tóxicos que el original, aumentando el riesgo a la salud, por utilizar dichas aguas (Organización Mundial de la Salud, 1988) (Doederer *et al.*, 2014).

Cuando el agua contiene partículas reductoras, como sales ferrosas o ácido sulfúrico, el cloro se reduce formando iones cloruro. Por otro lado, si el agua contiene materia orgánica, amoníaco y sus derivados, el cloro libre disminuye y pueden formarse compuestos orgánicos clorados (Organización Mundial de la Salud, 1988). En estudios recientes, se han reportado ciertas clases de productos clorados (trihalometanos, ácidos haloacéticos, SPD nitrogenados, haloacetónitrilos, halocetonas, tricloronitrometanos, clorhidratos) que ejercen genotoxicidad, mutagenicidad, carcinogenicidad, efectos endocrinos y reproductivos sobre la vida silvestre después de la cloración de las aguas residuales (Tang *et al.*, 2014) (Krasner *et al.*, 2009).

En esencia y debido al gran número de compuestos clorados, se han establecido bases comunes en las normativas nacionales e internacionales para comparar el principio activo “cloro”, fundamentadas principalmente en que al reducirse la mayoría de los derivados clorados, producirán iones cloruro, o “cloro disponible” en los cuerpos de agua. De esta forma, existen diversas metodologías para la determinación de iones cloruro, desde simples métodos conductimétricos, volumétricos, etc., hasta determinaciones complejas llevadas a cabo por métodos instrumentales sofisticados (cromatografía líquida de alta resolución, espectrometría de masas, entre otros) (Mingkun *et al.*, 2014) (Clavijo Díaz, 2002).

En cuanto al trabajo de investigación, la determinación de cloruros se realizó empleando el método volumétrico de Mohr descrito como método oficial en la

Norma Mexicana NMX-AA-073-SCFI-2001. Todas las muestras fueron temperadas a 25°C y acondicionadas a pH entre 7-10 con solución de hidróxido de sodio 0.1N (Merck), posteriormente fueron valoradas con solución de nitrato de plata 0.014N (J.T. Baker) empleando como indicador cromato de potasio (J.T. Baker) hasta vire de coloración de amarillo a naranja-rojizo (Skoog & West, 1986). Para determinar parámetros estadísticos, el método fue validado empleando solución patrón de NaCl 0.014N (Merck). La técnica se encuentra fundamentada en la reacción química entre los iones de plata con los iones cloruro, formando un precipitado blanco de cloruro de plata (AgCl), posteriormente al agotarse los iones cloruros (punto de equivalencia) se produce cromato de plata, observándose un color naranja-rojizo, mismo que es indicativo del punto final de la valoración (Sancho *et al.*, 2004) (Clavijo Díaz, 2002).



pp. blanco



Amarillo

pp. Rojo

Consecutivamente se determinó la concentración de iones cloruro, mediante la siguiente ecuación;

$$\text{mg Cl}^- / \text{L} = [(A - B) * N * P] / \text{mL de muestra.}$$

Donde;

A = mL de AgNO<sub>3</sub> gastados en la titulación de la muestra

B = mL de AgNO<sub>3</sub> gastados en la titulación del blanco

N = Normalidad de AgNO<sub>3</sub>

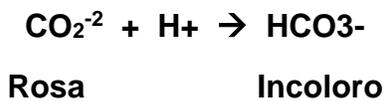
P = Peso molecular del ion Cl<sup>-</sup>

### II.3.5 DETERMINACIÓN DE CARBONATOS Y BICARBONATOS

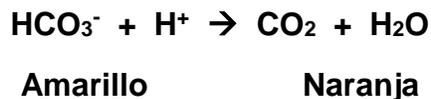
La presencia de carbonatos y bicarbonatos hacen referencia a la alcalinidad y acidez de las soluciones acuosas. Por carbonatos se define como la capacidad de las aguas naturales para reaccionar con H<sup>+</sup> y alcanzar un pH de 4.5, referenciando la concentración de radicales OH<sup>-</sup>, CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> y HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Mientras que la acidez representa la concentraciones de bicarbonatos generados al valorar el ácido carbónico (H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>) con hidróxidos (OH<sup>-</sup>), necesarios para alcanzar un pH de 8.3 (Harris, 2007). Dichas determinaciones tienen efecto sobre la denominada “dureza del agua”, principalmente por el carbonato de calcio y/o magnesio, atribuyendo propiedades indeseables para el uso de las aguas domésticas, tales como grumos insolubles por reacciones con jabón, formación de sales minerales después de

calentar el agua, mismas que dañan cañerías y calderas, entre otros (Pimienta, 1980) (Manahan, 2007).

Diversas metodologías se han desarrollado para la determinación de carbonatos y bicarbonatos en matrices acuosas, no obstante en el presente trabajo de investigación, ambas determinaciones fueron realizadas por volumetría basados en indicadores de pH, técnicas que han demostrado ser sustentables y se encuentran registradas como métodos de referencia en la Norma Mexicana NMX-AA-036-SCFI-2001. En cuanto a la determinación de carbonatos (alcalinidad del agua), se utilizó fenolftaleína en solución etanólica (1:100) (J.T. Baker) como indicador acido-base (pH 8.3), fundamentado en la producción de color de rosa a incoloro, valorado con solución acida de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0.02 N (J.T. Baker), mediante la siguiente reacción (Manahan, 2007) (Sancho *et al.*, 2004);



Consecutivamente para la determinación de bicarbonatos (acidez libre) se realizó valorando el ion hidrógeno, con una solución base de NaOH 0.02N (J.T. Baker), empleando como indicador naranja de metilo, valoración que se fundamenta mediante el cambio de coloración de amarillo a naranja.



El método fue validado empleando un patrón primario de carbonato de sodio y calculado mediante las siguientes ecuaciones;

$$\text{mg/l CaCO}_3 \text{ (Acidez total)} = \{[(A*B) - (C)]*(50)*(1000)\} / 100$$

$$\text{mg/l CaCO}_3 \text{ (Alcalinidad total)} = (D*E)(50)(1000)/100$$

Donde;

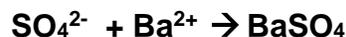
- A.- ml de NaOH en vire de la fenolftaleína
- B.- Normalidad valorada de la solución de NaOH.
- C.- Normalidad valorada de la solución de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>.
- D.- ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> en vire del naranja de metilo.
- E.- Normalidad de solución de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>.
- 50.- Factor de conversión de eq/L a mg de CaCO<sub>3</sub>/L.
- 100.- ml de muestra utilizado.
- 1000.- Factor de conversión de mL a L.

### II.3.6 DETERMINACIÓN DE SULFATOS

El ion sulfato se encuentra en el agua naturalmente por la disolución de yesos ( $\text{CaSO}_4$ ) a través de la meteorización de las rocas y en menor proporción por la oxidación bacteriana de los sulfuros. No obstante, la presencia de este ion se encuentra como contaminante, en mayor proporción por la actividad agrícola, debido al uso inadecuado de fertilizantes y plaguicidas en zonas rurales, así como residuos sólidos, efluentes líquidos y atmosféricos en zonas urbanas, industriales y mineras (Galvín, 2003) (Samper, 1999).

La importancia de los iones sulfato en los ecosistemas acuáticos radica en los productos de óxido-reducción que se generan al interaccionar con suelos ligeramente ácidos y bacterias sulfato-reductoras, produciendo sulfitos,  $\text{H}_2\text{SO}_4$  y  $\text{H}_2\text{S}$  en forma de contaminantes de aguas residuales, donde la producción de sulfuros dependerá principalmente de la materia orgánica (dador de electrones), concentración de sulfatos (aceptor de electrones) y temperatura (catalizador), mismas que en condiciones favorables se convierten en un problema para los ecosistemas acuáticos (Ramos & Márquez, 2002) (Medina *et al.*, 2001).

En cuanto a la determinación del ion sulfato, ésta fue realizada mediante un método turbidimétrico propuesto por (Ospina *et al.*, 2010) (Clavijo, 2002) (Morel, 1994) y descrito como método de referencia en la Norma Mexicana NMX-AA-074-1981, en el cual se utilizó cloruro de bario con una solución acondicionadora compuesta por HCl, glicerol, etanol y agua (3:5:10:50) (T.J. Baker), posteriormente fue analizada a 420 nm en un espectrofotómetro UV-Vis de PerkinElmer. Dicha determinación se fundamenta en la reacción química entre el ion  $\text{SO}_4^{2-}$  con el  $\text{Ba}^{2+}$  formando una sal de  $\text{BaSO}_4$  mediante la siguiente reacción;



La absorción espectral de la muestra es directamente proporcional a la concentración, sin embargo para validar la metodología se realizó una curva de ajuste con cuatro repeticiones, en concentraciones que van de 5, 10, 20, 30 y 40 ppm.

### II.4 DETERMINACIÓN DE METALES TRAZA

Actualmente los metales pesados son considerados como uno de los principales contaminantes antropogénicos en los ecosistemas acuáticos en todo el mundo. Dichos elementos representan una potencial amenaza para la salud humana, los organismos vivos y los ecosistemas naturales a causa de su toxicidad, persistencia y bioacumulación, entre otros; sin embargo el mayor problema generado es el constante ingreso de los metales traza a los ecosistemas por las múltiples actividades antropogénicas como la minería, la industria (plantas de

curtiduría, acero, producción de baterías, centrales térmicas, etc.) y las actividades agrícolas (fertilizantes y plaguicidas) (Kar *et al.*, 2008) (Naser, 2013).

Por efectos sobre la salud los metales pesados son conocidos mayormente por la toxicidad generada sobre los seres humanos (problemas inmunológicos, tumores generales, cánceres gástricos de pulmón y de hígado, disfunción renal, alteraciones musculares, reproductivas, así como disfunciones neurológicas y genéticas), no obstante estos pueden contribuir a la degradación de los ecosistemas marinos mediante la reducción de la diversidad de especies, así como la abundancia de los elementos por medio de la acumulación de metales en los organismos vivos a través de las cadenas alimentarias (Muhammad *et al.*, 2013) (Zhuang *et al.*, 2009) (Cui *et al.*, 2011)

El comportamiento de los metales en los cuerpos de agua está en función de la composición del suelo, los sedimentos en suspensión, condiciones hidroquímicas, así como el transporte, disolución, precipitación, adsorción y/o fenómenos de complejación, mismos que afectan la biodisponibilidad de estos. Por lo tanto, es de suma importancia evaluar las concentraciones y distribución de los metales pesados en los cuerpos de agua, evitando y reduciendo la lixiviación de contaminantes hacia los acuíferos, ya que la toxicidad de estos metales en el entorno, es críticamente dependiente de sus formas químicas (Islam *et al.*, 2015) (Ching & Chih, 2006) (Guiqun & Guangming, 2010).

Para la determinación de metales traza, todas las muestras fueron sometidas a digestión ácida empleando  $\text{HNO}_3:\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado (T.J. Baker), tomando alícuotas de 100 mL hasta completar la digestión (NMX-AA-051-SCFI-2001). En cuanto a elementos traza y con base al tipo de aguas residuales urbanas, las determinaciones realizadas fueron; Pb, Cd, Mn, Zn, Fe y Cu, por espectrofotometría de absorción atómica en llama con un Espectrofotómetro AA 3100 de PerkinElmer (Eaton *et al.*, 2005). Las condiciones instrumentales para el análisis son las sugeridas por el proveedor del equipo (Tabla 10).

Tabla 10. Condiciones instrumentales para el análisis de metales traza por EAA.

	Elemento analizado				
	Cd	Cu	Fe	Pb	Zn
<b>Longitud de Onda</b>	228.8	324.8	248.3	217	213.9
<b>Slit</b>	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7
<b>Llama</b>	Aire / Acetileno				
<b>Solución estándar 1</b>	1.5 ppm	4.0 ppm	5.0 ppm	1.0 ppm	1.0 ppm
<b>Solución estándar 2</b>	3.0 ppm	12.0 ppm	10.0 ppm	3.0 ppm	3.0 ppm
<b>Solución estándar 3</b>	6.0 ppm	24.0 ppm	15.0 ppm	6.0 ppm	6.0 ppm

Dicha metodología se fundamenta en la ruptura de enlaces químicos del analito hasta su estado fundamental atómico, mediante una fuente de calor o llama, en el cual la absorción (fotón ganado por radiación y/o excitación atómica) es detectada por un monocromador a una determinada longitud de onda (Figura 9). La elección del combustible y del oxidante se establece de acuerdo a la temperatura necesaria para atomizar los elementos, que generalmente se encuentra entre 1300 y 3400 °K (Skoog *et al.*, 1997; Harris, 2007).

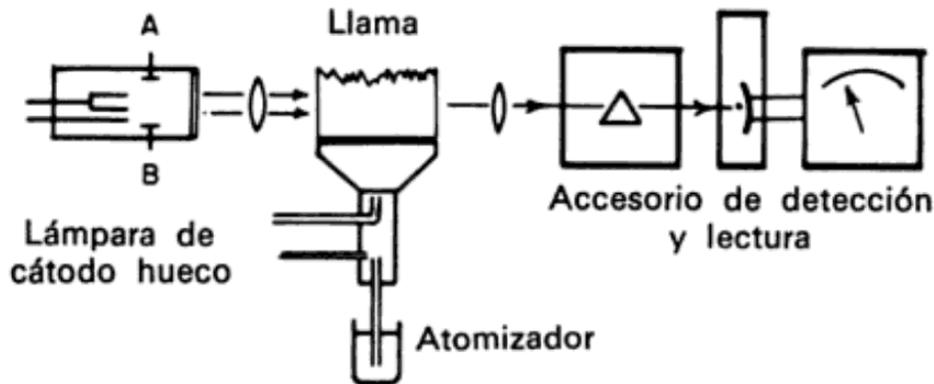


Figura 9. Componentes básicos de un espectrofotómetro de absorción atómica (Pickering, 1980).

## II.5 DETERMINACIÓN DE IONES MAYORES

Por iones mayores se consideraron los análisis de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$ , de los cuales  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  se realizaron por espectrofotometría de absorción atómica en llama empleando solución de lantano, mientras que  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$  por espectrofotometría de emisión atómica en llama, empleando cloruro de potasio y sodio como inhibidores de ionización (Chávez *et al.*, 2011). Todos los iones mayores fueron analizados en un Espectrofotómetro AA 3100 Perkin Elmer bajo las condiciones establecidas en la Tabla 11.

Tabla 11. Condiciones instrumentales para el análisis de iones mayores por E.A.A.

	Elemento analizado			
	Ca	Mg	Na	K
<b>Longitud de Onda</b>	422.7	285.2	589.0	766.5
<b>Slit</b>	0.7	0.7	0.2	0.4
<b>Llama</b>	Aire / Acetileno	Aire / Acetileno	Aire / Acetileno	Aire / Acetileno
<b>Solución estándar 1</b>	4.0 ppm	0.3 ppm	0.5 ppm	2.0 ppm
<b>Solución estándar 2</b>	12.0 ppm	0.9 ppm	1.0 ppm	4.0 ppm
<b>Solución estándar 3</b>	24.0 ppm	1.4 ppm	3.0 ppm	6.0 ppm

## II.6 ANÁLISIS DE CONTAMINANTES EMERGENTES

### II.6.1 EXTRACCIÓN DE CONTAMINANTES EMERGENTES

Todas las muestras fueron sometidas a un proceso de extracción v/v con variaciones de pH (neutro pH 7.0, ácido pH 4.0 y alcalino pH 10.0), empleando ácido clorhídrico 1N (Sigma-Aldrich), hidróxido de amonio 1.5N (Sigma-Aldrich) y cloroformo como solvente orgánico (T.J. Baker). Posteriormente fueron reconstituidas y eluidas mediante cartuchos de extracción en fase sólida (fase reversa) SPE C18 Ultra-Clean™ 200 mg Alltech. El volumen de extracción inicial fue de 500 mL y eluido a 6 ml con metanol (T.J. Baker); este último fue almacenado en frascos ámbar a temperaturas de -20°C hasta su análisis, generando un total 180 extracciones experimentales (Loos *et al.*, 2010; Moffat, 2011; Racamonde *et al.*, 2014).

La metodología empleada con solventes orgánicos v/v se fundamenta en las diferencias de solubilidad de los analitos cuando se someten a solventes polares y no polares, principalmente porque la mayoría de los compuestos farmacéuticos son diseñados con un coeficiente de reparto alto, mismo que es necesario para que el fármaco pueda ingresar a la célula. En cuanto al cambio de pH, esta variación mejora la solubilidad de los analitos y en consecuencia la extracción de los compuestos de interés (Dupont & Gokel, 1985; Delgado *et al.*, 2003; Calabuig & Villanueva, 2004).

Sin embargo el método de extracción en fase sólida (SPE) representa una técnica utilizada para mejorar el pre-tratamiento, purificación y concentración de los analitos, antes del ingreso al espectrometría de masas; dicha técnica tiene ventajas sobre el uso de disolventes orgánicos, la facilidad de automatización, y poco tiempo de extracción. No obstante la mejora de la técnica, se observa en la eliminación de compuestos potencialmente interferentes debido al polímero utilizado como adsorbente denominado C<sub>18</sub> (sílice de octadecilo) (Puig *et al.*, 2007).

La técnica se fundamenta en una partición de los solutos entre dos fases, similar a la extracción v/v, pero diferente ya que utiliza una fase sólida para retener los analitos. El enfoque básico consiste en pasar la muestra líquida a través de una columna, cartucho, tubo o disco que contiene el adsorbente. Posteriormente son eluidos y recuperados con un disolvente apropiado (Figura 10) (Camel, 2003; Erger & Schmidt, 2014; Fernández *et al.*, 2014).

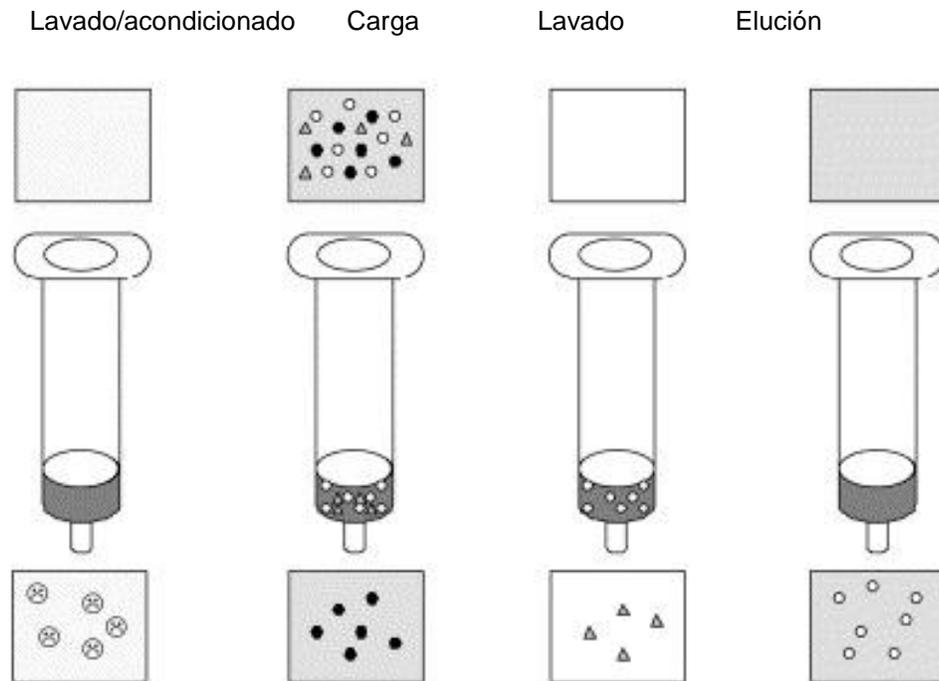


Figura 10. Pasos para extracción en fase sólida con cartuchos SPE (Camel, 2003).

## II.6.2 ANÁLISIS CUALITATIVO POR INMUNOENSAYO ENZIMÁTICO MULTIPLICADO EMIT

El inmunoensayo enzimático multiplicado (EMIT) es una técnica antígeno-anticuerpo ampliamente utilizada para determinaciones clínicas, deportivas y en mayor proporción para análisis forenses. Este último permite la detección de metabolitos provenientes por el consumo de drogas de abuso (cannabis, cocaína, anfetaminas y opiáceos) en una gran diversidad de matrices, desde orina, plasma y extractos de materiales de origen biológico (tejidos, sangre, etc.), aumentando así sus aplicaciones (Calabuig & Villanueva, 2004; Lu & Taylor, 2006; Behra *et al.*, 2005).

En este sentido la técnica se fundamenta en la interacción del antígeno y/o toxico marcado, en presencia de una enzima que catalice la reacción con el anticuerpo presente en el inmunoensayo. La reacción enzimática es catalizada por la competencia entre el analito de la muestra y el toxico marcado con la glucosa-6-fosfato deshidrogenasa recombinante (G6PDHr) para los sitios de unión del anticuerpo (Grönholm & Lillsunde, 2001). El conjugado no unido de la enzima, en presencia de la glucosa-6-fosfato (G6P) convierte el dinucleótido adenina nicotinamida oxidada (NAD) presente en el reactivo en NADH. Esta reacción genera un cambio en la densidad óptica, la cual es analizada espectrofotométricamente (absorbancia) a 340 nm para confirmar la presencia y/o concentración de la muestra problema (Figura 11) (Heungyeung *et al.*, 2012).

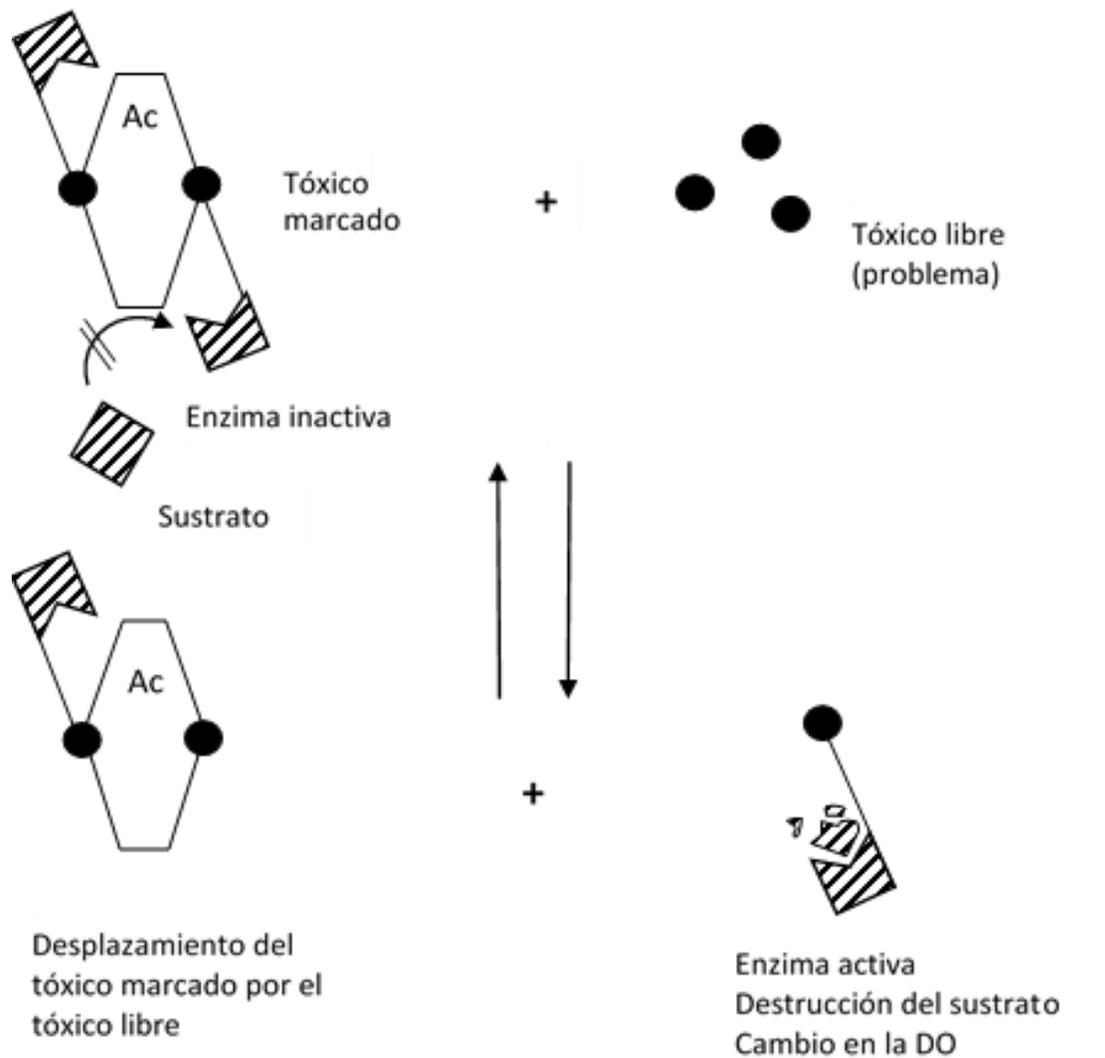


Figura 11. Mecanismo de reacción en EMIT (Calabuig & Villanueva, 2004).

En cuanto al análisis de las muestras, de los 180 extractos se seleccionaron aleatoriamente 30 para la determinación de metabolitos provenientes del consumo de drogas de abuso (Cocaína, Cannabinoides, Opiáceos, Anfetaminicos y Benzodiazepinas), los cuales fueron analizados por inmunoensayo enzimático homogéneo EMIT Viva-E, mediante un analizador automatizado Viva-E Syva Onboard, comercializado por Siemens Healthcare Diagnostics Inc.

Los estándares de referencia utilizados, fueron los recomendados por el fabricante SIEMENS Siva para las pruebas de análisis en orina (Benzoilecgonina, Lormetazepam, Metadona, d-Metanfetamina, Metacualona, Morfina, 11-nor- $\Delta$ 9-THC-9-COOH, Fenciclidina y Secobarbital). Para comprobar el correcto funcionamiento del sistema de análisis, fueron controladas las variables de temperatura tanto del refrigerante como de los reactivos entre 2-8°C.

## II.6.3 CARACTERIZACIÓN CUALITATIVA POR ESPECTROFOTOMETRÍA DE INFRARROJO FT-IR

La espectrofotometría de infrarrojo es una de las técnicas ópticas más utilizadas para el análisis de estructuras moleculares, así como de identificación química de compuestos desconocidos, debido principalmente a que el análisis no altera o destruye la muestra, siendo relativamente rápido (de 2-3 minutos). El análisis FT-IR tiene aplicaciones sobre la investigación, la industria, control de calidad, el medio ambiente, alimentos, materiales y forenses, entre otros. Este se fundamenta en las vibraciones moleculares y rotatorias que se generan al momento de absorber radiación electromagnética en el espectro infrarrojo, en el cual las moléculas experimentan un cambio en el momento dipolar, dando lugar a vibraciones de tensión, flexión y rotación de los grupos funcionales. En consecuencia, la región infrarroja se extiende desde el espectro visible hasta las microondas (750nm – 1000 $\mu$ m), dividiéndose en tres regiones específicas (Tabla 12) (Olsen, 1990; Skoog & West, 1985; Fieser, 1985).

Tabla 12. Subdivisiones del espectro infrarrojo.

Región	Intervalo de longitudes de onda $\mu$ m	Intervalo de números de onda $cm^{-1}$
Infrarrojo cercano	0.75-2.5	13,300-4,000
Infrarrojo intermedio	2.5-25	4,000-400
Infrarrojo lejano	25-1,000	400-10

No obstante de las tres regiones, el infrarrojo intermedio es la de mayor interés, ya que entre los 1300-652  $cm^{-1}$  se observan bandas de absorción correspondientes a las frecuencias fundamentales de vibración. Estas frecuencias, dependen de la masa relativa de los átomos enlazados, la constante de fuerza del enlace y la geometría de la molécula, dando lugar a un espectro y/o huella dactilar de las sustancias (Figura 12), frecuentemente utilizado en ciencias forenses para la identificación de drogas y tóxicos (Gómez *et al.*, 2009; Weininger & Stermitz, 1988).

La instrumentación empleada se basa en los mismos principios ópticos que los espectrofotómetros empleados en el ultravioleta y visible. Por otra parte, estos se clasifican en la forma de separación de frecuencias, dando lugar a infrarrojos dispersivos y de Transformadas de Fourier. Este último se ha utilizado con mayor frecuencia, destacando por disminuir el ruido analítico, mayor sensibilidad óptica y rapidez para obtener un espectro completo, introduciendo un interferómetro en lugar de un monocromador (Olsen, 1990; Moffat, 2011).

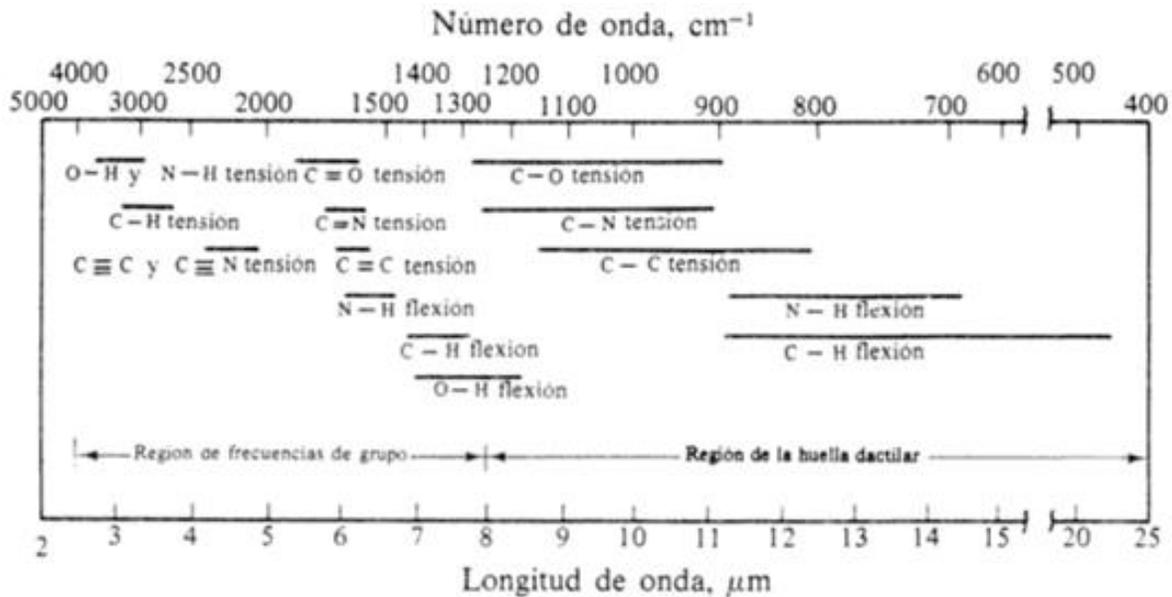


Figura 12. Correlaciones FT-IR de vibraciones de grupo y región de la huella dactilar (Olsen, 1990)

En cuanto a la caracterización vibracional en el espectro infrarrojo de las muestras, todos los extractos fueron analizados en un espectrofotómetro de infrarrojo FT-IR Perkin Elmer Spectrum modelo RX 1, con una celda de Selenio de Zinc. El intervalo de análisis fue de los 4000-652  $\text{cm}^{-1}$  (infrarrojo intermedio) ajustado a 100% de transmitancia (T). Todas las extracciones fueron reconstituidas con 200  $\mu\text{L}$  de cloroformo (T.J. Baker), analizadas y comparadas con la biblioteca FT-IR Perkin Elmer Spectrum (Moffat, 2011) (Garrigues *et al.*, 1993).

Con la finalidad de comprobar el correcto funcionamiento del equipo instrumental, fueron controladas las variables de temperatura 25-30°C y humedad relativa HR (25-35%). Dado que el tipo de análisis FT-IR es de carácter no destructivo, las muestras fueron reconstituidas, analizadas, recuperadas y almacenadas a -20°C, hasta el análisis por ESI-MS-TOF.

## II.6.4 CARACTERIZACIÓN Y CUANTIFICACIÓN POR ESI-MS-TOF

En cuanto al análisis de masas, se han desarrollado diversas metodologías con acoplamientos distintos, con la finalidad de mejorar el tiempo y preparación de las muestras para el análisis de trazas en matrices acuosas. Por ejemplo para la cromatografía líquida acoplada a la espectrometría de masas LC-MS, es necesario la preconcentración de los componentes (100-100,000) para mejorar su detección,

misma que se ve comprometida por el ruido analítico asociado con la matriz de la muestra. En contraste con la cromatografía líquida acoplada a la espectrometría de masas en tándem (LC-MS/MS), se utilizan múltiples dispositivos en serie (UHPLC, triple cuadrupolo, etc.) para eliminar el fondo químico, proporcionando mejores detecciones sin la necesidad de preconcentración de analitos. Estos métodos, sin embargo, tienen una capacidad limitada de cribado, dado que, para cada procedimiento en LC-MS/MS sólo se pueden analizar un pequeño grupo de compuestos preseleccionados, normalmente no más de 30 a la vez. En consecuencia, aunque la combinación de separación cromatográfica líquida con triple cuadrupolo MS/MS ofrece ventajas en términos de selectividad, es de uso limitado para la identificación de analitos que no son objetivo de estudio (Jassim & Wojciech, 2006).

La introducción de ionización por electrospray (ESI) acoplado a la espectrometría de masas con detector de tiempo de vuelo (ESI-MS-TOF) se ha ocupado de algunas de las necesidades tangibles en el análisis de agua. La característica experimental clave del método es la capacidad para la separación de iones antes del análisis por espectrometría de masas, reduciendo significativamente el fondo de interferencias en la matriz de la muestra líquida, así como la detección selectiva de iones positivo y negativo de los analitos traza, sin necesidad de preconcentración, derivatización y separación de líquidos (Jassim & Wojciech, 2006). La ionización por electrospray (ESI) proporciona un método potente debido a su alta resolución y caracterización de una amplia gama de compuestos polares. Las ventajas de detección incluyen la capacidad para determinar el peso molecular, así como la obtención de formación estructural. Por otra parte el detector de tiempo de vuelo (TOF-MS) puede proporcionar una excelente precisión de masa en un amplio rango dinámico y permitir mediciones del patrón isotópico, proporcionando información adicional importante para la determinación de la composición elemental (Iswaldi *et al.*, 2011; Teixeira *et al.*, 2014).

Por consiguiente, el sistema de detección de masas utilizado en el trabajo de investigación fue un tiempo de vuelo MicroOTOF QII Bruker Daltonics, con la fuente de ionización por electrospray ESI. Todas las muestras fueron analizadas en modo de ionización ESI-positivo, en un rango de pesos moleculares bajos entre 50-900 g/mol. Las muestras fueron reconstituidas en una solución de metanol-acetonitrilo 1:1 (FASE MOVIL B) y solución de ácido fórmico 0.1% (FASE MOVIL A). Los parámetros de masas elegidos fueron los siguientes: el voltaje de capilar se fijó a 2700 V, la fuente de iones se llevó hasta 180 °C, como nebulizador y gas de colisión se utilizó nitrógeno a 4.0 L/min y 40 psi, respectivamente (Strano *et al.*, 2011; Minghua *et al.*, 2011; Teixeira *et al.*, 2014). El ajuste de la curva que relaciona las áreas de los picos cromatográficos de analitos (método de patrón interno), se obtuvo en concentraciones crecientes con soluciones patrón de tetraciclina (Sigma-Aldrich), Benzoilecgonina, Lormetazepam, Metadona, d-Metanfetamina, Metacualona, Morfina, 11-nor- $\Delta^9$ -THC-9-COOH, Fenciclidina y

Secobarbital (SIEMENS Siva) en 1, 10, 15, 20 y 200 µg/l. En tanto que el acetonitrilo, agua, ácido fórmico, metanol, cloroformo se adquirieron por Sigma-Aldrich (Grado HPLC).

## **II.7 ANÁLISIS ESTADÍSTICOS**

Por análisis estadísticos se realizó estadística descriptiva correspondiente a la media, error típico, mediana, moda, desviación estándar, varianza, curtosis, coeficiente de asimetría, rango, mínimos, máximos y nivel de confianza (95.0%). Consecuentemente se realizaron análisis de varianza ANOVA para cada grupo en particular, curvas de ajuste, coeficientes de correlación y frecuencias, todo lo anterior mediante el programa de análisis de datos Excel, Office Professional Plus 2013 y comercializado por *Microsoft*.

CAPÍTULO

---

III

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### III.1 ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICOS CONVENCIONALES

La tabla 13 representa el resumen de resultados de los análisis fisicoquímicos convencionales correspondientes a los influentes y efluentes de la PTAR Atapaneo.

Tabla 13. Resultados de análisis Hidroquímicos de la PTAR Atapaneo.

Parámetro	Influente			Efluente			Valores de Referencia * (Ayers & Westcot, 1994)
	Máximos	Mínimos	Media	Máximos	Mínimos	Media	
pH	7.85	6.85	7.10	7.45	6.45	6.97	5 - 10 (NOM, 1996)
CE $\mu\text{S}/\text{cm}$	917.0	454.0	710.4	688.0	588.0	618.1	700 - 3000 leve o moderada *
STD ppm	910.0	227.0	372.0	345.0	294.0	309.13	< 200 (NOM, 1996)
$\text{CO}_3^-$ mEq	3.01	1.57	2.54	1.88	1.26	1.49	0 - 1 *
$\text{HCO}_3^-$ mEq	2.05	0.15	0.80	1.97	0.68	1.31	0 - 10 *
$\text{Cl}^-$ mEq	0.67	0.5	0.62	0.81	0.63	0.67	0 - 30 *
$\text{SO}_4^-$ mEq	1.52	0.66	0.94	1.46	1.12	1.279	0 - 20 *

De los cuales, en la determinación de pH, tanto en las muestras de influentes como en las de efluentes, no sufrieron cambios significativos debido al proceso de tratamiento de aguas residuales (Figura 13).

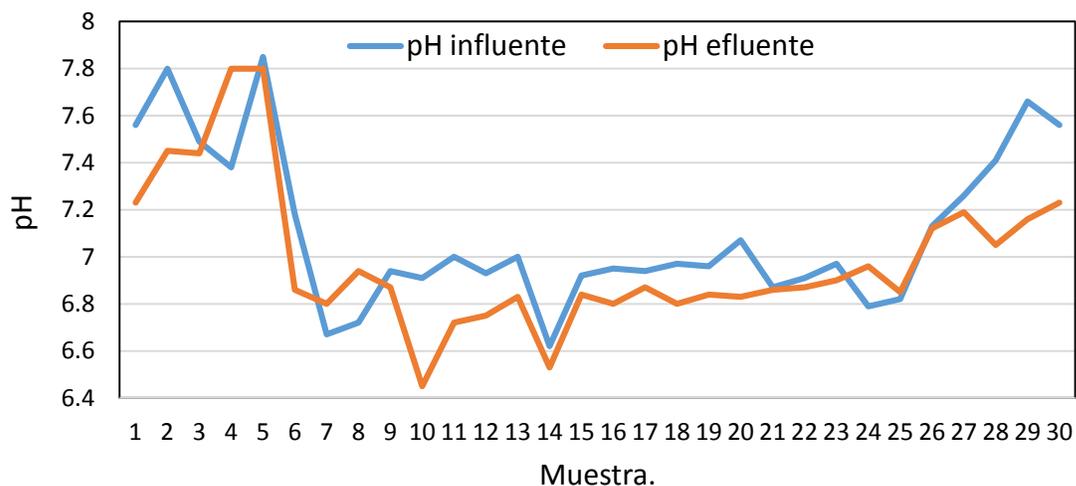


Figura 13. Variación del pH en los influentes y efluentes de la PTAR Atapaneo.

Con dichos valores, se puede argumentar que el pH de los influentes y efluentes de la PTAR Atapaneo, no es un parámetro limitante para que dichas aguas se puedan reutilizar en actividades agrícolas, aunque se deben considerar otros parámetros en su evaluación final. Sin embargo hay que considerar los máximos y mínimos expresados, ya que por contaminantes emergentes, estos expresan su forma activa dependiendo del pH del medio.

En cuanto a las determinaciones de CE y STD, estas influyeron significativamente en el proceso de depuración (Figuras 14 y 15), bajando considerablemente las concentraciones de hasta 600 ppm para los STD y 300  $\mu\text{S}/\text{cm}$  para la CE aproximadamente. No obstante con dichos valores, los efluentes de la PTAR no sobrepasan los límites máximos permisibles en la legislación actual, suponiendo un criterio que es necesario atenderse. En consecuencia el parámetro de STD indica el nivel de contaminación química por compuestos orgánicos e inorgánicos como sales, el cual guarda una estrecha relación con la CE que también se encuentra en concentraciones ligeramente salinas, sin embargo aunque el agua se encuentre moderadamente contaminada, esta puede ser útil para la agricultura ya que los valores de referencia se ajustan a los permitidos para agua de riego (Ayers & Westcot, 1994).

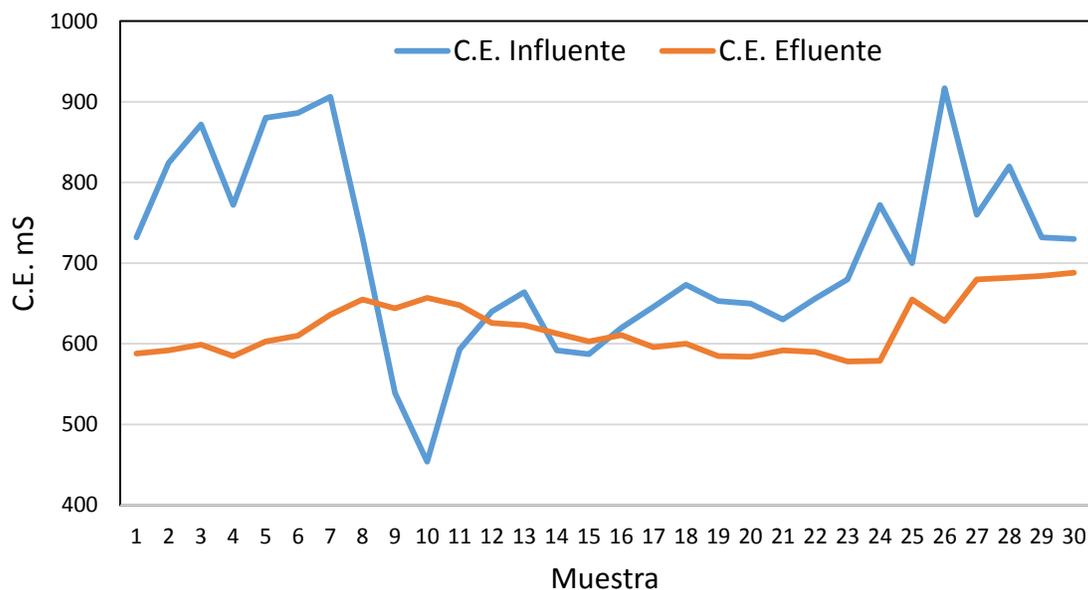


Figura 14. Variación de la CE en los cuerpos de agua de la PTAR Atapaneo.

Por otro lado, se ha observado que la CE como marcador de calidad, guarda una estrecha correlación con los contaminantes emergentes, el cual puede proporcionar información sobre el tipo y grado de contaminación en descargas de aguas residuales (Ribeiro de Sousa et al., 2014; Thompson et al., 2012). Sin embargo dicha información es muy generalizada, por lo que es necesario caracterizar cada contaminante en particular con metodologías alternativas.

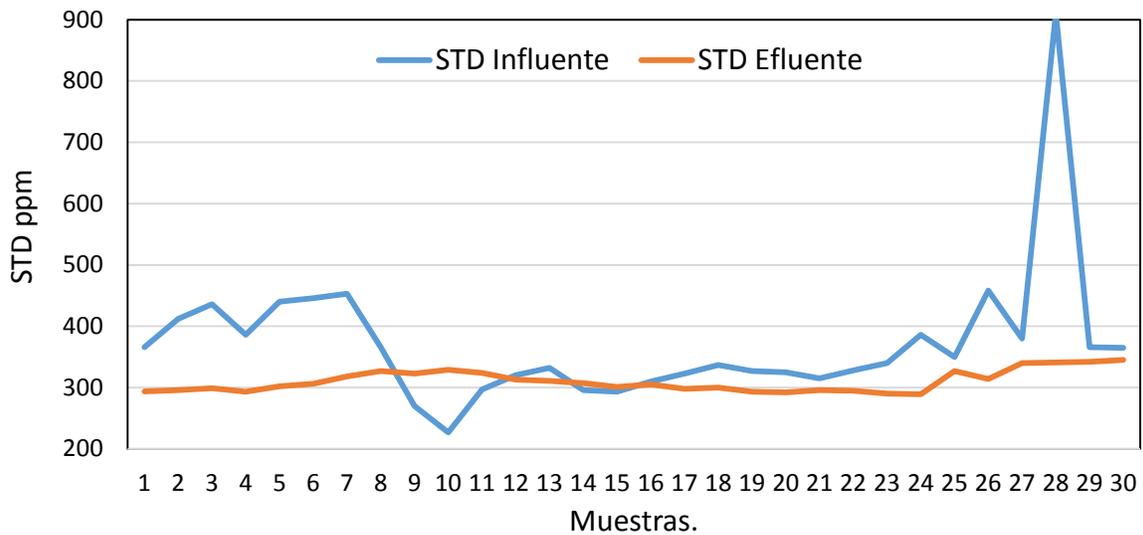


Figura 15. Variación del contenido de sólidos totales disueltos (STD) en el influente y efluente de la PTAR Atapaneo.

En cuanto a las determinaciones de carbonatos y bicarbonatos, ambas influyeron significativamente sobre los procesos de depuración, bajando considerablemente las concentraciones de hasta 0.96 mEq para los carbonatos. No obstante y considerando los valores obtenidos para los bicarbonatos, no se observa una tendencia sostenida sobre el proceso de tratamiento, en contraste con los valores obtenidos de los carbonatos (Figuras 16 y 17).

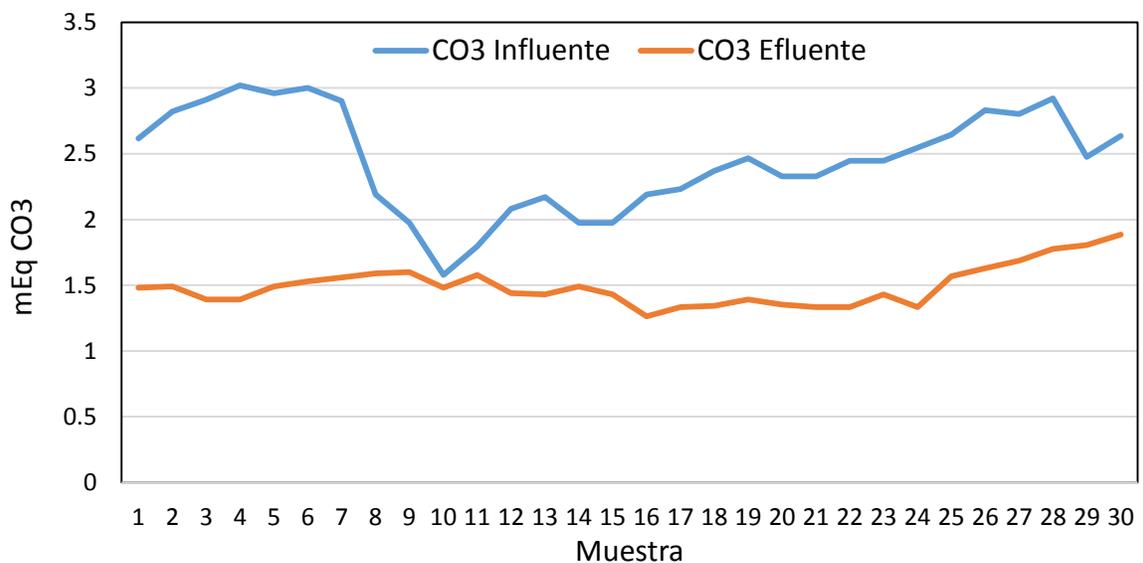


Figura 16. Variación del contenido de carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) en el influente y efluente de la PTAR Atapaneo.

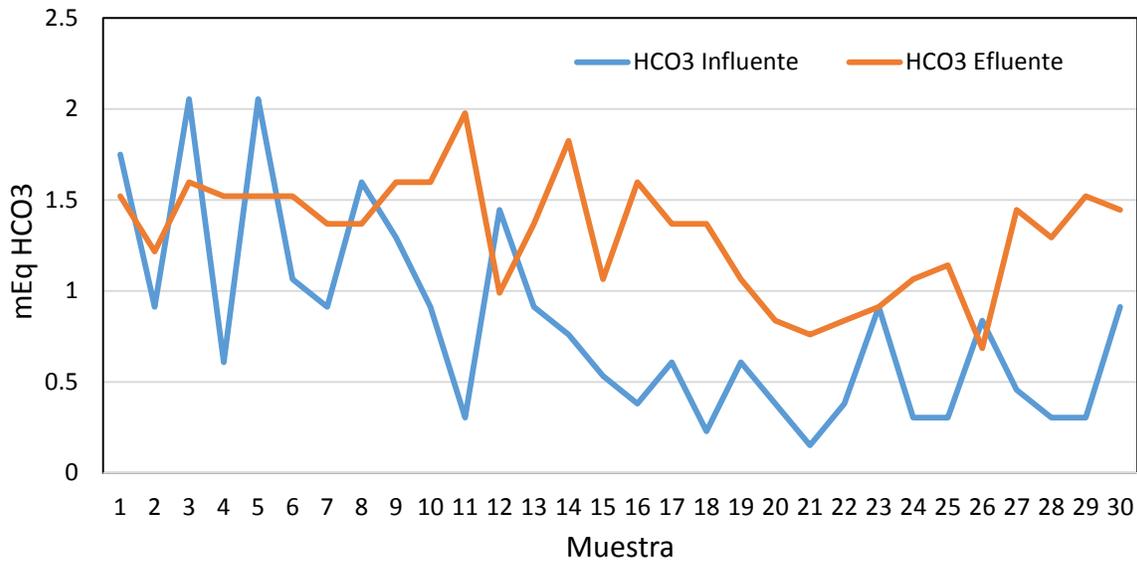


Figura 17. Variación del contenido de bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ) en el influente y efluente de la PTAR Atapaneo.

Con los valores obtenidos de carbonatos se puede argumentar que los efluentes de la PTAR se encuentran ligeramente carbonatados, sobrepasando los valores de referencia considerados para reutilizar estos flujos en la agricultura, en este sentido habría que considerar el suelo y tipo de cultivo para garantizar que los carbonatos, no influirán significativamente sobre los rendimientos obtenidos (Ayers y Westcot, 1994).

Finalmente para las determinaciones de sulfatos y cloruros se realizaron curvas de ajuste para validar el método (Figuras 18 y 20), ambas presentaron resultados estadísticamente significativos, aunque en los resultados de las mismas, no se observa claramente alguna tendencia específica ante los procesos de depuración de la PTAR, estableciendo que para los sulfatos no ejerce efecto alguno sobre la depuración (Figuras 19 y 21).

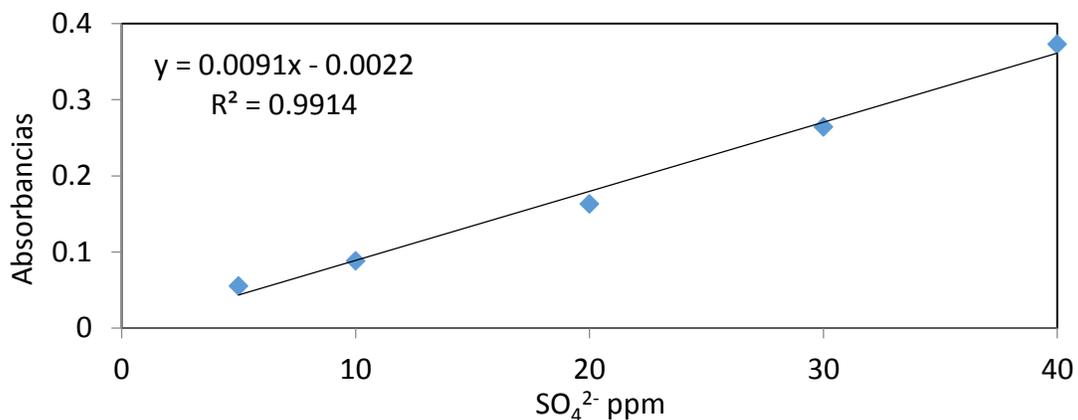


Figura 18. Curva tipo para determinación de sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ).

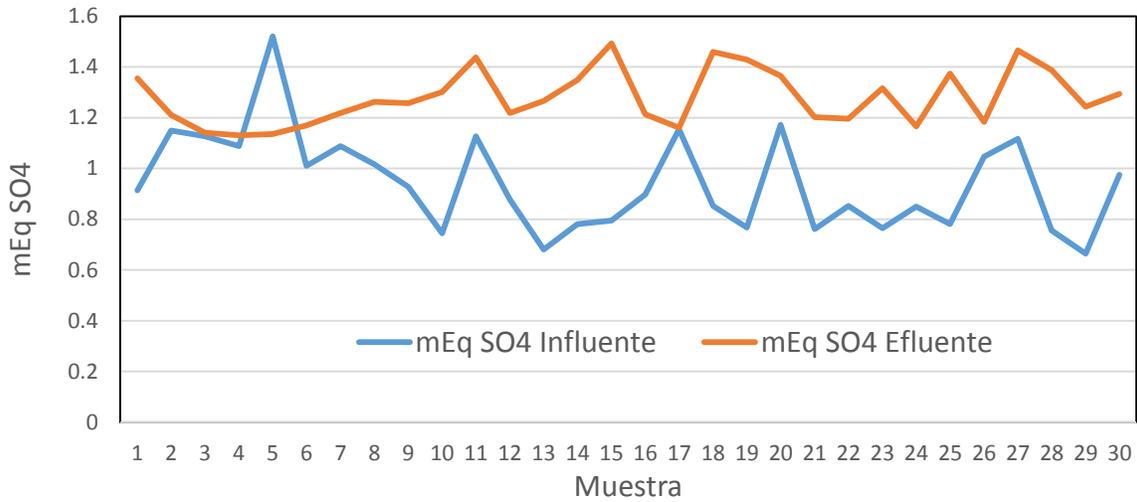


Figura 19. Concentración de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> en el influente y efluente de la PTAR Atapaneo.

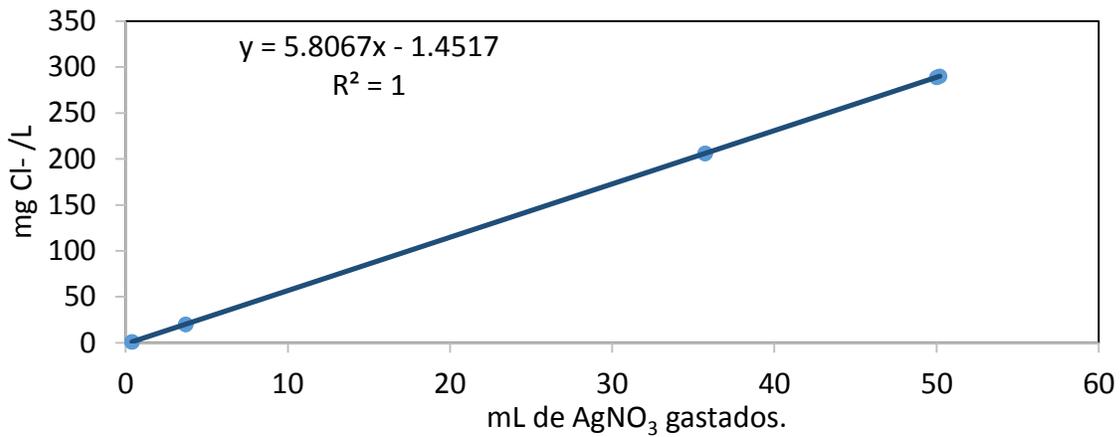


Figura 20. Curva tipo para determinación de cloruros (iones Cl<sup>-</sup>).

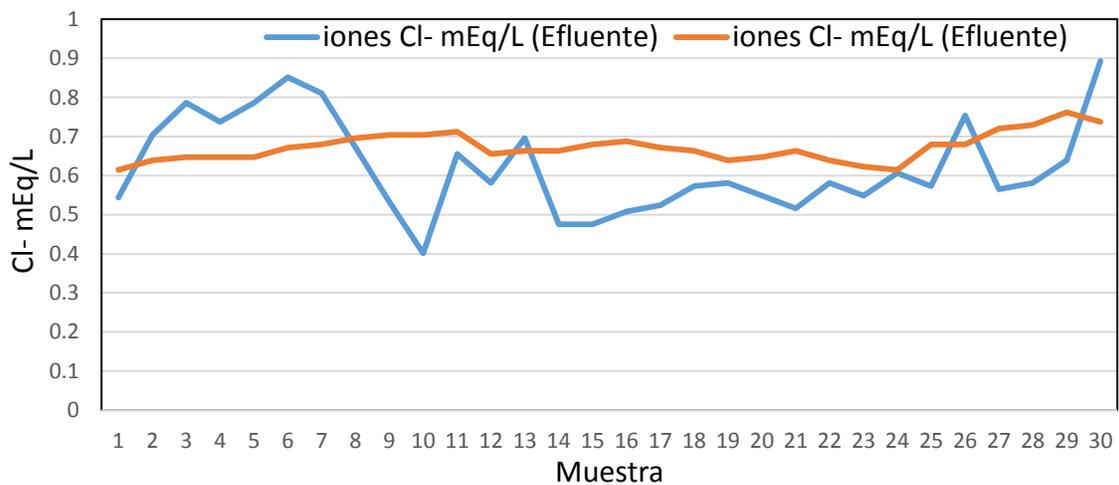


Figura 21. Concentración de Cl<sup>-</sup> en el influente y efluente de la PTAR Atapaneo.

En cuanto a la disposición de los cuerpos de agua, referente a los cloruros y sulfatos, sus valores no representan problema alguno al ser reutilizados en actividades agrícolas, incluso sin ser sometidos a un proceso de tratamiento de aguas residuales (Ayers & Westcot, 1994).

### III.2 DETERMINACIÓN DE METALES TRAZA

Por elementos traza únicamente se detectó la presencia de Fe y Cu (Tabla 14 y Figura 22). En promedio se detectó una concentración de 9.72 y 0.47 ppm de Fe en el influente y efluente, respectivamente; para el Cu la concentración media en el influente y efluente fue de 0.80 y 0.001. Por otro lado, las concentraciones de todos los elementos analizados (Fe, Cu, Pb, Cd, Mn y Zn) en las muestras de los efluentes, estuvieron por debajo del límite máximo permisible, cubriendo los estándares de calidad en la legislación vigente (NOM-001-ECOL-1996).

Tabla 14. Resultados de análisis de metales traza de la PTAR Atapaneo.

Parámetro	Influente	Efluente	Valores de Referencia * (NOM-001-SEMARNAT, 1996) ** (Ayers & Westcot, 1994).
Fe ppm	9.72	0.47	< 5.0 **
Cu ppm	0.80	0.001	< 6.0*
Pb ppm	ND†	ND	< 1.0 *
Cd ppm	ND	ND	< 0.4 *
Mn ppm	ND	ND	< 0.20 **
Zn ppm	ND	ND	< 20.0 *

†ND, no detectado.

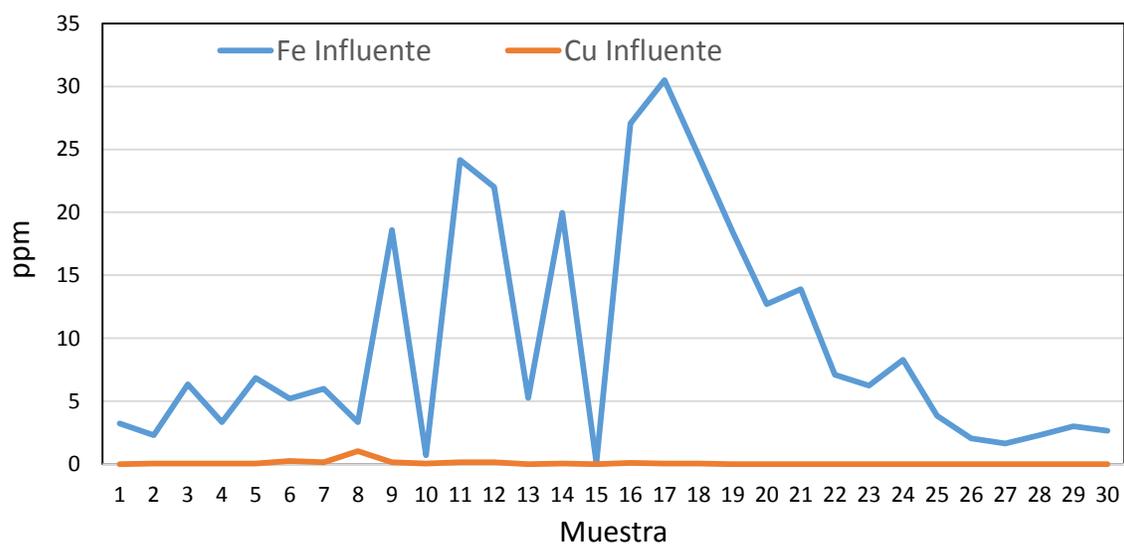


Figura 22. Concentración de Fe y Cu en los influentes de la PTAR Atapaneo.

Así mismo se puede determinar que la PTAR de Morelia / Atapaneo depura considerablemente al Fe y Cu de las aguas residuales, sin embargo al no estar presentes en las aguas, estos se estarán acumulando en los lodos residuales. En consecuencia, el uso, manejo y caracterización de estos lodos es, por tanto, de importancia para evitar o reducir la lixiviación de contaminantes hacia los acuíferos, ya que la toxicidad de metales traza en el entorno, es críticamente dependiente de sus formas químicas (Ching & Chih, 2006; Guiqun & Guangming, 2010).

Finalmente se puede determinar que los influentes y efluentes de la PTAR Atapaneo, no representan un problema por metales traza (Fe, Cu, Pb, Cd, Mn y Zn) al ser vertidos en los ecosistemas acuáticos, mismos que pueden ser reutilizados en actividades agrícolas, acuícolas o industriales sin ningún problema.

### III.3 DETERMINACIÓN DE IONES MAYORES

Los resultados de iones mayores (Tabla 15, Figuras 23 y 24), muestran valores aceptables para ser reutilizadas las aguas residuales, incluso sin someterlos a un proceso de tratamiento, dado que la tecnología de la PTAR Atapaneo no altera las concentraciones de estos elementos significativamente. En este sentido, se puede determinar que las aguas residuales no presentaran problemas al ser utilizadas en el riego agrícola, modificando los rendimientos de los cultivos o alterando la química de los suelos (Ayers & Westcot, 1994).

Tabla 15. Análisis de iones mayores.

PARÁMETRO	Influente			Efluente			Valores de Referencia *(Ayers & Westcot, 1994)
	Mínimos	Máximos	Media	Mínimos	Máximos	Media	
Ca mE/L	1.07	1.55	1.36	1.27	1.47	1.37	0-20*
Mg mE/L	0.24	0.62	0.4	0.37	0.62	0.41	0-5*
Na mE/L	0.87	1.99	1.56	1.49	2.24	1.78	0-40*
K mE/L	0.26	0.42	0.33	0.3	0.34	0.32	0-2*

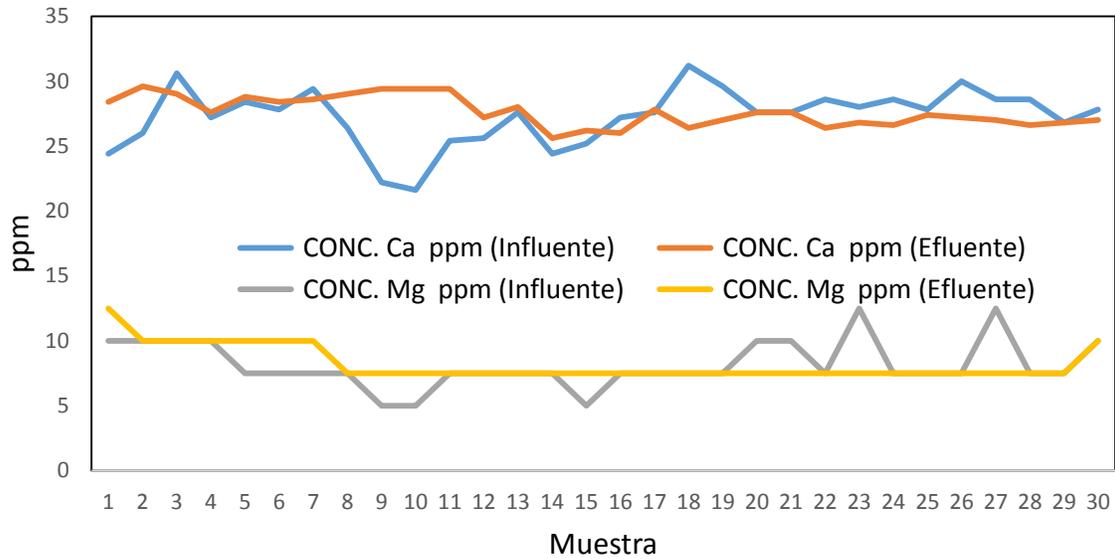


Figura 23. Concentración de Ca y Mg en las aguas de la PTAR Atapaneo.

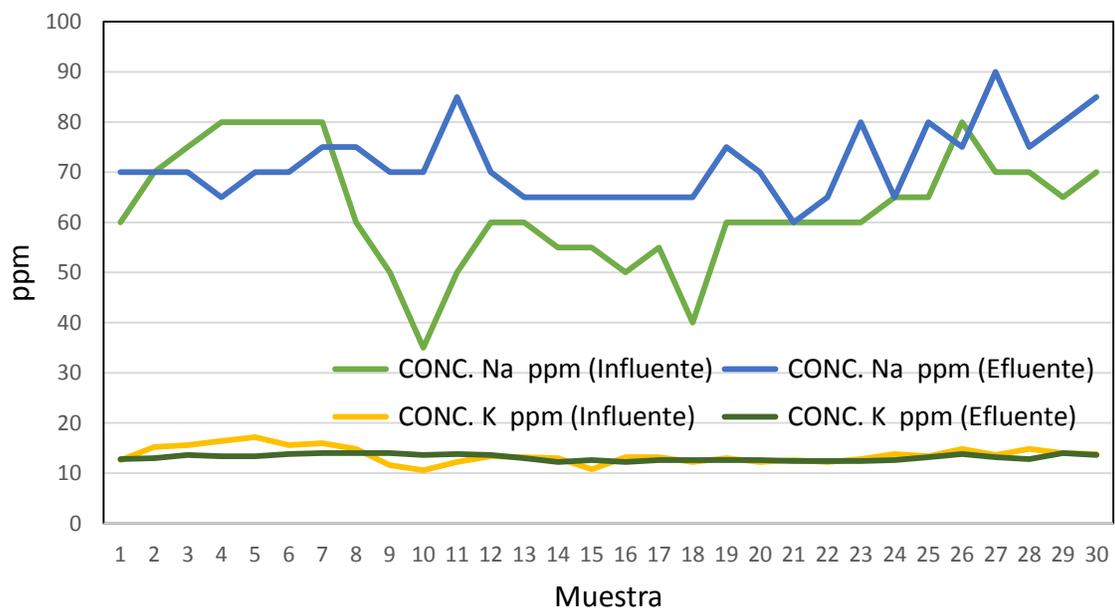


Figura 24. Concentración de Na y K en las aguas de la PTAR Atapaneo.

### III.4. ANÁLISIS DE CONTAMINANTES EMERGENTES

#### III.4.1 ANÁLISIS CUALITATIVO POR INMUNOENSAYO ENZIMÁTICO MULTIPLICADO EMIT

En cuanto al análisis cualitativo mediante inmuno ensayo enzimático multiplicado EMIT Viva-E, se detectó la presencia de metabolitos pertenecientes a los cinco grupos de sustancias consideradas como drogas de abuso (cannabinoides, cocaína, opiáceas, anfetamínicos, y benzodiacepinas), con valores superiores al punto de corte (Tabla 16). La reacción positiva del ensayo hace referencia a la presencia de las drogas y sus metabolitos de manera cualitativa en las aguas residuales y tratadas, comprobando la incapacidad de la PTAR para depurar estos compuestos de los cuerpos de agua.

Tabla 16. Resultados generales por EMIT Viva-E.

Grupo analizado	Punto de corte para positivos (ng/ml)	Frecuencias de detección %**		
		Extracciones a pH 4.0	Extracciones a pH 7.0	Extracciones a pH 10.0
Cocaína	300	ND	30	40
Cannabinoides	50	70	20	ND
Opiáceos	300	ND	10	30
Anfetamínicos	300	ND	20	50
Benzodiacepinas	200	40	10	ND

\*\* El 100% de la frecuencia de detección para cada pH corresponde a 10 muestras, generando un total de 30 muestras analizadas por grupo.

Por otro lado, dicha metodología demuestra la posibilidad de ser empleado en el monitoreo de los contaminantes emergentes del grupo de drogas de abuso, mediante un análisis sustentable, ya que es bastante económico, rápido, ecológico y eficiente a diferencia de los métodos instrumentales por GC-MS y LC-MS, que requieren una gran variedad de solventes y gases, así como equipos altamente costosos que encarecen la implementación de dichos métodos.

### III.4.2 CARACTERIZACIÓN CUALITATIVA POR ESPECTROFOTOMETRÍA DE INFRARROJO FT-IR

Por características vibracionales en el espectro infrarrojo de los influentes y efluentes, se identificaron espectros característicos a clonazepam, paracetamol, cefadroxilo, cis-androsterona, clorhidrato de maprotilina, cefaclor, lidocaína, morfina y levotiroxina (Tabla 17). Cabe mencionar que el análisis de compuestos mediante FT-IR tiene una resolución en el orden de los  $\mu\text{g}$ , en este sentido muchos de los compuestos teóricamente depurados pueden estar presentes en los efluentes en concentraciones relativamente bajas y pasar desapercibidos ante éste análisis.

Tabla 17. Correlación de espectros FT-IR.

Compuestos	Picos analizados cm <sup>-1</sup>	Picos de referencia cm <sup>-1</sup> ** (Moffat, 2011)		
Clonazepam	3928.00 99.62 3862.00 99.47 3798.00 99.51 3766.00 99.64 3744.00 98.37	1685, 1610, 1578, 1532, 1255, 748 **.		
	3710.00 99.59 3656.00 98.74 3550.00 99.59 3474.00 100.78 3418.00 99.97			
	3336.00 98.76 3294.00 95.86 3088.00 88.01 2920.00 27.64 2852.00 45.29			
	2542.00 92.82 2484.00 93.35 2358.00 93.00 2046.00 93.94 1702.00 40.21			
	<b>1614.00 66.53 1576.00 70.41 1534.00 61.85</b> 1466.00 61.64 1436.00 70.78			
	1338.00 41.86 <b>1256.00 70.30</b> 1236.00 69.28 1166.00 64.70 1098.00 54.63			
	1060.00 59.98 954.00 80.16 912.00 79.68 888.00 81.56 844.00 77.52			
	772.00 66.77 <b>748.00 69.71</b> 726.00 75.52 694.00 83.44 672.00 84.06			
Paracetamol	2955.0 60.39 2920.00 16.86 2850.00 40.00 1740.00 95.69 1710.00 87.84	**1657, 1612, 1565, 1506, 1263, 1227 **.		
	<b>1660.00 87.06 1563.00 86.27 1505.00 70.98</b> 1465.00 73.33 1375.00 92.55			
	<b>1265.00 88.63 1227.00 85.10</b> 770.00 79.61			
Cefadroxilo	3985.00 70.59 3965.00 75.69 3945.00 66.27 3930.00 69.02 3900.00 74.12	3505, 3273, 1758, 1686, 1650, 1517, 1399 (Mrozek, 2004).		
	3890.00 72.16 3865.00 71.76 3855.00 70.20 3835.00 72.94 3820.00 67.06			
	3805.00 75.69 3790.00 69.80 3760.00 75.29 3730.00 68.24 3710.00 69.02			
	3700.00 74.12 3675.00 72.55 3650.00 71.76 3630.00 69.41 3610.00 70.20			
	3590.00 77.65 3565.00 74.12 3555.00 77.65 3540.00 78.82 3530.00 76.08			
	3515.00 79.22 <b>3505.00 81.18</b> 3490.00 77.25 3475.00 84.31 3465.00 79.61			
	3455.00 78.43 3435.00 81.96 3420.00 79.22 3405.00 79.22 3380.00 81.57			
	3345.00 85.10 3330.00 87.84 3310.00 87.45 <b>3275.00 87.06</b> 3260.00 86.27			
	3240.00 86.27 3230.00 85.10 3210.00 87.06 3195.00 83.92 3175.00 85.10			
	3135.00 83.92 3125.00 85.49 3115.00 85.49 3105.00 83.14 3095.00 82.75			
	3050.00 80.39 2955.00 19.22 2920.00 3.14 2855.00 11.76 2690.00 86.67			
	2615.00 85.10 2585.00 84.71 2360.00 61.18 2340.00 64.31 1870.00 63.92			
	1845.00 62.75 1830.00 62.35 1810.00 62.75 1770.00 59.61 <b>1755.00 49.80</b>			
	1715.00 43.53 <b>1685.00 52.94</b> 1670.00 54.90 <b>1655.00 53.33</b> 1635.00 53.73			
	1625.00 55.69 1615.00 55.69 1570.00 54.90 1560.00 51.37 1540.00 51.76			
	<b>1520.00 54.12</b> 1505.00 53.33 1490.00 52.16 1465.00 25.10 <b>1400.00 50.59</b>			
	1375.00 43.92 1340.00 53.73 1285.00 50.98 1215.00 54.51 1115.00 50.20			
	950.00 63.53 890.00 65.10 755.00 54.51 720.00 59.61 670.00 70.98			
	Cis-androsterona		3860.00 86.27 3450.00 33.33 2930.00 14.12 2860.00 36.08 <b>1728.00 19.61</b>	1724, 1282, 1242, 1062 1031, 1000 **.
			1635.00 76.86 1470.00 73.73 1450.00 59.22 1405.00 74.12 1370.00 71.37	
			1335.00 81.57 <b>1282.00 78.43 1245.00 72.16</b> 1225.00 83.92 1200.00 81.96	
			1170.00 75.29 1145.00 89.80 1120.00 75.29 1085.00 84.71 <b>1062.00 64.71</b>	
			<b>1031.00 61.57</b> 1015.00 70.98 <b>1000.00 45.88</b> 975.00 87.45 965.00 85.10	
940.00 91.37 925.00 90.59 905.00 88.63 895.00 92.94 885.00 93.73				
850.00 92.94 830.00 86.27 795.00 93.73 705.00 87.45 600.00 76.08				
585.00 73.73 535.00 75.29 415.00 79.61 390.00 80.39				
Clorhidrato de maprotilina	3315.00 87.45 3065.00 77.65 3040.00 78.04 3020.00 76.08 2925.00 34.90	1592, 1308, 1140, 1032, 935, 759 **.		
	2865.00 50.98 2855.00 50.98 2790.00 72.94 1905.00 92.94 1740.00 75.29			
	1620.00 79.22 <b>15592.00 76.47</b> 1455.00 36.86 1380.00 65.10 <b>1310.00 67.0</b>			
	1260.00 72.94 1215.00 74.90 1195.00 76.08 <b>1140.00 49.41</b> 1115.00 56.47			
	1080.00 58.43 1050.00 58.43 <b>1035.00 58.04 935.00 79.61</b> 875.00 82.35			
	810.00 79.61 <b>757.00 17.65</b> 660.00 80.39			
Cefaclor	3985.00 67.06 3965.00 78.43 3945.00 62.35 3930.00 69.41 3915.00 72.94	1775, 1693, 1600, 1560, 1500, 1365 **.		
	3900.00 73.33 3890.00 74.51 3880.00 73.73 3865.00 71.37 3855.00 63.92			
	3820.00 63.92 3805.00 69.80 3790.00 71.37 3760.00 72.16 3750.00 69.41			
	3735.00 67.45 3710.00 65.10 3675.00 67.45 3655.00 72.16 3630.00 62.75			
	3610.00 67.45 3585.00 74.12 3565.00 72.16 3555.00 70.59 3530.00 70.98			
	3515.00 74.90 3505.00 76.08 3490.00 72.94 3465.00 76.08 3455.00 74.12			
	3435.00 80.78 3420.00 75.69 3405.00 74.90 3375.00 76.47 3355.00 81.57			
	3335.00 83.92 3310.00 82.75 3275.00 84.71 3260.00 83.14 3245.00 81.57			
	3210.00 86.27 3195.00 83.53 3175.00 83.14 3155.00 85.49 3135.00 83.92			
	3125.00 85.88 3105.00 83.53 3095.00 82.75 3060.00 78.82 3010.00 69.02			
	2955.00 18.04 2925.00 3.14 2855.00 14.51 2780.00 94.51 2735.00 90.98			
	2720.00 90.59 2690.00 87.84 2660.00 87.06 2640.00 87.45 2615.00 85.88			
	2580.00 85.49 2360.00 73.73 2340.00 73.73 1910.00 64.31 1890.00 63.53			
	1870.00 61.96 1845.00 60.78 1830.00 60.78 1810.00 61.57 1790.00 60.39			
	<b>1775.00 57.65</b> 1735.00 47.84 1715.00 46.27 1700.00 46.67 <b>1695.00 47.84</b>			
	1670.00 49.41 1655.00 47.45 1635.00 48.24 1625.00 51.37 <b>1600.00 52.16</b>			

	1575.00 53.73	<b>1560.00 48.24</b>	1540.00 48.24	1520.00 50.98	<b>1505.00 50.59</b>	
	1490.00 50.20	1465.00 27.45	1420.00 50.59	1395.00 52.55	<b>1365.00 45.10</b>	
	1340.00 53.33	1285.00 52.94	1260.00 50.59	1215.00 28.24	1100.00 47.06	
	890.00 72.16	750.00 11.76	670.00 57.25			
<b>Lidocaína</b>	3956.00 104.5	3734.00 104.19	3648.00 102.5	3500.00 94.09	3420.00 91.98	1662, 1495, 1290, 1204, 1086, 762 **.
	3278.00 67.30	2970.00 46.71	2928.00 55.26	2824.00 71.15	2616.00 93.64	
	2372.00 96.03	2268.00 97.52	2118.00 97.83	1936.00 97.41	<b>1664.00 16.19</b>	
	1594.00 53.45	1550.00 48.96	<b>1494.00 13.89</b>	1376.00 40.12	<b>1290.00 55.06</b>	
	1258.00 53.61	1236.00 53.49	<b>1204.00 53.37</b>	1162.00 67.97	1118.00 75.44	
	<b>1090.00 65.94</b>	1070.00 67.46	1032.00 71.94	978.00 75.88	918.00 84.67	
	834.00 75.88	<b>766.00 51.46</b>	706.00 67.16	668.00 69.45		
<b>Levotiroxina</b>	3980.00 80.00	3965.00 85.88	3945.00 74.90	3930.00 78.82	3915.00 80.00	1628, 1585, 1308, 1240, 1185, 1148 **.
	3900.00 80.00	3880.00 80.39	3865.00 78.82	3855.00 75.69	3820.00 74.51	
	3805.00 82.35	3790.00 80.39	3750.00 80.78	3730.00 77.25	3710.00 76.08	
	3700.00 81.57	3690.00 83.53	3675.00 76.86	3650.00 80.00	3630.00 75.29	
	3610.00 78.04	3600.00 81.18	3585.00 84.31	3565.00 81.18	3555.00 82.75	
	3530.00 81.96	3515.00 84.31	3505.00 86.67	3490.00 83.92	3465.00 85.88	
	3455.00 83.14	3420.00 84.71	3405.00 83.92	3380.00 85.49	3350.00 87.45	
	3335.00 91.37	3305.00 91.76	3275.00 90.59	3260.00 90.98	3230.00 90.98	
	3210.00 93.33	3195.00 90.20	3175.00 92.16	3155.00 92.55	3145.00 94.90	
	3135.00 91.76	3125.00 92.94	3115.00 92.94	3095.00 90.59	3060.00 87.45	
	2955.00 19.22	2920.00 3.14	2850.00 11.76	2725.00 95.69	2645.00 93.73	
	2570.00 92.94	2360.00 75.29	2340.00 77.65	1890.00 75.29	1870.00 74.12	
	1845.00 72.94	1830.00 72.94	1810.00 73.73	1790.00 72.16	1770.00 69.80	
	1735.00 60.00	1700.00 63.14	1685.00 63.53	1670.00 65.10	1655.00 63.14	
	<b>1627.00 62.75</b>	1615.00 64.31	<b>1585.00 65.49</b>	1560.00 60.39	1540.00 60.39	
	1520.00 63.53	1505.00 62.35	1490.00 61.18	1465.00 28.24	1420.00 61.57	
	1395.00 62.75	1375.00 49.80	<b>1308.00 63.14</b>	<b>1245.00 61.18</b>	<b>1185.00 58.43</b>	
	<b>1145.00 55.69</b>	965.00 73.73	890.00 74.51	755.00 49.02	720.00 64.71	
	670.00 77.65					
<b>Morfina</b>	3456.00 80.10	3030.00 79.66	2924.00 57.33	2852.00 70.47	2802.00 77.34	1243, 1118, 1086, 945, 833, 805 **.
	2360.00 92.55	2136.00 93.35	1742.00 6.18	1682.00 71.70	1620.00 60.58	
	1492.00 49.52	1478.00 59.65	1450.00 28.62	1370.00 17.80	<b>1248.00 2.67</b>	
	1196.00 10.99	1172.00 25.20	1154.00 27.31	<b>1114.00 48.11</b>	<b>1088.00 38.76</b>	
	1052.00 16.10	1036.00 11.72	1016.00 29.47	984.00 55.21	<b>945.00 55.81</b>	
	910.00 48.82	888.00 56.38	<b>834.00 63.49</b>	<b>804.00 69.56</b>	786.00 63.49	
	758.00 43.21	682.00 67.72	664.00 67.13			
<b>Ampicilina</b>	<b>3440.00 25.88</b>	3035.00 36.86	<b>2968.00 34.90</b>	<b>2970.00 34.90</b>	<b>2745.00 47.06</b>	3501, 3440, 3208, 2970, 2873, 2742, 2652, 1769, 1686, 1621, 1604, 1572, 1492, 1457, 1373, 1334, 1307, 1261, 1218, 1171, 1154, 1116, 1077, 1019, 990, 931, 875, 847, 805, 763, 720, 696, 644 (Baraldi, et al., 2014).
	<b>2650.00 50.59</b>	2345.00 74.51	2245.00 75.29	2085.00 72.16	1955.00 84.31	
	1890.00 82.35	<b>1771.00 35.29</b>	<b>1686.00 36.47</b>	<b>1625.00 39.22</b>	<b>1605.00 38.04</b>	
	<b>1572.00 40.39</b>	<b>1492.00 37.65</b>	<b>1455.00 49.02</b>	<b>1379.00 44.71</b>	1370.00 42.35	
	<b>1334.00 49.02</b>	<b>1307.00 43.53</b>	<b>1260.00 49.02</b>	<b>1215.00 57.65</b>	1195.00 64.31	
	1165.00 53.33	<b>1155.00 54.12</b>	<b>1115.00 52.55</b>	<b>1075.00 53.73</b>	1050.00 60.39	
	<b>1020.00 59.61</b>	<b>990.00 67.84</b>	950.00 84.31	<b>930.00 77.65</b>	<b>875.00 81.18</b>	
	<b>845.00 80.39</b>	<b>805.00 75.69</b>	785.00 75.29	<b>760.00 73.33</b>	735.00 67.06	
	<b>720.00 64.31</b>	<b>695.00 62.35</b>	<b>645.00 68.63</b>	585.00 65.49		
<b>Bromfeniramina</b>	3865.00 95.69	3810.00 95.29	3715.00 95.29	3575.00 71.76	3425.00 55.69	1585, 1565, 1067, 1040, 1003, 750 **.
	3170.00 72.94	3140.00 73.73	3070.00 73.33	3000.00 70.98	2880.00 14.90	
	2815.00 33.73	2695.00 71.37	2605.00 87.45	2370.00 94.12	2350.00 94.12	
	2330.00 93.33	2300.00 92.94	2235.00 92.55	1965.00 90.59	1890.00 93.73	
	1795.00 96.47	1715.00 81.57	1695.00 82.75	1675.00 78.43	1640.00 79.22	
	1630.00 77.25	<b>1585.00 50.98</b>	<b>1565.00 68.63</b>	1510.00 85.88	1480.00 44.31	
	1465.00 27.06	1430.00 47.45	1405.00 58.04	1380.00 58.43	1355.00 43.53	
	1340.00 45.10	1280.00 25.88	1235.00 53.33	1145.00 14.51	1110.00 3.53	
	<b>1060.00 25.88</b>	<b>1040.00 44.71</b>	<b>1005.00 65.88</b>	945.00 43.14	840.00 26.67	
	780.00 67.45	<b>750.00 59.22</b>	715.00 79.22	655.00 92.94	625.00 90.98	
	615.00 90.20	595.00 89.02	570.00 78.04	540.00 79.61	490.00 84.31	
	400.00 90.20					

En dicha metodología se analizaron 180 extracciones experimentales, de los cuales se consideraron como caracterización positiva, a todos aquellos en los que la correlación con la biblioteca de espectros FT-IR Perkin Elmer Spectrum y bibliotecas (Moffat, 2011), fuese mayor al 90% en el rango del infrarrojo intermedio denominado región de las huellas dactilares, expresando la correlación y frecuencia en las Tabla 18.

Tabla 18. Frecuencias de detección en espectros FT-IR.

Compuesto analizado	Frecuencias totales %	Frecuencias de detección a diferente pH %		
		pH 4.0	pH 7.0	pH 10.0
Clonazepam	15	ND	4	11
Paracetamol	42	10	30	2
Cefadroxilo	50	20	30	ND
Cis-androsterona	57	40	10	7
Clorhidrato de maprotilina	40	28	12	ND
Cefaclor	60	25	30	5
Lidocaína	40	ND	10	30
Levotiroxina	28	26	2	ND
Morfina	15	ND	7	8
Ampicilina	45	7	30	8
Bromfeniramina	30	ND	15	15

\*\* El 100% de la frecuencia de detección total es de 180 muestras, de las cuales 60 muestras corresponden a cada agrupación por pH.

Cabe mencionar que el acoplamiento entre el inmunoensayo enzimático multiplicado EMIT Viva-E con la espectrofotometría de infrarrojo FT-IR, expresa un panorama más amplio de los contaminantes introducidos en las aguas residuales. Este acoplamiento resulta ser más sostenible para el monitoreo de los contaminantes emergentes de manera cualitativa, generando costos relativamente bajos, en contraste con la espectrometría de masas, no obstante habría que considerar una metodología específica para cuantificar dichos compuestos con mayor precisión.

Algunos de los espectros con mayor correlación con la biblioteca de espectros FT-IR Perkin Elmer Spectrum se muestran en las Figuras 25 a la 34.

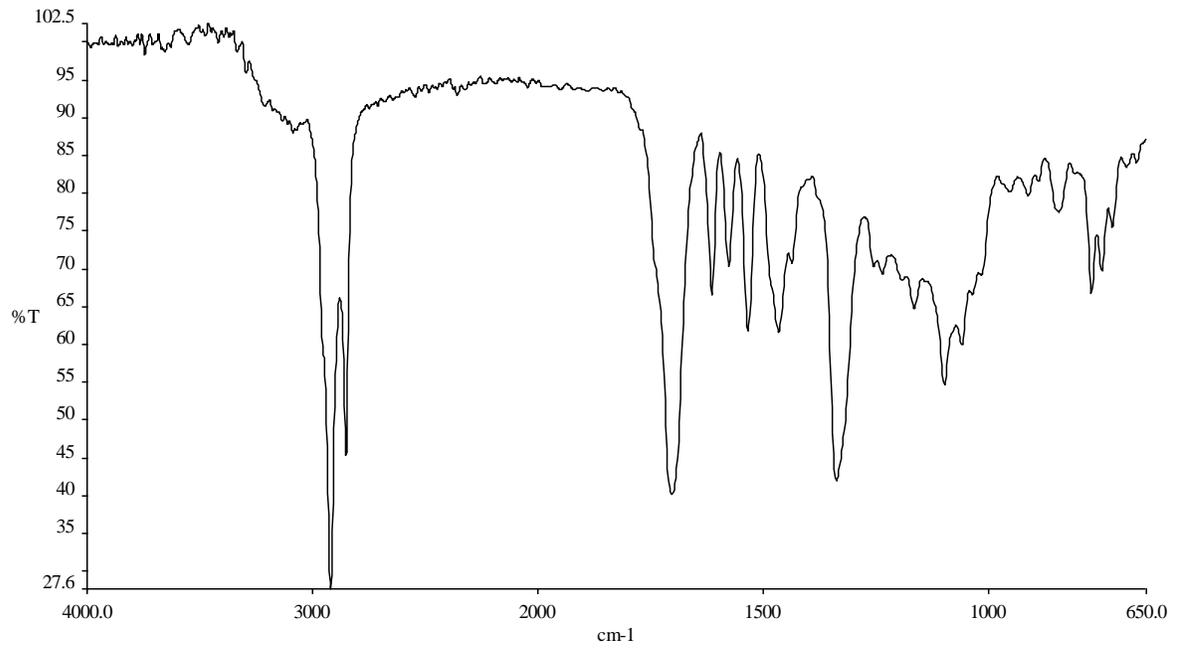


Figura 25. Espectro FT-IR de Clonazepam.

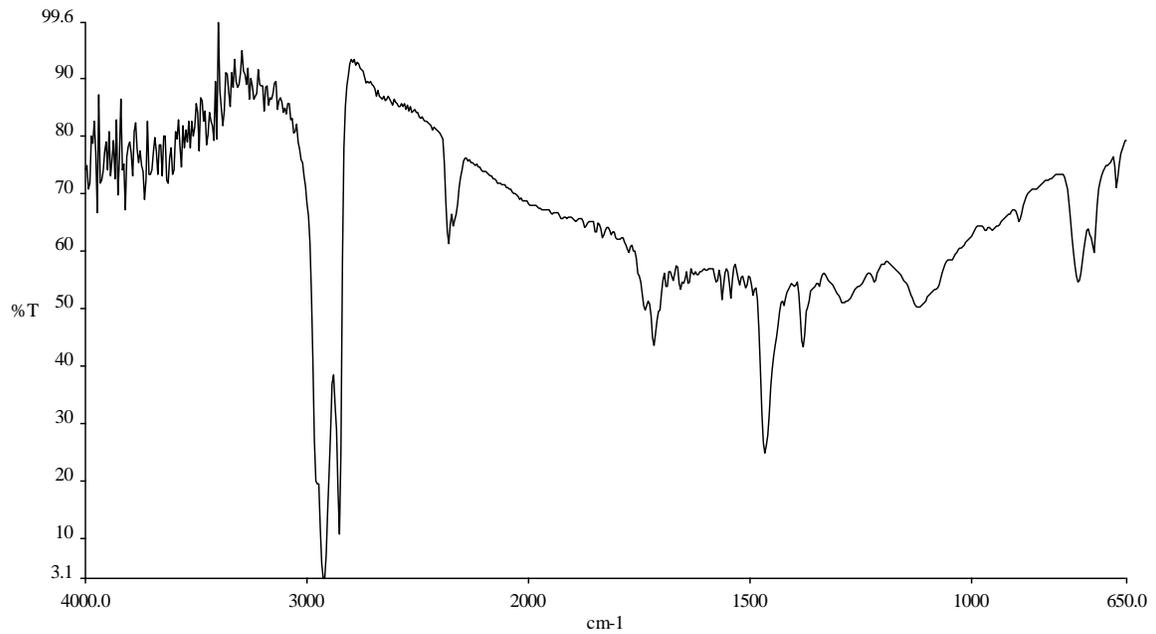


Figura 26. Espectro FT-IR de Cefadroxilo.

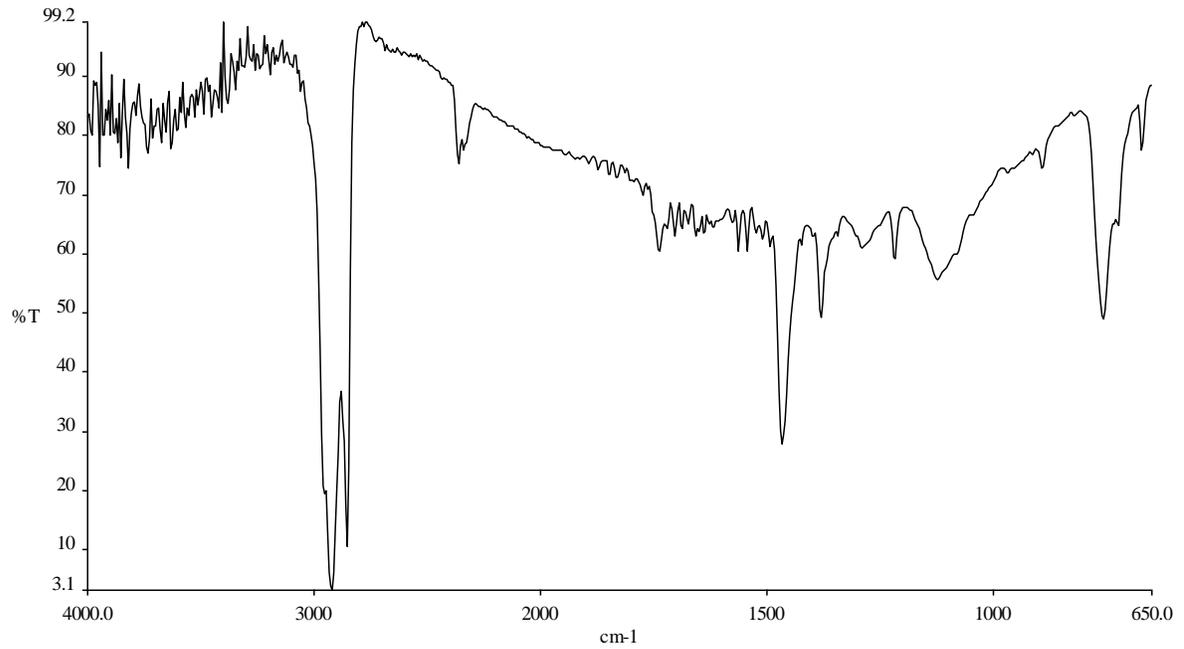


Figura 27. Espectro FT-IR de Levotiroxina.

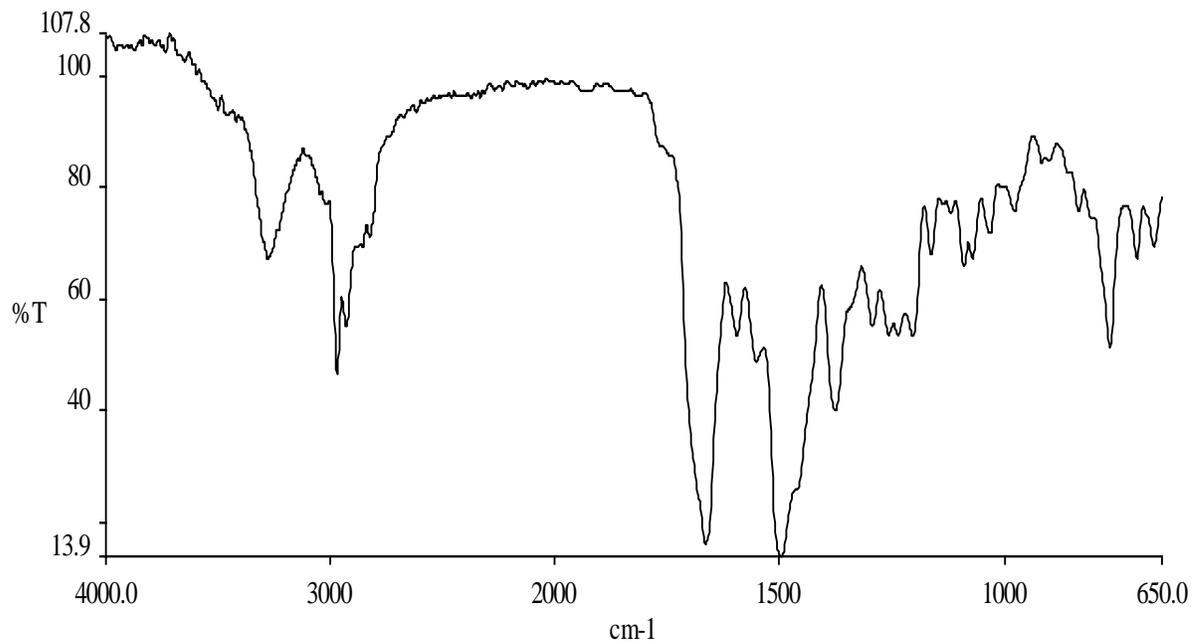


Figura 28. Espectro FT-IR de Lidocaína.

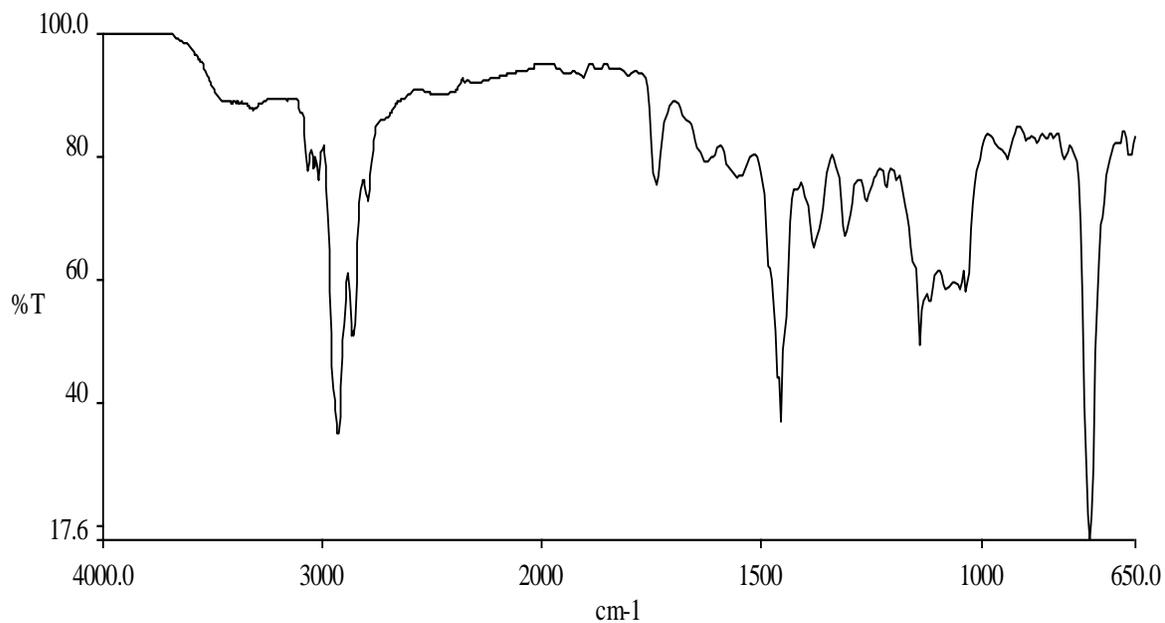


Figura 29. Espectro FT-IR de Clorhidrato de Maprotilina.

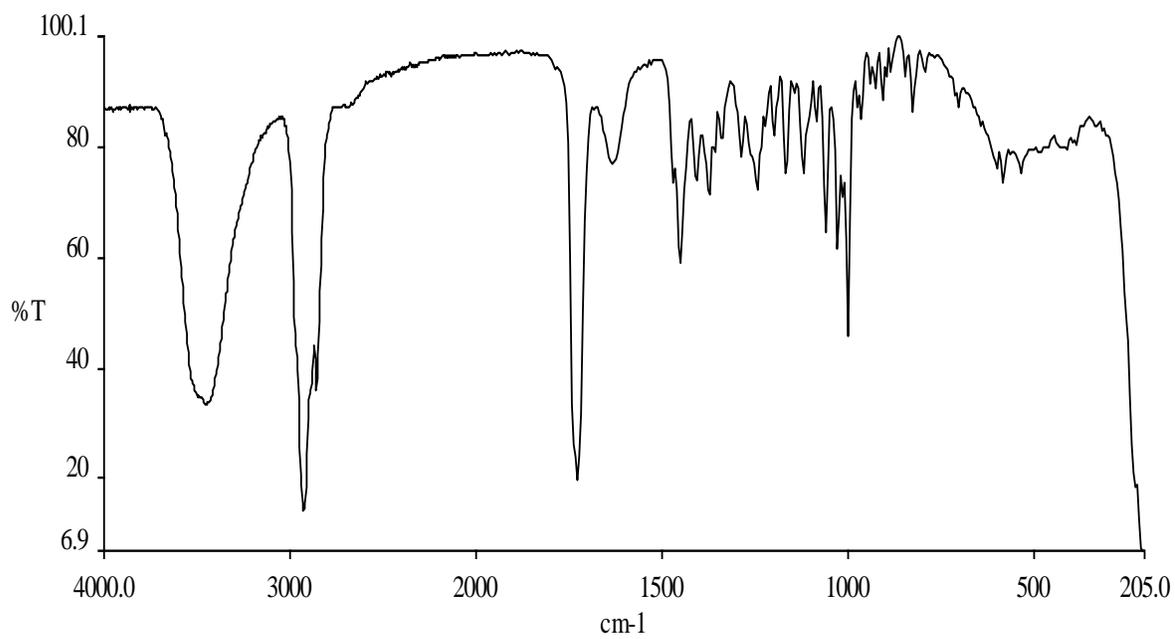


Figura 30. Espectro FT-IR de Cis-Androsterona.

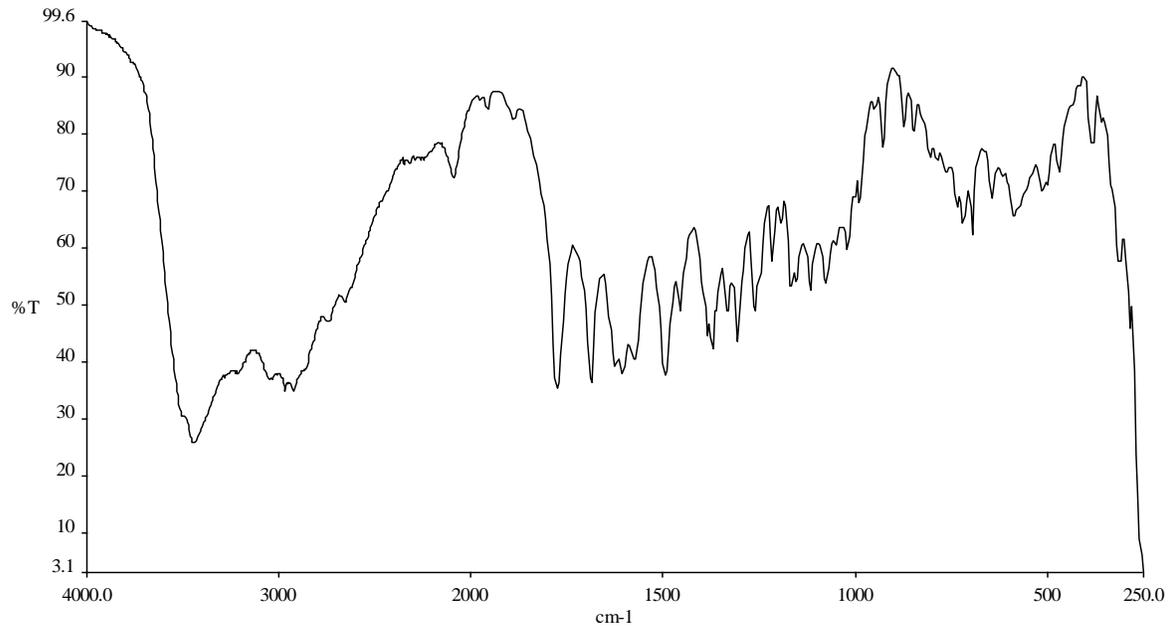


Figura 31. Espectro FT-IR de Ampicilina.

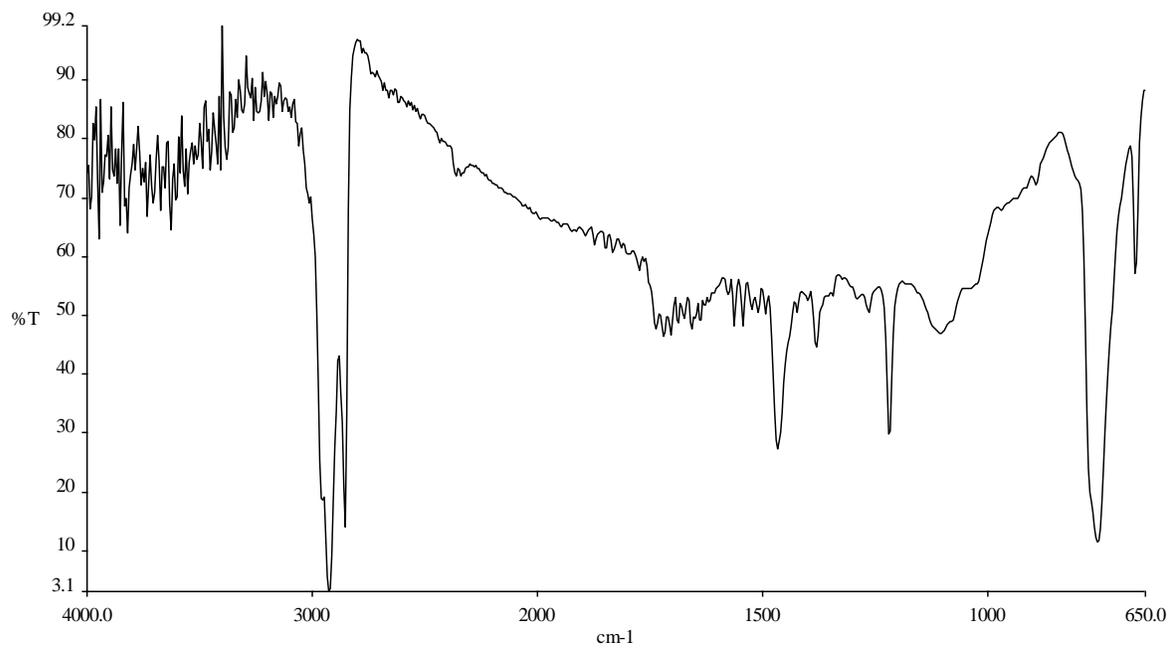


Figura 32. Espectro FT-IR de Cefaclor.

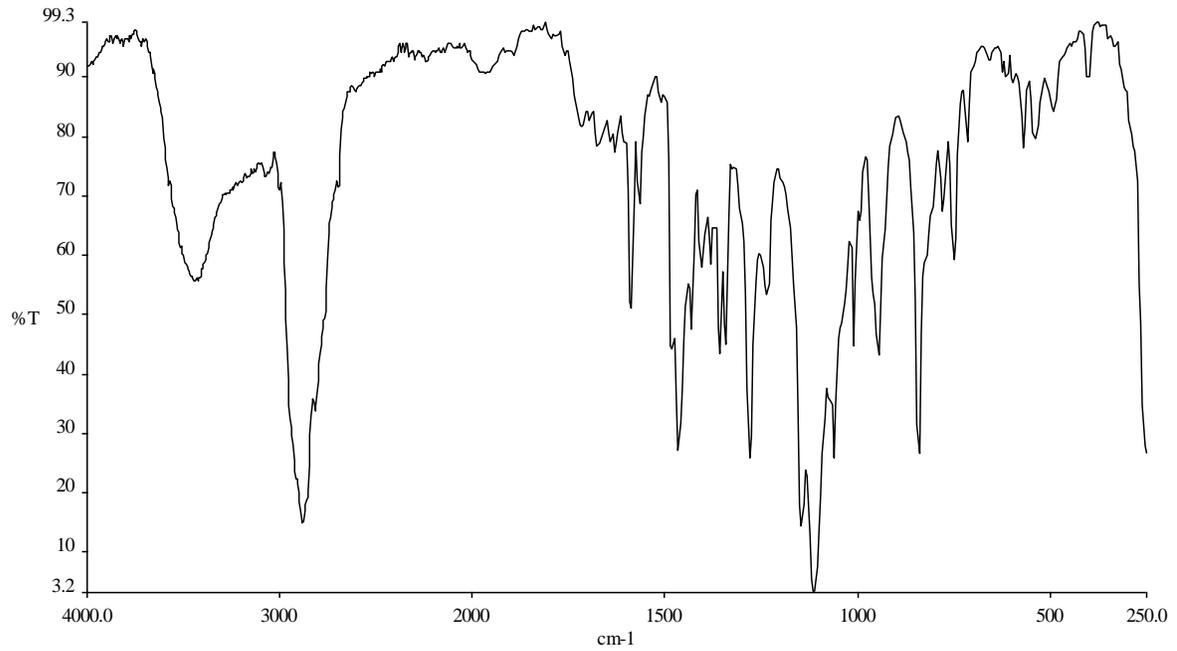


Figura 33. Espectro FT-IR de Bromfeniramina.

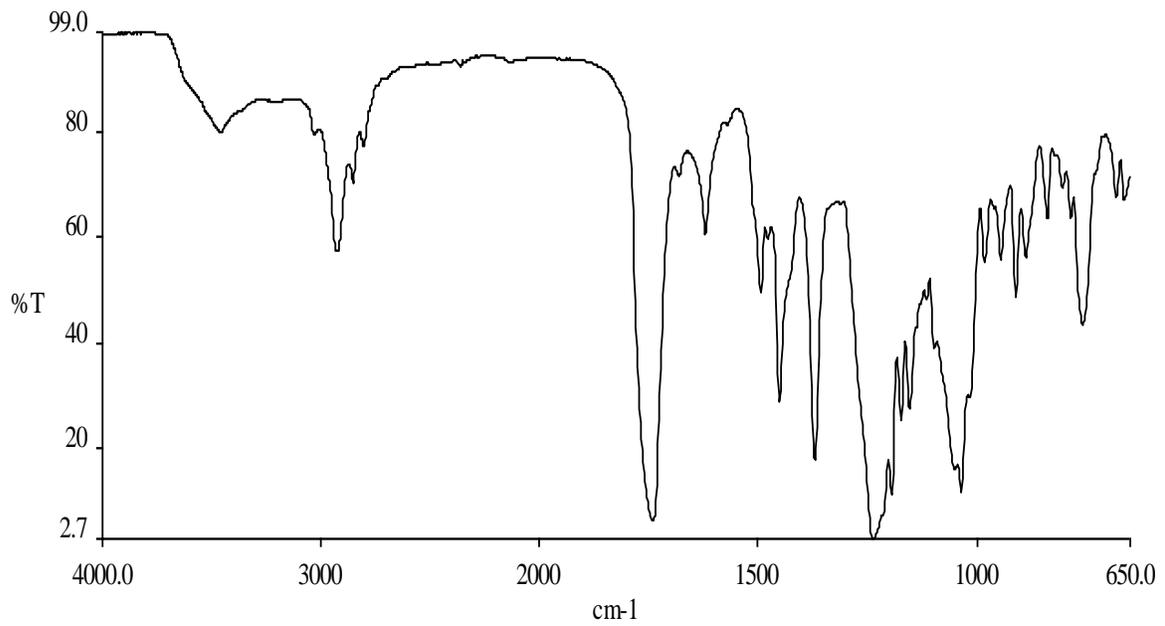


Figura 34. Espectro FT-IR de Heroína.

### III.4.3 CARACTERIZACIÓN Y CUANTIFICACIÓN POR ESI-MS-TOF

La Tabla 19 resume los resultados de la cuantificación por análisis de masas para los contaminantes químicos emergentes identificados anteriormente por FT-IR y EMIT Viva. Las muestras fueron reconstituidas y agrupadas en función del pH, generando un total de 60 muestras para análisis de masas ESI-MS-TOF. Los contaminantes emergentes tuvieron una frecuencia de detección variable, expresada en la Tabla 20, detectándose todos los compuestos analizados por EMIT Viva y FT-IR.

Tabla 19. Características de los compuestos analizados por ESI-MS-TOF.

Compuestos	Abreviatura	m/z teórica	m/z analizada	Frecuencia Influyente %	Frecuencia Efluente %
Tetraciclina	TEC	444.5	445.5	92.3	84.61
Clonazepam	CLN	315.7	338.7	15.4	15.3
Paracetamol	PAR	151.2	174.1	61.5	46.1
Cefaclor	CEF	385.8	408.8	76.9	69.2
Cefadroxilo Cis-	CED	363.4	386.2	61.5	61.5
androsterona	AND	290.4	291.3	69.2	61.5
Maprotilina	MAP	277.4	284.2	69.2	69.2
Lidocaína	LID	234.3	235.3	69.2	69.2
Levotiroxina	LEV	776.9	799.6	30.8	30.8
Fexofenadina	FEX	501.7	502.7	100.0	100.0
Bromfeniramina	BRF	319.2	342.2	70.0	70.0
Ampicilina	AMP	349.4	350.4	100.0	100.0
Benzoilecgonina	BZO	289.3	290.2	30.8	15.4
11-nor- $\Delta^9$ -THC-9-COOH Amfetamina	THC	314.5	315.5	76.9	61.5
AMF	AMF	135.2	136.1	100.0	53.8
Morfina	MOF	303.4	304.4	84.6	46.2
Secobarbital	SEC	238.3	240.3	53.8	38.5
Dimetilamfetamina	DAMF	163.3	181.1	69.2	53.8
Lormetazepam	LZN	327.2	328.2	100.0	100.0
Fenciclidina	FEN	243.4	260.2	30.8	30.8
Metadona	MET	309.5	310.5	15.4	15.4
Polietilenglicol	PEG	445.2	-----	100.0	100.0

En cuanto a la detección de contaminantes emergentes del grupo de los farmacéuticos, se identificaron cuatro antibióticos (tetraciclina, cefaclor, cefadroxilo y ampicilina), en concentraciones que superan a los reportados en otras localidades (Man *et al.*, 2014; Rivera *et al.*, 2013; Won *et al.*, 2011). Se ha demostrado que la presencia de estos compuestos liberados en el ambiente, están provocando que los microorganismos generen resistencia a los antibióticos en el suelo (Chaoqi *et al.*, 2014; Rizzo *et al.*, 2013). Consecuentemente en la última década se detectaron genes de resistencia a antibióticos, en microorganismos

biota, sin embargo estos tuvieron la facultad de transmitirlos a aquellos que presentan un riesgo potencial para la salud (Novo *et al.*, 2013). En este sentido, a concentraciones elevadas y con base a la ineficacia en los procesos de tratamiento de aguas residuales, el potencial terapéutico de los antibióticos contra agentes patógenos puede verse comprometida, aumentando la probabilidad de que los patógenos puedan adquirir resistencia. Por lo tanto, es de gran importancia investigar el comportamiento y destino final de los antibióticos, considerando la escasez de agua dulce y la necesidad de reutilizar las aguas tratadas en los suelos agrícolas.

Tabla 20. Cuantificación de compuestos por ESI-MS-TOF.

Analitos	Influyente µg/L			Efluente µg/L			Valores de referencia para los influentes µg/L
	Media	Máximos	Mínimos	Media	Máximos	Mínimos	
<b>TEC</b>	72.74	160.24	2.21	64.86	119.36	2.69	0.98 - 700 (Man <i>et al.</i> , 2014)
<b>CLN</b>	0.22	2.81	1.34	0.09	1.28	1.29	0.0437 (Loos <i>et al.</i> , 2013)
<b>PAR</b>	0.61	4.34	0.08	0.22	0.96	0.08	2.1 (Rivera <i>et al.</i> , 2013)
<b>CEF</b>	3.17	15.34	0.76	2.28	12.09	1.12	0.108 (Rivera <i>et al.</i> , 2013)
<b>CED</b>	4.97	18.15	3.01	4.68	15.02	1.33	1.05 (Won <i>et al.</i> , 2011)
<b>AND</b>	2.91	9.52	0.68	2.63	7.35	1.20	5.604 (Bizkarguenaga <i>et al.</i> , 2012)
<b>MAP</b>	4.29	15.66	0.84	4.24	14.58	0.60	0.0165 (Loos <i>et al.</i> , 2013)
<b>LID</b>	1.95	11.04	0.44	1.41	7.75	0.12	0.023 – 0.743 (Rúa & Püttmann, 2013)
<b>LEV</b>	6.11	54.98	3.12	5.39	37.63	7.35	-----
<b>FEX</b>	31.10	147.87	0.64	12.71	33.61	1.24	1.287 (Loos <i>et al.</i> , 2010)
<b>BRF</b>	5.51	19.19	2.61	5.38	18.63	2.37	0.04 (Bisceglia <i>et al.</i> , 2010)
<b>AMP</b>	17.12	43.98	1.93	15.46	37.71	1.97	0.017 (Michael <i>et al.</i> , 2013)
<b>BZO</b>	1.51	18.11	2.10	0.37	4.78	1.53	0.520 (Van <i>et al.</i> , 2009)
<b>THC</b>	12.12	46.02	0.72	8.36	36.02	0.72	0.04 – 0.07 (Mendoza <i>et</i>

							<i>al., 2014)</i>
<b>AMF</b>	0.47	1.33	0.20	0.12	0.80	0.08	0.16 (Mendoza <i>et al.</i> , 2014)
<b>MOF</b>	3.51	14.13	1.00	3.15	12.01	1.04	0.021 – 0.148 (Mendoza <i>et al.</i> , 2014)
<b>SEC</b>	2.08	7.39	0.44	1.02	5.14	0.44	5-30 (Daughton, 2014)
<b>DAMF</b>	1.63	4.02	0.60	1.16	3.29	0.12	0.31 (Mendoza <i>et al.</i> , 2014)
<b>LZN</b>	13.48	30.72	1.49	12.20	27.38	2.25	0.02 – 0.1 (Racamonge <i>et al.</i> , 2014)
<b>FEN</b>	1.71	9.84	0.60	1.14	7.06	1.89	-----
<b>MET</b>	0.13	1.77	0.86	0.12	1.22	0.01	0.007 – 0.054 (Mendoza <i>et al.</i> , 2014)
<b>PEG</b>	135.34	588.2	67.78	15.98	564.23	64.62	-----

Entre los compuestos antidepresivos y/o ansiolíticos se detectó la presencia de Lormetazepam, Secobarbital, Maprotilina y Clonazepam. Este grupo de compuestos se encuentran entre los menos cuestionados, ya que la ocurrencia de los mismos, únicamente hacen referencia a los cercanos a hospitales y centros de salud (Kosjek, *et al.*, 2012). Sin embargo se presume que los efectos ecotoxicológicos que pueden generar, están entre trastornos de ansiedad, alteraciones endocrinas y del sistema nervioso central en peces y animales que beban de los cuerpos de agua (Calisto & Esteves, 2009).

Por otro lado se identificaron a dos contaminantes con actividad endocrina (Cisandrosterona y Levotiroxina), con una frecuencia relativamente baja, pero en concentraciones que se encuentran dentro del rango reportado por otros autores (Bizkarguenaga *et al.*, 2012). Bajo estas concentraciones se ha demostrado que dichos compuestos tienen la facultad de interferir con la reproducción y el desarrollo de los organismos acuáticos, induciendo el hermafroditismo y/o cambio de sexo, así como el aumento de la posibilidad de cáncer de mama y testículo en seres humanos (Shan *et al.*, 2011). No es de suponer, que el equilibrio ecológico de los cuerpos de agua se encuentre desbalanceado, debido a la presencia de estos contaminantes. (Eaton *et al.*, 2005)

De los compuestos más investigados por su toxicidad se encontró al paracetamol, en concentraciones moderadas, pero persistentes ante los procesos de la PTAR (Rivera *et al.*, 2013). Cabe mencionar que se encontraron compuestos menos recurrentes y con poca literatura que sustente sus efectos en los ecosistemas, tal

es el caso del Polietilenglicol, Lidocaína, Fexofenadina y Bromfeniramina, dichos resultados pueden generar la base para futuras investigaciones ecotoxicológicas.

En tanto que los resultados obtenidos de drogas de abuso y sus metabolitos, pueden convertirse en una herramienta que apoye a la criminología y las ciencias forenses, ofreciendo estimaciones más precisas sobre las modalidades y tendencias en el consumo de drogas ilícitas (Ferrando *et al.*, 2014). En la última década, el análisis de estos compuestos en las aguas residuales ha proporcionado grandes resultados, que junto con las ciencias sociales, médicas, ambientales y forenses, han determinado un comportamiento de la situación actual de drogas, en países Europeos y de América del Norte (Andrés *et al.*, 2014; Tomáš *et al.*, 2014; Castiglioni *et al.*, 2011).

CAPÍTULO

---

IV

## CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El presente trabajo confirma mediante un análisis integral, la calidad de las aguas residuales crudas y tratadas por la PTAR Atapaneo. El acoplamiento de los análisis hidroquímicos, inmuno-enzimáticos y espectrofotométricos (UV-VIS, FT-IR, Absorción Atómica, ESI/MS) expresa un panorama más claro sobre la disposición de las aguas residuales y su posible reutilización.

- En cuanto a la hidroquímica de las aguas residuales, estas cumplen con lo establecido en la normativa actual, los resultados demuestran que los efluentes son moderadamente aceptables y pueden ser reutilizados en la agricultura. No obstante hay que considerar la calidad de los suelos y las condiciones de las especies a cultivar para garantizar que el agua reutilizada no genere suelos salinos que puedan afectar los rendimientos de los cultivos.
- La tecnología aplicada en la PTAR Atapaneo reduce el contenido de metales traza en los efluentes, hasta concentraciones aceptables en la legislación actual. Sin embargo, se sugiere una investigación y análisis de la disposición final de los lodos residuales, con la finalidad de dar un tratamiento óptimo y evitar una contaminación cíclica por metales traza.
- Es necesario realizar mayor investigación para conocer el comportamiento de los contaminantes emergentes y sus efectos en los ecosistemas. Aunque las concentraciones de algunos compuestos y sus metabolitos son bajas, (antibióticos, antiinflamatorios no esteroideos, ansiolíticos, esteroideos y drogas de abuso) estos tienen actividades farmacológicas potentes y su presencia en forma de mezclas complejas en las aguas superficiales, pueden ser tóxicos para diversos organismos y microorganismos.
- Por otro lado, se identificaron compuestos con poca información que sustente sus efectos en los ecosistemas (Polietilenglicol, Lidocaína, Fexofenadina y Bromfeniramina), dichos resultados pueden generar la base para futuras investigaciones ecotoxicológicas en México.
- En cuanto a los procesos de tratamiento de la PTAR Atapaneo, se ha demostrado que la tecnología por lodos activos no puede depurar los contaminantes emergentes. En este sentido y con base a la sustentabilidad de los actuales procesos de depuración, es de suma importancia realizar investigación sobre métodos alternativos que puedan ser implementados en las actuales PTARs.
- En cuanto a las metodologías empleadas y considerando los actuales métodos de análisis instrumental, se recomienda realizar investigación sobre métodos inmuno-enzimáticos para la identificación y cuantificación de los emergentes. En el presente trabajo se ha demostrado que el EMIT Viva-

E puede identificar a un grupo determinado de compuestos en matrices acuosas, siendo bastante sostenible, rápido y eficiente.

- Finalmente la metodología general de análisis empleada, puede ser utilizada con fines de regulación sanitaria, generando una visión mucho más clara sobre el consumo inadecuado de productos farmacéuticos y las tendencias de los mismos. Dichos resultados podrán contribuir a la mejora de las acciones correctivas y la legislación actual.

CAPÍTULO

---

V

## GLOSARIO DE TÉRMINOS

**Ag.** Símbolo químico de la Plata.

**AgCl.** Monocloruro de plata, cloruro de plata, cloruro argéntico.

**AgNO<sub>3</sub>.** Trioxonitrato (V) de plata, nitrato de plata, nitrato argéntico.

**AINES.** Anti-inflamatorios no esteroideos.

**ANOVA.** Análisis de la varianza.

**Ca.** Símbolo químico del Calcio.

**Ca<sup>2+</sup>.** Ion calcio.

**CaCO<sub>3</sub>.** Trioxocarbonato (IV) de calcio, carbonato de calcio, carbonato cálcico.

**CaSO<sub>4</sub>.** Tetraoxosulfato (VI) de calcio, sulfato de calcio, sulfato cálcico.

**Cd.** Símbolo químico del Cadmio.

**CE.** Conductividad Eléctrica.

**Cis-.** Isomería geométrica que tienen los grupos al mismo lado.

**Cl.** Símbolo químico del Cloro.

**CO<sub>3</sub>.** Fórmula química del carbonato.

**CO<sub>3</sub><sup>-2</sup>.** Anión carbonato.

**CONAGUA.** Comisión Nacional del Agua.

**COOH.** Ácido fórmico.

**COX-1.** Ciclooxygenasa-1.

**COX-2.** Ciclooxygenasa-2.

**Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub><sup>2-</sup>.** Ion dicromato.

**CrO<sub>4</sub><sup>2-</sup>.** Ion cromato.

**Cu.** Símbolo químico del Cobre.

**DBO.** Demanda bioquímica de oxígeno.

**DBO<sub>5</sub>.** Demanda bioquímica de oxígeno 5 días.

**DNA.** Ácido desoxirribonucleico.

**DQO.** Demanda química de oxígeno.

**EMIT.** Inmunoensayo enzimático multiplicado.

**ESI.** Ionización por electrospray.

**ESI/MS.** Ionización por electrospray acoplado a espectrometría de masas.

**ESI-MS-TOF.** Ionización por electrospray acoplado a espectrometría de masas con detector de tiempo de vuelo.

**Fe.** Símbolo químico del Hierro.

**FT-IR.** Espectrofotometría de infrarrojo con transformadas de Fourier.

**G6P.** Glucosa-6-fosfato.

**G6PDHR.** Glucosa-6-fosfato deshidrogenasa recombinante.

**GS-MS.** Cromatografía de gases y espectrometría de masas.

**H<sub>2</sub>S.** Fórmula química del Sulfuro de hidrógeno.

**H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>.** Tetraoxosulfato (VI) de hidrógeno, ácido tetraoxosulfúrico (VI), ácido sulfúrico.

**HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>.** Fórmula química del bicarbonato.

**Hg.** Símbolo químico del mercurio.

**HNO<sub>3</sub>.** Trioxonitrato (V) de hidrógeno, ácido trioxonítrico (V), ácido nítrico.

**HPLC.** Cromatografía líquida de alta eficacia.

**INEGI.** Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

**IPCC.** Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.

**K.** Símbolo químico del Potasio.

**LC-MS.** Cromatografía líquida de alta eficiencia acoplada a la espectrometría de masas.

**m/z.** Relación Masa-Carga.

**MDA.** 3,4-metilendioxiánfetamina.

**MDMA.** 3,4-metilendioxi metilánfetamina.

**Mg.** Símbolo químico del Magnesio.

**Mn.** Símbolo químico del Manganeseo.

**MS/MS.** Masas-masas.

**Na.** Símbolo químico del Sodio.

**NaCl.** Cloruro de Sodio.

**NAD.** Nicotinamida adenina dinucleótido.

**NADH.** Nicotinamida adenina dinucleótido reducida.

**NaOH.** Nombre químico del Hidróxido de sodio.

**ND.** No determinado.

**NH<sub>2</sub>.** Grupo funcional amino.

**NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.** Anión nitrato.

**NOM.** Normas Oficiales Mexicanas ordenadas por Materia.

**OH<sup>-</sup>.** Radical hidroxilo.

**OOAPAS.** Organismo Operador de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento de Morelia.

**P.** Símbolo químico del Fosforo.

**Pb.** Símbolo químico del Plomo.

**pH.** Potencial de Hidrogeno.

**ppm.** Partes por millón.

**psi.** Libra por pulgada cuadrada.

**PTAR.** Planta Tratadora de Aguas Residuales.

**RSI.** Índice de estabilidad Ryznar.

**SDI.** Índice de Stiff-Davis.

**SEMARNAT.** Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

**SH<sup>-</sup>.** Grupo sulfhidrilo.

**SO<sub>4</sub><sup>-</sup>.** Anión sulfato.

**SPE.** Extracción en fase sólida.

**SST.** Solidos totales en suspensión.

**STD.** Solidos totales disueltos.

**THC.** Tetrahidrocannabinol.

**TiO<sub>2</sub>.** Nombre químico del Óxido de titanio (IV) o dióxido de titanio.

**TOF-MS.** Espectrometría de masas con detector de tiempo de vuelo.

**UHPLC.** Cromatografía líquida de ultra alta presión.

**UNESCO.** Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura.

**UNODC.** Oficina de Naciones Unidas contra la Droga y el Delito.

**UV-VIS.** Espectrofotometría en el rango de ultravioleta-visible.

**v/v.** Concentración volumen-volumen.

**Zn.** Símbolo químico del Zinc.

CAPÍTULO

---

VI

---

**REFERENCIAS**

- Albertazzi, F. B., Benavides González, R., Contreras Sánchez, Z. & Egloff Collado, A., 1999. Muertes relacionadas con cocaína en Costa Rica durante 1996. *Med. leg. Costa Rica*, 16(1), pp. 7-11.
- Albrant, D. H., 2013. Pharmaceutical waste and the problem of emerging contaminants: an ongoing CE program of the University of Florida College of Pharmacy and Drug Topics. *Drug Topics*, 154(9), p. 40.
- Almeida, B. y otros, 2013. Modelling the biodegradation of non-steroidal anti-inflammatory drugs (NSAIDs) by activated sludge and a pure culture. *Bioresource Technology*, Volumen 133, pp. 31–37.
- Andrés, C. M. J., Rubio, L. N., Suárez, V. M. M. & Pico, Y., 2014. Occurrence and removal of drugs of abuse in Wastewater Treatment Plants of Valencia (Spain). *Environmental Pollution*, Volumen 194, pp. 152–162.
- Atekwana, E. A. y otros, 2004. The relationship of total dissolved solids measurements to bulk electrical conductivity in an aquifer contaminated with hydrocarbon. *Journal of Applied Geophysics*, 56(4), pp. 281–294.
- Ayers, R. S. & Westcot, D., 1994. *Water quality for agriculture*. 29 ed. Sacramento: FAO irrigation and drainage paper.
- Azizullah, A., Khan Khattak, M. N. & Richtera, P., 2011. Water pollution in Pakistan and its impact on public health — A review. *Environment International*, 37(2), pp. 479–497.
- Baraldi, C., Tinti, A., Ottani, S. & Gamberini, M. C., 2014. Characterization of polymorphic ampicillin forms. *Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis*, Volumen 100, pp. 329–340.
- Barceló, D. & Petrovic, M., 2007. Emerging contaminants in wastewaters. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 26(11), pp. 1019.
- Behra, A. C. y otros, 2005. Évaluation de la spécificité du kit de dépistage EMIT II Plus amphetamines assay (Syva®) sur V-Twin™ (Dade Behring). *Immuno-analyse & Biologie Spécialisée*, 20(5), pp. 339–342.
- Berset, J. D., Brenneisen, R. & Mathieu, C., 2010. Analysis of illicit and illicit drugs in waste, surface and lake water samples using large volume direct injection high performance liquid chromatography – Electrospray tandem mass spectrometry (HPLC–MS/MS). *Chemosphere*, Volumen 81, pp. 859–866.
- Bilotta, G. S. & Brazier, R. E., 2008. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research*, 42(12), pp. 2849–2861.
- Bisceglia, K. J. y otros, 2010. Trace determination of pharmaceuticals and other wastewater-derived micropollutants by solid phase extraction and gas chromatography/mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1217(4), pp. 558–564.

- Bizkarguenaga, E. y otros, 2012. Solid-phase extraction combined with large volume injection-programmable temperature vaporization–gas chromatography–mass spectrometry for the multiresidue determination of priority and emerging organic pollutants in wastewater. *Journal of Chromatography A*, Volumen 1247, pp. 104–117.
- Blaine, M. R., Kirk, N. D. & Joe, N. R., 2011. Electrical conductivity method for natural waters. *Applied Geochemistry*, Volumen 26, pp. S227–S229.
- Boleda, M. A., Galceran, M. T. & Ventura, F., 2009. Monitoring of opiates, cannabinoids and their metabolites in wastewater, surface water and finished water in Catalonia, Spain. *Water Research*, 43(4), pp. 1126–1136.
- Boles, T. H. & Wells, M. J. M., 2010. Analysis of amphetamine and methamphetamine as emerging pollutants in wastewater and wastewater-impacted streams. *Journal of Chromatography A*, 1217(16), pp. 2561–2568.
- Bolner, K. C. y otros, 2014. Water pH and metabolic parameters in silver catfish (*Rhamdia quelen*). *Biochemical Systematics and Ecology*, Volumen 56, pp. 202–208.
- Bound, P. J. & Voulvoulis, N., 2005. Household disposal of pharmaceuticals as a pathway for aquatic contamination in the United Kingdom. *Environ. Health Perspect*, Volumen 113, pp. 1705–1711.
- Brix, K. V. y otros, 2010. The effects of total dissolved solids on egg fertilization and water hardening in two salmonids—Arctic Grayling (*Thymallus arcticus*) and Dolly Varden (*Salvelinus malma*). *Aquatic Toxicology*, 97(2), pp. 109–115.
- Brown, K. D. y otros, 2006. Occurrence of antibiotics in hospital, residential, and dairy effluent, municipal wastewater, and the Rio Grande in New Mexico. *Science of The Total Environment*, 366(2), pp. 772–783.
- Butler, D., 2010. What it will take to feed the world. *Nature*, Volumen 464, p. 969.
- Calabuig, G. & Villanueva, C. E., 2004. *Medicina legal y toxicología*. Sexta ed. Barcelona: Elsevier.
- Calisto, V. & Esteves, V. I., 2009. Psychiatric pharmaceuticals in the environment. *Chemosphere*, 77(10), pp. 1257–1274.
- Camel, V., 2003. Solid phase extraction of trace elements. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*, 58(7), pp. 1177–1233.
- Celiz, M. D., Tso, J. & Aga, D. S., 2009. Pharmaceutical metabolites in the environment: analytical challenges and ecological risks. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28(12), pp. 2473–2484.
- Chang, I. S. y otros, 2004. Continuous determination of biochemical oxygen demand using microbial fuel cell type biosensor. *Biosensors and Bioelectronics*, 19(6), pp. 607–613.

- Chaoqi, C. y otros, 2014. Occurrence of antibiotics and antibiotic resistances in soils from wastewater irrigation areas in Beijing and Tianjin, China. *Environmental Pollution*, Volumen 193, pp. 94–101.
- Chávez, A. A. y otros, 2011. Hidroquímica de las aguas superficiales de la ciénega de Chapala e índice de calidad de agua. *Terra Latinoamericana*, 29(1), pp. 83-94,.
- Ching, Y. & Chih, H. W., 2006. Electrokinetic enhancement removal of heavy metals from industrial wastewater sludge. *Chemosphere*, 65(1), pp. 88–96.
- Clavijo Díaz, A., 2002. *Fundamentos de química analítica. Equilibrio iónico y análisis químico*. Primera ed. Bogotá: Univ. Nacional de Colombia.
- CONAGUA, 2012. *Atlas Digital del Agua México 2012. Sistema Nacional de Información del Agua*.
- CONAGUA & SINA, 2011. *Calidad del agua*.
- Corwin, D. & Lesch, S., 2005. Apparent soil electrical conductivity measurements in agriculture. *Computers and Electronics in Agriculture*, 46(1-3), pp. 11-43.
- Corwin, D. & Plant, R., 2005. Applications of apparent soil electrical conductivity in precision agriculture. *Computers and Electronics in Agriculture*, 46(1-3), pp. 1-10.
- Cui, B. y otros, 2011. Analyzing trophic transfer of heavy metals for food webs in the newly-formed wetlands of the Yellow River Delta, China. *Environmental Pollution*, 159(5), pp. 1297–1306.
- Cyranoski, D., 2003. Conflicts undermine global forum's push for safe water. *Nature*, 422(6930), p. 364.
- Daughton, C. G., 2014. Eco-directed sustainable prescribing: feasibility for reducing water contamination by drugs. *Science of The Total Environment*, Volumen 493, pp. 392–404.
- Daughton, C. G. & Ruhoy, I. S., 2009. Environmental footprint of pharmaceuticals: the significance of factors beyond direct excretion to sewers. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28(12), pp. 2495–2521.
- Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L. F. & Andrade, M., 2010. *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*. Primera ed. Cochabamba: Nelson Antequera.
- Delgado, C. A., Minguillón, L. C. & Joglar, T. J., 2003. *Introducción a la química terapéutica*. Segunda ed. Madrid: Ediciones Díaz de Santos.
- Ding, R., Zhang, P., Seredych, M. & Bandosz, T. J., 2012. Removal of antibiotics from water using sewage sludge- and waste oil sludge-derived adsorbents. *Water Research*, 46(13), pp. 4081–4090.
- Doederer, K., Gernjak, W., Weinberg, H. S. & Farré, M. J., 2014. Factors affecting the formation of disinfection by-products during chlorination and chloramination of

- secondary effluent for the production of high quality recycled water. *Water Research*, 48(1), pp. 218–228.
- Dupont, D. H. & Gokel, G. W., 1985. *Química orgánica experimental*. Primera ed. Barcelona: Reverte.
- Eaton, A. D., Clesceri, L. S., Rice, E. W. & E., G. A., 2005. *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 21 ed. Washington, DC: American Public Health Association.
- El-Ashry, M., 2008. Cold Shower. *Nature*, 456(1), p. 24.
- Erger, C. & Schmidt, T. C., 2014. Disk-based solid-phase extraction analysis of organic substances in water. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, Volumen 61, pp. 74–82.
- Feng, L. y otros, 2013. Removal of residual anti-inflammatory and analgesic pharmaceuticals from aqueous systems by electrochemical advanced oxidation processes. A review. *Chemical Engineering Journal*, Volumen 228, pp. 944–964.
- Fernández, J. A., Linares, L. & Ruíz, F., 2006. *Agua y ciudad en el ámbito mediterráneo*. Primera ed. Madrid: IGME.
- Fernández, R. C., Šatínský, D. & Solich, P., 2014. New method for the determination of carbamate and pyrethroid insecticides in water samples using on-line SPE fused core column chromatography. *Talanta*, 129(1), pp. 579–585.
- Ferrando, C. L., Rodríguez, M. S. & Barceló, D., 2014. Incidence of anticancer drugs in an aquatic urban system: From hospital effluents through urban wastewater to natural environment. *Environmental Pollution*, Volumen 193, pp. 216–223.
- Fieser, L. F., 1985. *Introducción a la ciencia de los alimentos*. Primera ed. Barcelona: Reverte.
- Galvín, M. R., 2003. *Fisicoquímica y microbiología de los medios acuáticos. Tratamiento y control de calidad de aguas*. Primera ed. Madrid: Ediciones Díaz de Santos.
- Gao, P., Munir, M. & Xagorarakis, I., 2012. Correlation of tetracycline and sulfonamide antibiotics with corresponding resistance genes and resistant bacteria in a conventional municipal wastewater treatment plant. *Science of the Total Environment*, Volumen 421, pp. 173–183.
- Garrigues, S., Gallignani, M. & Guardia, M., 1993. FIA—FT—IR determination of ibuprofen in pharmaceuticals. *Talanta*, 40(1), pp. 89–93.
- Gibs, J. y otros, 2013. Occurrence and partitioning of antibiotic compounds found in the water column and bottom sediments from a stream receiving two wastewater treatment plant effluents in Northern New Jersey, 2008. *Science of The Total Environment*, Volumen 458-460, pp. 107–116.
- Gilbert, N., 2010. How to avert a global water crisis. *Nature News*, Volumen 490, p 6.
- Gilbert, N., 2011. Drug waste harms fish. *Nature*, Volumen 476, p. 265.

- Godfrey, E., Woessner, W. W. & Benotti, M. J., 2007. Pharmaceuticals in On-Site Sewage Effluent and Ground Water, Western Montana. *Ground water*, 43(3), pp. 263–271.
- Godínez, G. R., 2007. *Evaluación socioeconómica del saneamiento de aguas residuales de Morelia, Mich.*, Morelia: Organismo Operador de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento de Morelia.
- Gómez, R. S., Sierra, A. M. I., Pérez, Q. D. & Morante, Z. S., 2009. *Análisis Instrumental*. Primera ed. España: Netbiblo.
- Grönholm, M. & Lillsunde, P., 2001. A comparison between on-site immunoassay drug-testing devices and laboratory results. *Forensic Science International*, 121(1-2), pp. 37–46.
- Gros, M., Rodríguez Mozaz, S. & Barceló, D., 2013. Rapid analysis of multiclass antibiotic residues and some of their metabolites in hospital, urban wastewater and river water by ultra-high-performance liquid chromatography coupled to quadrupole-linear ion trap tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, Volumen 1292, pp. 173–188.
- Guíquun, P. & Guangming, T., 2010. Using electrode electrolytes to enhance electrokinetic removal of heavy metals from electroplating sludge. *Chemical Engineering Journal*, 165(2), pp. 388–394.
- Harris, D. C., 2007. *Análisis químico cuantitativo*. Tercera ed. Barcelona: Reverte.
- Hernández, F. y otros, 2011. Rapid wide-scope screening of drugs of abuse, prescription drugs with potential for abuse and their metabolites in influent and effluent urban wastewater by ultrahigh pressure liquid chromatography–quadrupole-time-of-flight-mass spectrometry. *Analytica Chimica Acta*, Volumen 684, pp. 96–106.
- Heungyeung, Y. y otros, 2012. Performance of the Emit® II Plus 6-Acetylmorphine Assay on the Viva-E® Analyzer. *Forensic Science International*, 220(1-3), pp. 97–102.
- Hur, J. & Cho, J., 2012. Prediction of BOD, COD, and Total Nitrogen Concentrations in a Typical Urban River Using a Fluorescence Excitation-Emission Matrix with PARAFAC and UV Absorption Indices. *Sensors*, 12(1), pp. 972-986.
- INEGI, 2009. *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos*, Morelia: Instituto Nacional de Estadística y Geografía .
- INEGI, 2010. *Censo de población y vivienda*, México: Instituto Nacional de estadística y geografía.
- Islam, M. S. y otros, 2015. Heavy metal pollution in surface water and sediment: A preliminary assessment of an urban river in a developing country. *Ecological Indicators*, Volumen 48, pp. 282–291.
- Iswaldi, I. y otros, 2011. Identification of phenolic compounds in aqueous and ethanolic rooibos extracts (*Aspalathus linearis*) by HPLC-ESI-MS (TOF/IT). *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, Volumen 400, pp. 3643–3654.

- Jarvis, A. L., Bernot, M. J. & Bernot, R. J., 2014. Relationships between the psychiatric drug carbamazepine and freshwater macroinvertebrate community structure. *Science of The Total Environment*, Volumen 496, pp. 499–509.
- Jassim, S. & Wojciech, G., 2006. Structural Identification of Highly Polar Nontarget Contaminants in Drinking Water by ESI-FAIMS-Q-TOF-MS. *Anal. Chem*, Volumen 78, pp. 2905-2917.
- Jouanneau, S. y otros, 2014. Methods for assessing biochemical oxygen demand (BOD): A review. *Water Research*, Volumen 49, pp. 62–82.
- Jugan, M. y otros, 2009. In vitro assessment of thyroid and estrogenic endocrine disruptors in wastewater treatment plants, rivers and drinking water supplies in the greater Paris area (France). *Science of The Total Environment*, 47(11), pp. 3579–3587.
- Kar, D. y otros, 2008. Assessment of heavy metal pollution in surface water. *Environ. Sci. Tech*, 5(1), pp. 119-124.
- Karolak, S. y otros, 2010. Estimation of illicit drugs consumption by wastewater analysis in Paris area (France). *Forensic Science International*, 200(1-3), pp. 153-160.
- Kasprzyk, H. B., Dinsdale, R. M. & Guwy, A. J., 2009. The removal of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters. *Water Research*, 43(2), pp. 363–380.
- Kent, R. & Landon, M. K., 2013. Trends in concentrations of nitrate and total dissolved solids in public supply wells of the Bunker Hill, Lytle, Rialto, and Colton groundwater subbasins, San Bernardino County, California: Influence of legacy land use. *Science of The Total Environment*, Volumen 452-453, pp. 125–136.
- Koczura, R. y otros, 2012. Antimicrobial resistance of integron-harboring *Escherichia coli* isolates from clinical samples, wastewater treatment plant and river water. *Science of The Total Environment*, Volumen 414, pp. 680–685.
- Kosjek, T., Heath, E. & Krbavčič, A., 2005. Determination of non-steroidal anti-inflammatory drug (NSAIDs) residues in water samples. *Environment International*, 31(5), pp. 679–685.
- Kosjek, T., Heath, E., Petrović, M. & Barceló, D., 2007. Mass spectrometry for identifying pharmaceutical biotransformation products in the environment. *Trends in Analytical Chemistry*, 26(11), pp. 1076-1085.
- Kosjek, T. y otros, 2012. Environmental occurrence, fate and transformation of benzodiazepines in water treatment. *Water Research*, 46(2), pp. 355–368.
- Krasner, S. y otros, 2009. Occurrence of disinfection byproducts in United States wastewater treatment plant effluents. *Environ. Sci. Technol*, 43(21), pp. 8320–8325.
- Kümmerer, K., 2011. Emerging Contaminants. *Treatise on Water Science*, Volumen 3, pp. 69-87.

- Kundzewicz, M. W., 2003. Water and climate - The IPCC TAR perspective. *Nordic Hydrology*, Volumen 34, pp. 387 - 398.
- Kyle, E. M., Sheeba, M. T. & B., A. A., 2010. Prioritizing research for trace pollutants and emerging contaminants in the freshwater environment. *Environmental Pollution*, 158(12), pp. 3462–3471.
- Lal, R., 1994. *Métodos y normas para evaluar el uso sostenible de los recursos suelo y agua en el trópico*. Primera ed. Bogotá: Corpoica.
- Lapworth, D. J., Baran, N., Stuart, M. E. & Ward, R. S., 2012. Emerging organic contaminants in groundwater: A review of sources, fate and occurrence. *Environmental Pollution*, Issue 163, pp. 287-303.
- Laumonier, M., Gaillard, F. & Sifre, D., 2014. The effect of pressure and water concentration on the electrical conductivity of dacitic melts: Implication for magnetotelluric imaging in subduction areas. *Chemical Geology*, pp. En prensa, prueba corregida.
- Ledford, H., 2013. Anti-anxiety drug found in rivers makes fish more aggressive. *Nature News*.
- Le, M. N., Stuetz, R. M. & Khan, S. J., 2012. Determination of six sulfonamide antibiotics, two metabolites and trimethoprim in wastewater by isotope dilution liquid chromatography/tandem mass spectrometry. *Talanta*, Volumen 89, pp. 407-416.
- Lewis, M. J. & Bamforth, C. W., 2006. *Essays in Brewing Science*. 1 ed. California: Springer.
- Li, F., 2013. Application of Varying Coefficient Discrepancy Degree in Water Quality Evaluation of Water Supply Networks. *Procedia Environmental Sciences*, Volumen 18, pp. 243–248.
- Li, S. y otros, 2013. A visible light assisted photocatalytic system for determination of chemical oxygen demand using 5-sulfosalicylic acid in situ surface modified titanium dioxide. *Sensors and Actuators B: Chemical*, Volumen 188, pp. 280–285.
- Liu, L. y otros, 2013. Elimination of veterinary antibiotics and antibiotic resistance genes from swine wastewater in the vertical flow constructed wetlands. *Chemosphere*, 91(8), pp. 1088–1093.
- Li, Y., Zhu, G., Wun Jern, N. & Soon Keat, T., 2014. A review on removing pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: Design, performance and mechanism. *Science of the Total Environment*, Issue 468, pp. 908–932.
- Loos, R. y otros, 2013. EU-wide monitoring survey on emerging polar organic contaminants in wastewater treatment plant effluents. *Water Research*, 47(17), pp. 6475–6487.
- Loos, R., Locoro, G. & Contini, S., 2010. Occurrence of polar organic contaminants in the dissolved water phase of the Danube River and its major tributaries using SPE-LC-MS2 analysis. *Water Research*, 44(7), pp. 2325–2335.

- Lubick, N., 2011. Tools for tracking antibiotic resistance. *Environmental Health Perspectives.*, p. 214.
- Lu, N. T. & Taylor, B. G., 2006. Drug screening and confirmation by GC–MS: Comparison of EMIT II and Online KIMS against 10 drugs between US and England laboratories. *Forensic Science International*, 157(2-3), pp. 106–116.
- Manahan, S. E., 2007. *Introducción a la química ambiental*. Primera ed. México D.F: Reverte.
- Man, H. H., Wei, Z., Chong, L. & Hong, Y. H., 2014. Fate of trace tetracycline with resistant bacteria and resistance genes in an improved AAO wastewater treatment plant. *Process Safety and Environmental Protection*. En prensa, prueba corregida.
- Marcoux, M. A., Matias, M., Olivier, F. & Keck, G., 2013. Review and prospect of emerging contaminants in waste – Key issues and challenges linked to their presence in waste treatment schemes: General aspects and focus on nanoparticles. *Waste Management*, Volumen 32, pp. 2147–2156.
- Mathew, A. G., Cissell, R. & Liamthong, S., 2007. Antibiotic resistance in bacteria associated with food animals: A United States perspective of livestock production. *Foodborne pathogens and disease*, Volumen 4, pp. 115-133.
- Medina, A., Carrera, J. & Vives, L., 2001. *Las caras del agua subterránea*. Primera ed. Madrid: IGME.
- Mendoza, A. y otros, 2014. Occurrence of drugs of abuse and benzodiazepines in river waters from the Madrid Region (Central Spain). *Chemosphere*, Volumen 94, pp. 247–255.
- Michael, I. y otros, 2013. Urban wastewater treatment plants as hotspots for the release of antibiotics in the environment: A review. *Water Research*, 47(3), pp. 957–995.
- Minghua, L. y otros, 2011. Determination of stimulants and narcotics as well as their in vitro metabolites by online CE-ESI-MS. *ELECTROPHORESIS*, 32(3-4), pp. 472-478.
- Mingkun, F., Qing, L., Hewitt, E. & Wang, J., 2014. Ultra high performance liquid chromatography coupled with high resolution quantitation mass spectrometry method development and validation for determining genotoxic 2,5-dichlorobenzoyl chloride in MLN9708 drug substance. *Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis*, Volumen 85, pp. 233–239.
- Moffat, A. C., 2011. *Clarke's Analysis of Drugs and Poisons*. 4 ed. Londres: Pharmaceutical Press.
- Mokracka, J., Koczura, K. & Kaznowski, A., 2012. Multiresistant Enterobacteriaceae with class 1 and class 2 integrons in a municipal wastewater treatment plant. *Water Research*, 46(10), pp. 3353–3363.
- Morel, E. I., 1994. *Investigación en zona no saturada: aspectos metodológicos y algunos ejemplos*. Primera ed. Valencia: Universitat Jaume I.

- Mrozek, L. R., 2004. THERMAL INVESTIGATIONS OF CEFADROXIL COMPLEXES WITH TRANSITION METALS Coupled TG-DSC and TG-FTIR techniques. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, Volumen 78, pp. 473–486.
- Muhammad, U. K., Malik, N. R. & Said, M., 2013. Human health risk from Heavy metal via food crops consumption with wastewater irrigation practices in Pakistan. *Chemosphere*, 93(10), pp. 2230–2238.
- Muñoz, I. y otros, 2009. Chemical evaluation of contaminants in wastewater effluents and the environmental risk of reusing effluents in agriculture. *Trends in Analytical Chemistry*, 28(6), pp. 677-694.
- Muschal, M., 2006. Assessment of risk to aquatic biota from elevated salinity—A case study from the Hunter River, Australia. *Journal of Environmental Management*, 79(3), pp. 266–278.
- Nall, D. H. & Sedlak, R., 2013. Total dissolved solids in reclaimed water. *ASHRAE Journal*, 55(10), p. 28.
- Naser, H. A., 2013. Assessment and management of heavy metal pollution in the marine environment of the Arabian Gulf: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 72(1), pp. 6–13.
- Ning, L., Liyuan, Y., Jirui, D. & Xugui, P., 2011. Heavy Metal Pollution in Surface Water of Linglong Gold Mining Area, China. *Procedia Environmental Sciences*, Volumen 10, pp. 914–917.
- NMX-AA-003, 1980. *Aguas residuales.- Muestreo*, México D.F: Diario Oficial de la Federación.
- NMX-AA-007-SCFI, 2013. *Análisis de agua – Medición de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba (Cancela la NMX-AA-007-SCFI-2000)*, México D.F: Diario Oficial de la Federación.
- NMX-AA-008-SCFI, 2011. *Análisis de agua - Determinación del pH - Método de prueba (Cancela a la NMX-AA-008-SCFI-2000)*, México D.F: Diario Oficial de la Federación.
- NMX-AA-036-SCFI, 2001. *Análisis de agua - Determinación de acidez y alcalinidad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba (Cancela a la NMX-AA-036-1980)*, México D.F: Diario oficial de la federación.
- NMX-AA-051-SCFI, 2001. *Análisis de agua - Determinación de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas - Método de prueba (Cancela a la NMX-AA-051-1981)*, México D.F: Diario oficial de la federación.
- NMX-AA-073-SCFI, 2001. *Análisis de agua - Determinación de cloruros totales en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba (Cancela a la NMX-AA-073-1981)*, México D.F: Diario Oficial de la Federación.
- NMX-AA-074, 1981. *Análisis de agua - Determinación del ion sulfato*, México D.F: Diario Oficial de la Federación.

- NMX-AA-089/1-SCFI-, 2010. *Protección al ambiente - Calidad del agua – Vocabulario - Parte 1 (Cancela a la NMX-AA-089-1-1986)*, México D.F: Diario Oficial de la Federación.
- NMX-AA-089/2, 1992. *Protección al ambiente - Calidad del agua – Vocabulario - Parte 2*, México D.F: Diario Oficial de la Federación.
- NMX-AA-093-SCFI, 2000. *Análisis de agua - Determinación de la conductividad electrolítica - Método de prueba (Cancela a la NMX-AA-093-1984)*, México D.F: Diario Oficial de la Federación.
- NMX-AA-115-SCFI, 2001. *Análisis de agua.- Criterios generales para el control de la calidad de resultados analíticos*, México D.F: Diario Oficial de la Federación.
- NOM-001-ECOL, 1996. *Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales*, México D.F: Diario Oficial de la Federación.
- NOM-001-SEMARNAT, 1996. *Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales*, México D.F: Diario Oficial de la Federación.
- NOM-002-SEMARNAT, 1996. *Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal*, México D.F: Diario Oficial de la Federación.
- NOM-003-SEMARNAT, 1996. *Límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público*, México D.F: Diario Oficial de la Federación.
- NOM-067-ECOL, 1994. *Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores provenientes de los sistemas de alcantarillado o drenaje municipal*, México D.F: Diario Oficial de la Federación.
- NOM-127-SSA1, 1994. *Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización*, México D.F: Diario Oficial de la Federación.
- Novo, A. y otros, 2013. Antibiotic resistance, antimicrobial residues and bacterial community composition in urban wastewater. *Water Research*, 47(5), pp. 1875–1887.
- Olsen, E. D., 1990. *Métodos ópticos de análisis*. Primera ed. Barcelona: Reverte.
- Organización Mundial de la Salud, 1988. *Guías para la calidad del agua potable*. Primera ed. Washington D.C.: Pan American Health Org.
- Ospina, G. G. A., García de Ossa, J. J. & Martínez, Y. P. N., 2010. *Gravimetría y Volumetría / Fundamentación Experimental en Química Analítica*. Primera ed. Armenia: ELIZCOM S.A.S.

- Petrovic, M., Gonzalez, S. & Barceló, D., 2003. Analysis and removal of emerging contaminants in wastewater and drinking water. *Trends in Analytical Chemistry*, 22(3), pp. 685-696.
- Philip, B., 2004. Water, water, everywhere?. *Nature*, Volumen 427, p. 19.
- Pickering, W. F., 1980. *Química analítica moderna*. Primera ed. Barcelona: Reverte.
- Pimienta, J., 1980. *La captación de aguas subterráneas*. Primera ed. Barcelona: Reverte.
- Prisyazhniuk, V. A., 2007. Prognosticating scale-forming properties of water. *Applied Thermal Engineering*, 28(8-9), pp. 1637–1641.
- Puig, P., Borrull, F., Calull, M. & Aguilar, C., 2007. Recent advances in coupling solid-phase extraction and capillary electrophoresis (SPE–CE). *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 26(7), pp. 664–678.
- Racamonde, I. y otros, 2014. Determination of benzodiazepines, related pharmaceuticals and metabolites in water by solid-phase extraction and liquid-chromatography–tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, Volumen 1352, pp. 69–79.
- Ramírez, F. M. d. M. y otros, 2008. Simultaneous analysis of THC and its metabolites in blood using liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography B*, 875(2), pp. 465–470.
- Ramos, C. P. & Márquez, M. M. d. C., 2002. *Avances en calidad ambiental*. Primera ed. Salamanca: Universidad de Salamanca.
- Ramos, P. M. y otros, 2011. Electromembrane extraction (EME) and HPLC determination of non-steroidal anti-inflammatory drugs (NSAIDs) in wastewater samples. *Talanta*, 85(1), pp. 394–399.
- Ratna, R. V. & Behera, B., 2006. Impact of water pollution on rural communities: An economic analysis. *Ecological Economics*, 58(3), pp. 520–537.
- Ribeiro de Sousa, D. N., Aparecido, M. A., Lajarim, C. R. & Fadini, P. S., 2014. Electrical conductivity and emerging contaminant as markers of surface freshwater contamination by wastewater. *Science of The Total Environment*, Volumen 484, pp. 19–26.
- Rigola, L. M., 1989. *Tratamiento de aguas industriales: aguas de proceso y residuales*. Primera ed. Barcelona: Alfaomega Marcombo.
- Rijsberman, F. R., 2006. Water scarcity: Fact or fiction?. *Agricultural Water Management*, 80(1-3), pp. 5-22.
- Rivera, U. J. y otros, 2013. Pharmaceuticals as emerging contaminants and their removal from water. A review. *Chemosphere*, 93(7), pp. 1268–1287.
- Rizzo, L. y otros, 2013. Urban wastewater treatment plants as hotspots for antibiotic resistant bacteria and genes spread into the environment: A review. *Science of The Total Environment*, Volumen 447, pp. 345–360.

- Rodríguez, M. J. M. & Marín, G. R., 1999. *Fisicoquímica de aguas*. Primera ed. Madrid: Ediciones Díaz de Santos.
- Roldán, P. G., 2003. *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: propuesta para el uso del método BMWP Col*. Primera ed. Colombia: Universidad de Antioquia.
- Roldán, P. G. & Ramírez, R. J. J., 2008. *Fundamentos de limnología neotropical. Ciencia y tecnología*. Segunda ed. Bogotá: Universidad de Antioquia.
- Rúa, Gómez, P. C. & Püttmann, W., 2013. Degradation of lidocaine, tramadol, venlafaxine and the metabolites O-desmethyltramadol and O-desmethylvenlafaxine in surface waters. *Chemosphere*, 90(6), pp. 1952–1959.
- Salgado, R. y otros, 2010. Analysis of 65 pharmaceuticals and personal care products in 5 wastewater treatment plants in Portugal using a simplified analytical methodology. *Water Sci. Technol*, Volumen 62, pp. 2862–2871.
- Sally, P. R., 2011. Analysis of antibiotic resistance regions in Gram-negative bacteria. *FEMS Microbiol Rev*, Volumen 35, pp. 820-855.
- Samper, J., 1999. *La contaminación de las aguas subterráneas: un problema pendiente*. Primera ed. Madrid: IGME.
- Sancho, C. J., Verdú, B. A. & Soriano, S. M. D., 2004. *Prácticas de análisis agrícola*. Primera ed. Valencia: Universidad Politécnica de Valencia.
- Schaider, L. A. y otros, 2014. Pharmaceuticals, perfluorosurfactants, and other organic wastewater compounds in public drinking water wells in a shallow sand and gravel aquifer. *Science of The Total Environment*, Volumen 468-469, pp. 384–393.
- Schilirò, T. y otros, 2009. The endocrine disrupting activity of surface waters and of wastewater treatment plant effluents in relation to chlorination. *Chemosphere*, 75(3), pp. 335–340.
- Schwarzenbach, R. P. y otros, 2006. The Challenge of Micropollutants in Aquatic Systems. *Science*, Volumen 313, pp. 1072-1077.
- Sebők, A. y otros, 2008. Identification and quantification of ibuprofen, naproxen, ketoprofen and diclofenac present in waste-waters, as their trimethylsilyl derivatives, by gas chromatography mass spectrometry. *Talanta*, 76(3), pp. 642–650.
- SEMARNAT, 2011. *Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación*, México D.F: CONAGUA.
- Shan, L. y otros, 2011. Trace analysis of 28 steroids in surface water, wastewater and sludge samples by rapid resolution liquid chromatography–electrospray ionization tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1218(10), pp. 1367–1378.
- Sheng, L. Y. y otros, 2013. Simultaneous determination of 13 psychiatric pharmaceuticals in sewage by automated solid phase extraction and liquid chromatography-mass spectrometry. *Chinese journal of analytical chemistry*, 41(1), pp. 49–56.

- Shmulik, F. P., 2005. Soil properties influencing apparent electrical conductivity: a review. *Computers and Electronics in Agriculture*, 46(1-3), pp. 45–70.
- Skoog, D. A. & West, D. M., 1985. *Introducción a la química analítica*. Primera ed. Barcelona: Reverte.
- Skoog, D. A. & West, D. M., 1986. *Introducción a la química analítica*. Barcelona: Reverte.
- Skoog, D. A., West, D. M. & Holler, F. J., 1997. *Fundamentos de química analítica*. Cuarta ed. Barcelona: Reverte.
- Stewart, M. y otros, 2014. A survey of emerging contaminants in the estuarine receiving environment around Auckland, New Zealand. *Science of The Total Environment*, Volumen 468-469, pp. 202–210.
- Strano, R. S. y otros, 2011. UHPLC-ESI-MS/MS method for direct analysis of drugs of abuse in oral fluid for DUID assessment. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, Volumen 401, pp. 609–624.
- Stuart, M., Lapworth, D., Crane, E. & Hart, A., 2012. Review of risk from potential emerging contaminants in UK groundwater. *Science of the Total Environment*, Issue 416, pp. 1–21.
- Tadeo, J. L. y otros, 2012. Analysis of emerging organic contaminants in environmental solid samples. *Central European Journal of Chemistry*, 10(3), pp. 480-520.
- Tan, B. L. L. y otros, 2007. Comprehensive study of endocrine disrupting compounds using grab and passive sampling at selected wastewater treatment plants in South East Queensland, Australia. *Environ. Int*, Volumen 33, pp. 654–669.
- Tang, X. y otros, 2014. Anti-estrogenic activity formation potential assessment and precursor analysis in reclaimed water during chlorination. *Water Research*, 48(1), pp. 490–497.
- Teixeira, R. K. L. y otros, 2014. Chemometric approach to optimize the operational parameters of ESI for the determination of contaminants of emerging concern in aqueous matrices by LC-IT-TOF-HRMS. *Microchemical Journal*, Volumen 117, pp. 242–249.
- Thompson, M. Y., Brandes, D. & Kney, A. D., 2012. Using electronic conductivity and hardness data for rapid assessment of stream water quality. *Journal of Environmental Management*, Volumen 104, pp. 152–157.
- UNESCO, 2009. *Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos WWAP*.
- UNODC, 2012. *Informe mundial sobre las drogas 2012*, New York: Oficina de las Naciones Unidas contra la Droga y el Delito.
- Utrilla, P., 2000. Aspectos farmacológicos de las anfetaminas. *Ars Pharmaceutica*, 41(1), pp. 67-77.
- Valente, M. J. y otros, 2010. Development and validation of a gas chromatography/ion trap-mass spectrometry method for simultaneous quantification of cocaine and its

- metabolites benzoylecgonine and norcocaine: Application to the study of cocaine metabolism in human primary. *Journal of Chromatography B*, 878(30), pp. 3083–3088.
- Van, N. A. L. y otros, 2009. Spatial and temporal variations in the occurrence of cocaine and benzoylecgonine in waste- and surface water from Belgium and removal during wastewater treatment. *Water Research*, 43(5), pp. 1341–1349.
- Verlicchi, P., Al Aukidya, M. & Zambello, E., 2012. Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: Removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment—A review. *Science of The Total Environment*, Volumen 429, pp. 123–155.
- Verma, A., We, X. & Kusiak, A., 2013. Predicting the total suspended solids in wastewater: A data-mining approach. *Engineering Applications of Artificial Intelligence*, 26(4), pp. 1366–1372.
- Villatoro, J. A. y otros, 2011. *Encuesta Nacional de Adicciones 2011: Reporte de Drogas*, Mexico D. F: Instituto Nacional de Psiquiatría Ramón de la Fuente Muñiz, Secretaría de Salud.
- Vuyisile, D., Zvikomborero, H., Amon, M. & Cebisile, M., 2010. Response of aquatic macro-invertebrate diversity to environmental factors along the Lower Komati River in Swaziland. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 35(13-14), pp. 665–671.
- Wang, C. y otros, 2013. Photoelectrocatalytic determination of chemical oxygen demand under visible light using Cu<sub>2</sub>O-loaded TiO<sub>2</sub> nanotube arrays electrode. *Sensors and Actuators B: Chemical*, Volumen 181, pp. 1–8.
- Weininger, S. J. & Stermitz, F. R., 1988. *Química orgánica*. Primera ed. Barcelona: Reverte.
- Wintgens, T., Salehi, F., R. H. & Melin, T., 2008. Emerging contaminants and treatment options in water recycling for indirect potable use. *Water Science & Technology*, 57(1), pp. 99-107.
- Won, J. S. y otros, 2011. Occurrence and distribution of pharmaceuticals in wastewater from households, livestock farms, hospitals and pharmaceutical manufactures. *Chemosphere*, 82(2), pp. 179–186.
- Yuan, S. y otros, 2013. Detection, occurrence and fate of 22 psychiatric pharmaceuticals in psychiatric hospital and municipal wastewater treatment plants in Beijing, China. *Chemosphere*, 90(10), pp. 2520–2525.
- Zhuang, P., Zou, H. & Shu, W., 2009. Biotransfer of heavy metals along a soil-plant-insect-chicken food chain: Field study. *Journal of Environmental Sciences*, 21(6), pp. 849–853.
- Zuccato, E. y otros, 2008. Illicit drugs, a novel group of environmental contaminants. *Water Research*, 42(4), pp. 961–968.

CAPÍTULO

---

VII

## ANEXOS

Tabla 21. Temperatura de las aguas residuales de la PTAR Atapaneo..

No. Muestra	Temperatura Influyente °C	Temperatura Efluente °C
1	22.4	25.6
2	25.4	25.6
3	23.4	22.6
4	24.6	25.0
5	22.5	23.8
6	22.2	22.3
7	21.2	22.0
8	21.6	20.8
9	21.2	20.8
10	21.0	20.0
11	20.02	21.4
12	21.4	21.3
13	20.0	20.0
14	21.8	21.3
15	20.1	20.7
16	21.0	20.1
17	20.8	21.4
18	20.9	21.2
19	20.5	21.4
20	20.3	20.0
21	21.0	20.7
22	20.9	20.8
23	21.7	21.4
24	22.2	21.8
25	22.1	22.1
26	22.2	22.5
27	22.2	22.5
28	22.4	22.3
29	22.5	22.2
30	22.7	21.8

Tabla 22. Valores de pH de las aguas residuales de la PTAR Atapaneo.

---

No. Muestra	pH influyente	pH efluente
1	7.56	7.23
2	7.80	7.45
3	7.49	7.44
4	7.38	7.80
5	7.85	7.80
6	7.18	6.86
7	6.67	6.80
8	6.72	6.94
9	6.94	6.87
10	6.91	6.45
11	7.00	6.72
12	6.93	6.75
13	7.00	6.83
14	6.62	6.53
15	6.92	6.84
16	6.95	6.80
17	6.94	6.87
18	6.97	6.80
19	6.96	6.84
20	7.07	6.83
21	6.87	6.86
22	6.91	6.87
23	6.97	6.90
24	6.79	6.96
25	6.82	6.85
26	7.13	7.12
27	7.26	7.19
28	7.41	7.05
29	7.66	7.16
30	7.56	7.23

---

Tabla 23. Sólidos totales disueltos en las aguas residuales de la PTAR Atapaneo.

No. Muestra.	STD Influyente ppm	STD Efluente ppm
1	366	294
2	412	296
3	436	299
4	386	293
5	440	302
6	446	306
7	453	318
8	366	327
9	270	323
10	227	329
11	297	324
12	320	313
13	332	311
14	296	307
15	293	301
16	310	305
17	323	298
18	337	300
19	327	293
20	325	292
21	315	296
22	328	295
23	340	290
24	386	289
25	350	327
26	458	314
27	380	340
28	910	341
29	366	342
30	365	345

Tabla 24. Conductividad Eléctrica de las aguas residuales de la PTAR Atapaneo

No. Muestra	CE Influyente $\mu\text{S/cm}$	CE Efluente $\mu\text{S/cm}$
1	732	588
2	824	592
3	872	599
4	772	585
5	880	603
6	886	610
7	906	636
8	732	655
9	539	644
10	454	657
11	593	648
12	640	626
13	664	623
14	592	613
15	587	603
16	620	611
17	646	596
18	673	600
19	653	585
20	650	584
21	630	592
22	656	590
23	680	578
24	772	579
25	700	655
26	917	628
27	760	680
28	820	682
29	732	684
30	730	688

Tabla 25. Contenido de bicarbonatos en las aguas residuales de la PTAR Atapaneo.

No. Muestra	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> Influyente mEq	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> Efluente mEq
1	1.750	1.522
2	0.913	1.217
3	2.054	1.598
4	0.609	1.522
5	2.054	1.522
6	1.065	1.522
7	0.913	1.369
8	1.598	1.369
9	1.293	1.598
10	0.913	1.598
11	0.304	1.978
12	1.445	0.989
13	0.913	1.369
14	0.761	1.826
15	0.533	1.065
16	0.380	1.598
17	0.609	1.369
18	0.228	1.369
19	0.609	1.065
20	0.380	0.837
21	0.152	0.761
22	0.380	0.837
23	0.913	0.913
24	0.304	1.065
25	0.304	1.141
26	0.837	0.685
27	0.456	1.445
28	0.304	1.293
29	0.304	1.522
30	0.913	1.445

Tabla 26. Contenido de carbonatos en las aguas residuales de la PTAR Atapaneo.

No. Muestra	CO <sub>3</sub> Influyente mEq	CO <sub>3</sub> Efluente mEq
1	2.615	1.480
2	2.822	1.490
3	2.911	1.391
4	3.020	1.391
5	2.961	1.490
6	3.000	1.530
7	2.901	1.559
8	2.191	1.589
9	1.974	1.599
10	1.579	1.480
11	1.796	1.579
12	2.082	1.441
13	2.171	1.431
14	1.974	1.490
15	1.974	1.431
16	2.191	1.263
17	2.230	1.332
18	2.368	1.342
19	2.467	1.391
20	2.329	1.352
21	2.329	1.332
22	2.447	1.332
23	2.447	1.431
24	2.546	1.332
25	2.645	1.569
26	2.832	1.628
27	2.803	1.688
28	2.921	1.776
29	2.477	1.806
30	2.635	1.885

Tabla 27. Contenido de sulfatos en las aguas residuales de la PTAR Atapaneo.

No. Muestra	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> Influyente mEq	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> Efluente mEq
1	0.914	1.355
2	1.149	1.2113
3	1.127	1.140
4	1.088	1.131
5	1.520	1.136
6	1.010	1.170
7	1.088	1.218
8	1.017	1.262
9	0.927	1.257
10	0.744	1.301
11	1.127	1.438
12	0.877	1.218
13	0.680	1.266
14	0.781	1.349
15	0.795	1.493
16	0.898	1.214
17	1.154	1.161
18	0.852	1.458
19	0.767	1.429
20	1.172	1.365
21	0.760	1.202
22	0.852	1.195
23	0.765	1.317
24	0.850	1.166
25	0.781	1.374
26	1.046	1.184
27	1.117	1.465
28	0.756	1.388
29	0.664	1.243
30	0.976	1.294

Tabla 28. Contenido de cloruros en las aguas residuales de la PTAR Atapaneo.

No. Muestra	iones Cl <sup>-</sup> Influyente mEq	iones Cl <sup>-</sup> Efluente mEq
1	0.544	0.614
2	0.704	0.6392
3	0.786	0.647
4	0.737	0.647
5	0.786	0.647
6	0.852	0.672
7	0.811	0.680
8	0.672	0.696
9	0.532	0.704
10	0.401	0.704
11	0.655	0.713
12	0.581	0.655
13	0.696	0.663
14	0.475	0.663
15	0.475	0.680
16	0.508	0.688
17	0.524	0.672
18	0.573	0.663
19	0.581	0.639
20	0.549	0.647
21	0.516	0.663
22	0.581	0.639
23	0.549	0.622
24	0.606	0.614
25	0.573	0.680
26	0.753	0.680
27	0.565	0.721
28	0.581	0.729
29	0.639	0.762
30	0.893	0.737

Tabla 29. Contenido de calcio, magnesio, sodio y potasio en los influentes de la PTAR Atapaneo.

No. Muestra	Ca ppm	Mg ppm	Na ppm	K ppm
1	24.4	10.0	60	12.6
2	26.0	10.0	70	15.2
3	30.6	10.0	75	15.6
4	27.2	10.0	80	16.4
5	28.4	7.5	80	17.2
6	27.8	7.5	80	15.6
7	29.4	7.5	80	16.0
8	26.4	7.5	60	14.8
9	22.2	5.0	50	11.6
10	21.6	5.0	35	10.6
11	25.4	7.5	50	12.2
12	25.6	7.5	60	13.4
13	27.6	7.5	60	13.2
14	24.4	7.5	55	13.0
15	25.2	5.0	55	10.8
16	27.2	7.5	50	13.2
17	27.6	7.5	55	13.2
18	31.2	7.5	40	12.2
19	29.6	7.5	60	13.0
20	27.6	10.0	60	12.2
21	27.6	10.0	60	12.6
22	28.6	7.5	60	12.2
23	28.0	12.5	60	12.8
24	28.6	7.5	65	13.8
25	27.8	7.5	65	13.4
26	30.0	7.5	80	14.8
27	28.6	12.5	70	13.6
28	28.6	7.5	70	14.8
29	26.8	7.5	65	14.0
30	27.8	10.0	70	13.8

Tabla 30. Contenido de calcio, magnesio, sodio y potasio en los efluentes de la PTAR Atapaneo.

No. Muestra	Ca ppm	Mg ppm	Na ppm	K ppm
1	28.4	12.5	70	12.8
2	29.6	10.0	70	13.0
3	29.0	10.0	70	13.6
4	27.6	10.0	65	13.4
5	28.8	10.0	70	13.4
6	28.4	10.0	70	13.8
7	28.6	10.0	75	14.0
8	29.0	7.5	75	14.0
9	29.4	7.5	70	14.0
10	29.4	7.5	70	13.6
11	29.4	7.5	85	13.8
12	27.2	7.5	70	13.6
13	28.0	7.5	65	13.0
14	25.6	7.5	65	12.2
15	26.2	7.5	65	12.6
16	26.0	7.5	65	12.2
17	27.8	7.5	65	12.6
18	26.4	7.5	65	12.6
19	27.0	7.5	75	12.6
20	27.6	7.5	70	12.6
21	27.6	7.5	60	12.4
22	26.4	7.5	65	12.4
23	26.8	7.5	80	12.4
24	26.6	7.5	65	12.6
25	27.4	7.5	80	13.2
26	27.2	7.5	75	13.8
27	27.0	7.5	90	13.2
28	26.6	7.5	75	12.8
29	26.8	7.5	80	14.0
30	27.0	10.0	85	13.6

Tabla 31. Contenido de hierro en las aguas residuales de la PTAR Atapaneo

No. Muestra	Fe ppm Influyente	Fe ppm Efluente
1	3.25	0.20
2	2.30	1.40
3	6.35	0.35
4	3.35	0.40
5	6.85	0.05
6	5.20	0.35
7	6.00	0.40
8	3.35	0.20
9	18.6	0.60
10	0.70	0.05
11	24.15	0.35
12	22.00	0.90
13	5.25	0.90
14	19.95	0.05
15	0.10	0.15
16	27.05	1.00
17	30.50	0.55
18	24.50	0.40
19	18.45	0.55
20	12.70	0.60
21	13.90	0.40
22	7.10	0.35
23	6.25	0.25
24	8.30	0.05
25	3.85	0.65
26	2.05	0.40
27	1.65	0.45
28	2.30	0.70
29	3.00	0.70
30	2.65	0.85

Tabla 32. Contenido de cobre en las aguas residuales de la PTAR Atapaneo.

No. Muestra	Cu ppm Influyente	Cu ppm Efluente
1	ND	ND*
2	0.05	ND
3	0.05	ND
4	0.05	ND
5	0.05	ND
6	0.25	ND
7	0.15	ND
8	1.05	ND
9	0.15	ND
10	0.05	ND
11	0.15	ND
12	0.15	ND
13	ND	ND
14	0.05	ND
15	ND	ND
16	0.10	0.05
17	0.05	ND
18	0.05	ND
19	ND	ND
20	ND	ND
21	ND	ND
22	ND	ND
23	ND	ND
24	ND	ND
25	ND	ND
26	ND	ND
27	ND	ND
28	ND	ND
29	ND	ND
30	ND	ND

\*ND, no detectado.

Tabla 33. Contaminantes emergentes en muestras de influente de la PTAR Atapaneo ( $\mu\text{g/L}$ ).

COMP.	M01	M02	M03	M04	M05	M08	M11	M14	M17	M20	M24	M26	M28
	12:00 Hrs	13:00 Hrs	14:00 Hrs	15:00 Hrs	16:00 Hrs	17:00 - 19:00 Hrs	20:00 - 22:00 Hrs	23:00 - 01:00 Hrs	02:00 - 04:00 Hrs	05:00 - 08:00 Hrs	09:00 - 12:00 Hrs	12:00 Hrs	12:00 Hrs
TEC	119.36	102.09	101.53	87.03	81.16	100.32	99.80	81.57	59.32	2.21	3.41	ND	5.42
CLN	2.81	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PAR	1.33	0.80	4.34	ND	ND	ND	ND	ND	0.28	ND	0.76	0.32	0.08
CEF	4.30	3.01	ND	ND	1.81	2.09	12.09	ND	2.53	0.76	1.08	1.93	ND
CED	3.53	3.01	ND	ND	10.76	15.02	9.16	7.95	8.35	3.01	ND	ND	ND
AND	8.96	ND	2.17	2.73	9.52	ND	ND	ND	ND	4.18	4.50	1.41	0.68
MAP	14.58	8.88	3.94	6.79	12.09	ND	ND	ND	0.84	4.22	1.93	2.57	ND
LID	11.04	3.29	2.25	ND	2.25	ND	ND	ND	0.60	2.81	1.77	0.84	0.44
LEV	ND	ND	54.98	ND	ND	ND	ND	24.46	0.00	ND	ND	ND	ND
FEX	27.31	4.86	17.79	15.58	30.36	77.47	147.87	29.72	37.95	10.60	1.24	2.89	0.64
BRF	3.57	2.61	1.24	2.41	7.67	18.63	18.31	10.48	6.71	ND	ND	ND	ND
AMP	24.54	12.01	10.12	7.51	18.55	43.98	42.89	24.38	23.69	6.71	1.93	3.98	2.25
BZO	4.78	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
THC	ND	ND	ND	ND	46.02	29.24	37.95	25.22	11.29	5.26	1.89	ND	0.72
AMF	1.24	0.76	1.33	0.96	ND	ND	ND	ND	ND	0.20	0.40	0.40	0.80
MOF	1.77	0.00	6.59	2.29	2.93	8.84	5.66	0.92	1.37	0.00	12.01	1.00	2.21
SEC	5.14	3.61	ND	ND	3.17	ND	ND	ND	ND	0.44	ND	ND	0.92
DAMF	2.57	2.85	ND	ND	4.02	ND	ND	ND	0.60	3.17	2.17	3.29	2.57
LZN	21.69	11.29	7.95	7.27	16.83	30.12	30.72	18.51	17.47	5.94	1.85	4.06	1.49
FEN	2.05	ND	7.07	9.84	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	2.65	0.60
MET	1.77	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PEG	ND	ND	ND	ND	63.05	64.62	39.20	14.74	4.70	11.65	0.92	7.59	1.29
PEG	47.63	34.06	44.90	67.47	77.19	311.20	272.69	111.53	106.47	40.56	6.99	17.47	7.43
PEG	57.99	38.35	50.72	78.96	84.70	356.22	298.19	139.40	129.24	47.91	9.60	20.72	7.87
PEG	67.99	42.53	63.65	85.82	92.45	431.89	315.90	161.57	148.19	59.04	11.41	25.54	13.05
PEG	76.91	46.31	59.56	80.52	91.45	472.89	327.75	181.73	154.38	68.27	13.65	29.96	10.68
PEG	74.90	44.78	53.45	66.27	81.61	466.02	311.41	173.01	143.78	67.67	13.86	31.04	10.92
PEG	67.83	39.36	31.45	44.74	64.30	424.10	276.99	152.37	117.31	61.69	12.41	29.16	10.16
PEG	51.77	27.95	18.11	24.74	44.02	353.05	221.16	122.13	87.91	47.35	10.76	24.38	8.76
PEG	17.11	21.16	3.05	16.35	27.51	261.20	153.17	86.06	58.63	30.52	7.55	16.91	5.10
PEG	9.44	9.04	1.12	23.57	16.27	175.82	96.10	57.03	34.42	17.55	2.61	10.56	1.77
PEG	5.46	4.26	ND	47.11	23.45	105.94	58.31	34.42	18.03	9.40	1.37	4.18	1.08
PEG	ND	ND	ND	53.17	27.39	97.43	9.84	2.41	ND	ND	ND	2.37	ND

Tabla 34. Contaminantes emergentes en muestras de efluente de la PTAR Atapaneo ( $\mu\text{g/L}$ ).

COMP.	M01	M02	M03	M04	M05	M08	M11	M14	M17	M20	M24	M26	M28
	12:00 Hrs	13:00 Hrs	14:00 Hrs	15:00 Hrs	16:00 Hrs	17:00 -	20:00 -	23:00 -	02:00 -	05:00 -	09:00 -	12:00 Hrs	12:00 Hrs
						19:00 Hrs	22:00 Hrs	01:00 Hrs	04:00 Hrs	08:00 Hrs	12:00 Hrs		
TEC	97.63	85.98	95.38	160.24	87.07	106.9 1	111.6 9	62.45	127.8 7	ND	7.79	2.65	ND
CLN	ND	1.29	ND										
PAR	0.96	ND	0.36	ND	ND	ND	ND	ND	0.16	ND	0.76	0.08	0.56
CEF	ND	6.79	ND	1.85	1.77	15.34	9.56	ND	1.81	ND	1.08	1.93	1.12
CED	2.29	4.66	2.69	5.70	9.24	18.15	7.71	3.98	8.96	1.33	ND	ND	ND
AND	2.69	4.46	6.39	7.35	5.94	ND	ND	ND	ND	3.49	4.02	2.17	1.33
MAP	15.66	8.07	6.22	8.31	6.59	ND	ND	ND	0.60	2.73	1.69	2.97	2.37
LID	7.75	1.41	0.76	ND	1.41	ND	ND	ND	0.12	3.17	2.05	0.52	1.20
LEV	ND	ND	ND	ND	ND	16.67	37.63	8.39	7.39	ND	ND	ND	ND
FEX	13.17	21.04	7.95	5.82	11.97	33.61	19.72	19.64	21.33	4.46	2.45	1.24	2.89
BRF	2.37	4.14	2.45	4.54	2.89	19.20	17.11	7.95	9.32	ND	ND	ND	ND
AMP	23.37	13.78	10.12	14.38	9.88	37.71	32.29	23.05	21.04	4.30	1.97	3.61	5.50
BZO	18.11	1.53	ND										
THC	ND	ND	2.89	4.30	6.83	36.02	19.96	19.08	13.29	3.78	1.89	ND	0.72
AMF	0.68	ND	0.08	0.08	0.80								
MOF	ND	13.05	ND	ND	ND	8.84	1.77	ND	ND	ND	14.14	1.04	2.21
SEC	7.39	6.79	1.93	2.97	1.73	ND	ND	ND	ND	0.44	4.18	ND	1.65
DAMF	1.12	ND	1.08	2.37	2.41	ND	ND	ND	0.12	1.16	1.29	3.29	2.33
LZN	23.21	12.89	3.61	13.41	10.36	27.39	22.81	14.66	15.50	4.34	2.25	3.86	4.34
FEN	2.73	1.89	7.07	ND	3.25	ND							
MET	ND												
PEG	ND	ND	ND	ND	63.94	198.2 3	38.63	22.09	11.24	3.94	1.41	7.59	2.53
PEG	41.12	52.85	34.06	69.04	82.09	239.4 0	267.5 9	150.2 4	76.39	22.29	9.24	19.24	11.29
PEG	51.65	65.70	43.78	83.49	99.80	284.0 2	365.0 6	191.9 7	105.5 4	33.45	13.69	22.37	12.89
PEG	59.80	76.39	48.39	95.98	110.28	328.2 3	471.8 9	223.8 6	135.0 2	43.37	17.11	27.91	20.36
PEG	61.73	81.61	52.33	101.04	105.70	358.8 4	588.5 5	231.8 1	155.1 8	53.21	20.12	32.73	18.88
PEG	56.35	77.59	47.27	96.99	88.35	325.2 6	571.5 3	218.0 7	180.0 4	56.27	19.52	33.09	19.44
PEG	45.90	64.42	38.92	81.08	66.95	258.4 3	479.8 4	174.7 8	146.4 3	44.38	16.31	30.76	17.79
PEG	30.32	44.22	26.02	59.64	43.33	195.0 2	371.8 1	128.4 3	114.9 0	38.80	11.24	24.98	14.42
PEG	10.80	24.86	15.74	35.22	23.41	564.0 2	260.3 2	83.61	80.96	26.91	7.47	17.43	10.28
PEG	5.74	11.77	7.19	20.40	10.80	83.78	175.2 2	51.16	51.65	16.59	2.85	9.24	4.98
PEG	3.49	6.02	2.61	17.35	15.34	84.22	102.8 9	28.84	31.97	9.44	ND	4.18	2.13
PEG	ND	ND	ND	2.85	18.67	98.43	9.20	2.17	2.21	ND	ND	2.37	ND

