



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
DE AGUASCALIENTES

CENTRO DE CIENCIAS BÁSICAS
DEPTO. DE FISIOLÓGÍA Y FARMACOLOGÍA

“CARACTERIZACIÓN Y TRATABILIDAD DEL EFLUENTE DE LA
PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DEL
PARQUE INDUSTRIAL DEL VALLE DE AGUASCALIENTES (PIVA)”

TESIS QUE PRESENTA
LAQB SANDRA MARGARITA MONTOYA CASTILLO

PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRIA EN CIENCIAS EN EL ÁREA DE TOXICOLOGÍA

TUTORES DE TESIS:
DR. FRANCISCO JAVIER AVELAR GONZÁLEZ
DR. ROBERTO RICO MARTINEZ

ASESORES:
DRA. ELSA MARCELA RAMÍREZ LÓPEZ
DR. FRANCISCO JAVIER RODRÍGUEZ VALADEZ

AGUASCALIENTES, AGS; JUNIO DE 2011

AGRADECIMIENTOS

Primero, a Dios, por guiarme en el camino.

A toda la gente que de una u otra forma colaboró en la realización de este proyecto:

Mis tutores y asesores, Doctores Francisco Javier Avelar González, Roberto Rico Martínez, Marcela Ramírez López y Francisco Javier Rodríguez Valadez; por compartir su gran sabiduría y ser mis guías principales en la realización de este proyecto.

Laboratorio de estudios ambientales: Dra. Samanta Ramos e Ing. Laura Yamamoto, mi mayor agradecimiento a ellas por el gran apoyo y las enseñanzas recibidas; así mismo a Rome y Mony y a los chicos de servicio social Gonzalo, Lilia, Marcela y Kerry que estuvieron apoyándome con el trabajo duro.

Personal de laboratorio de biotecnología vegetal y toxicología acuática: Marthita, Daniela y Gustavo y a mis compañeros Daniel Robles, Jesús Alvarado, Fernando López, Juan Carlos Arias, Diana Santos y Lupita Mata; gracias por tenerme paciencia y brindarme su apoyo y amistad.

Al Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica (CIDETEQ, Querétaro) por abrirme sus puertas y permitirme el uso de sus instalaciones y equipo para llevar a cabo una parte fundamental de este proyecto.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico recibido.

A mis maestros y compañeros de Maestría en Ciencias en Biotecnología Vegetal y Toxicología de la octava generación, por la sabiduría y los momentos compartidos.

A mi amiga Diana Martell por estar conmigo en las buenas y en las malas haciendo un buen dúo de trabajo en beneficio de ambas.

A todos ellos...

¡MUCHAS GRACIAS!

DEDICATORIA

Este trabajo está enteramente dedicado a mi familia por ser la fuente de mi inspiración y motivación para superarme cada día más y así poder luchar para que la vida nos depare un futuro mejor. Gracias por atreverse a confiar en mí, es obvio que sin ustedes este sueño nunca hubiera podido ser completado; sencillamente son la base de mi vida profesional y les estaré eternamente agradecida.

Realmente no hay palabras que logren expresar lo mucho que los amo y quiero agradecerles.

Y a ti, que ya no estás conmigo... ¡Gracias!

M. en C. Sandra M. Montoya Castillo

CARTAS DE LIBERACIÓN



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
DE AGUASCALIENTES

M. en C. Martha Cristina González Díaz
Decano del Centro de Ciencias Básicas
PRESENTE



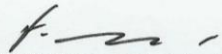
Estimada M. en C. Martha Cristina González Díaz:

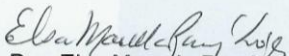
Por medio de este mensaje doy el visto bueno para que la tesis de maestría titulada **"CARACTERIZACIÓN Y TRATABILIDAD DEL EFLUENTE DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DEL PARQUE INDUSTRIAL DEL VALLE DE AGUASCALIENTES (PIVA)"**, de la Lic. en A.Q.B. Sandra Margarita Montoya Castillo, quien es alumna regular de nuestro programa de Maestría en Ciencias del área de Toxicología, sea impresa. Dicho trabajo ya fue revisado por los dos codirectores de la tesis y por la asesora y Sandra ya hizo los cambios que se le propusieron.

Sin otro asunto que tratar, no me resta sino enviarle un afectuoso saludo.

ATENTAMENTE

Aguascalientes, Ags., a 15 de junio de 2011
"SE LUMEN PROFERRE"


Dr. Francisco Javier Avelar
González
Co-director de tesis
E-mail: fjavelar@correo.uaa.mx


Dra. Elsa Marcela Ramírez
López
Asesora
emramir@correo.uaa.mx


Dr. Roberto Rico
Martínez
Co-director de tesis
rrico@correo.uaa.mx



UNIVERSIDAD AUTONOMA
DE AGUASCALIENTES

Centro de Ciencias Básicas

LIC. EN AQB. SANDRA MARGARITA MONTOYA CASTILLO
ALUMNO (A) DE LA MAESTRÍA EN CIENCIAS EN EL
ÁREA TOXICOLOGÍA
P R E S E N T E .

Estimado (a) alumno (a) Montoya:

Por medio de este conducto me permito comunicar a Usted que habiendo recibido los votos aprobatorios de los revisores de su trabajo de tesis y/o caso práctico titulado: **"Caracterización y Tratabilidad del efluente de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales del Parque Industrial del Valle de Aguascalientes (PIVA)"**, hago de su conocimiento que puede imprimir dicho documento y continuar con los trámites para la presentación de su examen de grado.

Sin otro particular me permito saludarle muy afectuosamente.

ATENTAMENTE
Aguascalientes, Ags., 15 de junio de 2011
"SE LUMEN PROFERRE"
LA DECANO

M. en C. MARTHA CRISTINA GONZÁLEZ DÍAZ



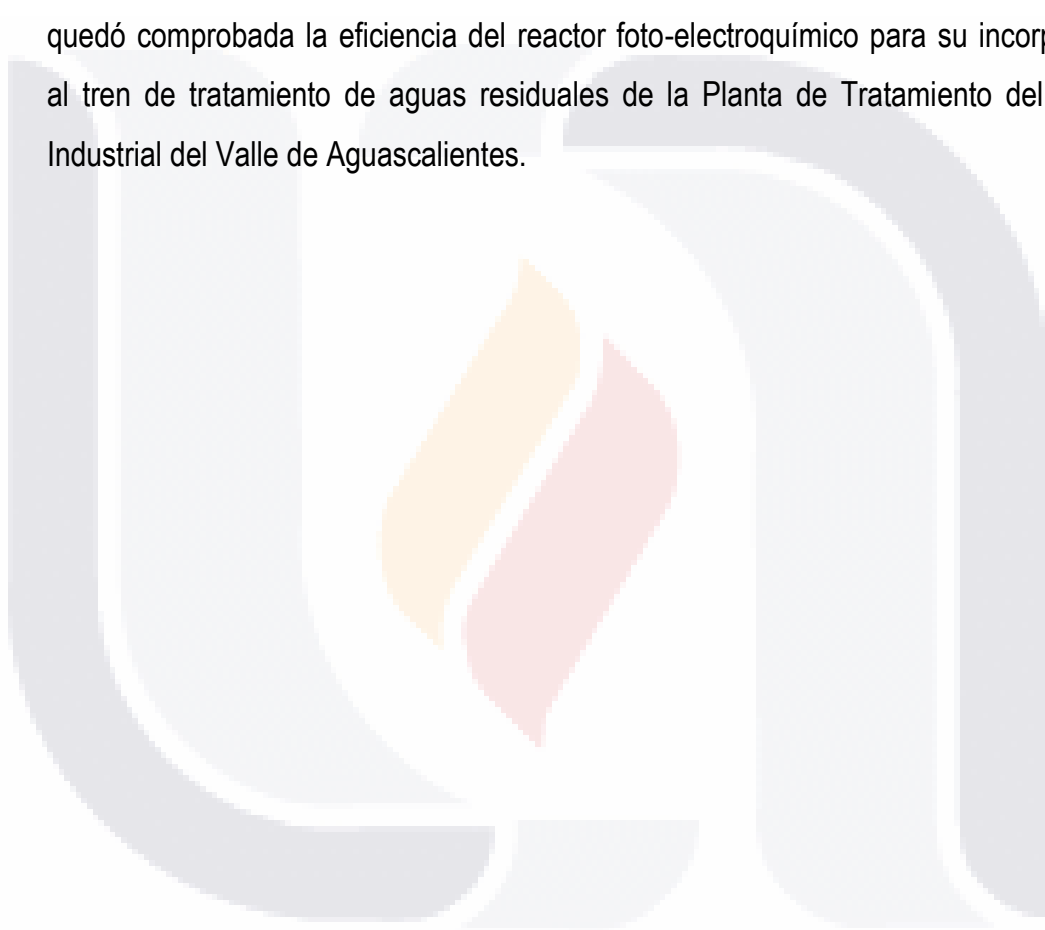
c.c.p.- Archivo
MCGD,mjda

RESUMEN

La situación del agua en México es alarmante, en el caso del estado de Aguascalientes, el Río San Pedro representa el principal cauce con que cuenta el estado, por desgracia, las actividades antropogénicas han ido deteriorando la calidad de su cauce a lo largo de las décadas. El Río San Pedro recibe descargas de las aguas residuales tratadas provenientes de las plantas de tratamiento con que cuenta el estado, las cuales en muchas de las ocasiones aún están sobrecargadas de contaminantes que no fueron degradados por el proceso típico de las plantas de tratamiento. Un caso de especial importancia, es la planta de tratamiento de las aguas residuales del Parque Industrial del Valle de Aguascalientes (PIVA) la cual descarga sus aguas tratadas al Río San Pedro con altos niveles de contaminantes tóxicos, generando con esta acción un peligro ambiental inminente.

El presente proyecto demostró que el tren de tratamiento de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales del Parque Industrial del Valle de Aguascalientes es insuficiente para eliminar los contaminantes presentes en las aguas residuales provenientes del complejo industrial, ya que los parámetros DQO, SAAM, fósforo total, nitrógeno total y nitrógeno amoniacal sobrepasan las concentraciones límite máximas establecidas por normas mexicanas y organismos internacionales, además de presentar niveles de toxicidad variables en muestras compuestas de estas aguas residuales; de este modo, se sabe que la alta concentración de estos contaminantes están relacionados con la generación de toxicidad y compuestos orgánicos recalcitrantes no susceptibles a degradar por tratamientos biológicos convencionales, por lo cual, en el presente proyecto se probó una nueva propuesta para depuración de aguas residuales basada en la generación in situ de radicales libres ($\text{OH}\cdot$) para la degradación de compuestos orgánicos presentes en las aguas residuales; esto se logró mediante el uso de un reactor foto-electroquímico para la generación de peróxido de hidrógeno diseñado por personal del centro de Investigación y Desarrollo

Tecnológico en electroquímica (CIDETEQ). Los resultados obtenidos mostraron una remoción de la DQO superior al 95% en algunas muestras sometidas al tratamiento de oxidación avanzada; así mismo, se logró eliminar el 100% del nivel de toxicidad de las muestras efluentes y disminuir hasta un 90% la toxicidad del influente; por lo cual, se comprobó que la toxicidad de las muestras analizadas provenía de compuestos orgánicos degradados con el tratamiento de oxidación avanzada propuesto; por lo que quedó comprobada la eficiencia del reactor foto-electroquímico para su incorporación al tren de tratamiento de aguas residuales de la Planta de Tratamiento del Parque Industrial del Valle de Aguascalientes.



INDICE GENERAL

capítulo		Página
I	INTRODUCCIÓN ANTECEDENTES	1
	1. CONTAMINACIÓN AMBIENTAL	1
	2. EL AGUA	2
	2.1. Las aguas residuales y su tratamiento	3
	2.2. Caracterización	4
	2.3. Tratamiento	7
	2.4. Procesos de oxidación avanzada para el tratamiento de aguas residuales	12
	2.5. Toxicidad de las aguas residuales	16
	3. SITUACIÓN DEL AGUA EN MÉXICO	17
	3.1. Situación del agua en Aguascalientes.	20
	4. CONTAMINACIÓN DEL RÍO SAN PEDRO, AGUASCALIENTES	22
	5. PLANTA DE TRATAMIENTO DEL PARQUE INDUSTRIAL DEL VALLE DE AGUASCALIENTES (PIVA)	23
II	JUSTIFICACIÓN	24
III	HIPÒTESIS	24
IV	OBJETIVOS	25
	1. GENERAL	25
	2. PARTICULARES	25
V	METODOLOGÍA	26
	1. COLECTA	26
	1.1. Muestra compuesta de 24 horas	26
	1.2. Muestra compuesta quincenal	27
	1.3. Colecta en el río (mes de marzo 2010)	27
	2. PARÀMETROS DE CAMPO	28
	2.1. pH	28
	2.2. Conductividad	28
	2.3. Oxígeno disuelto	28

3.	PARÀMETROS DE CALIDAD (CARACTERIZACIÓN)	28
3.1.	Nutrientes:	28
	fósforo, nitrógeno, nitrógeno amoniacal	
3.2.	Indicadores de contaminación:	29
	DQO, DBO ₅ , sólidos, GyA	
3.3.	Tóxicos orgánicos:	29
	SAAM, fenoles, anilinas	
3.4.	Metales totales	30
	(Cu, Fe, Hg, As, Ni, Cr, Mn, Zn, Pb y Cr)	
4.	PRUEBAS DE TOXICIDAD AGUDA CON <i>Daphnia magna</i> Straus	30
5.	PRUEBAS DE TRATABILIDAD (TRATAMIENTO DE OXIDACIÓN AVANZADA)	31
5.1.	Pruebas preliminares de tratabilidad. Proceso Fenton químico.	32
5.2.	Determinación de especies de carbono	33
5.3.	Determinación de DQO	33
5.4.	Determinación de H ₂ O ₂ posterior al análisis	33
5.5.	Pruebas de oxidación avanzada en reactor	33
VI	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	35
1.	PARÁMETROS DE CAMPO	36
2.	PARÀMETROS DE CALIDAD	39
2.1.	Nutrientes	39
2.1.1.	Fósforo total	39
2.1.2.	Nitrógeno total	41
2.1.3.	Nitrógeno amoniacal	42
3.	INDICADORES DE CONTAMINACIÓN	44
3.1.	Demanda Química de Oxígeno (DQO)	44
3.2.	Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	47
3.3.	Sólidos	50
3.4.	Grasas y Aceites (GyA)	53
4.	TÓXICOS ORGÁNICOS	55
4.1.	Sustancias Activas al Azul de Metileno (SAAM)	55
4.2.	Fenoles totales	57
4.3.	Anilinas	59

	5. METALES TOTALES	61
	6. PRUEBAS DE TOXICIDAD AGUDA CON <i>Daphnia magna</i> Straus	63
	7. PRUEBAS DE TRATABILIDAD (TRATAMIENTO DE OXIDACIÓN AVANZADA)	66
	7.1. Determinación inicial de especies de carbono	67
	7.2. Pruebas de oxidación avanzada en reactor	68
	7.2.1. Producción de H ₂ O ₂	69
	7.3. Evaluación de la efectividad del tratamiento de oxidación avanzada en las muestras.	75
	7.3.1. Remoción de la DQO	76
	7.3.2. Remoción de la toxicidad	77
VII	CONCLUSIONES	83
VIII	ANEXO	87
IX	GLOSARIO	90
X	BIBLIOGRAFÍA	92

INDICE DE CUADROS

Cuadro		Página
1	Las tecnologías avanzadas de oxidación	13
2	Regiones Hidrológico-Administrativas de México	19
3	Condiciones de prueba proceso Fenton químico	32
4	Condiciones de análisis en reactor	34
5	Conductividad, pH, oxígeno disuelto	37
6	Fósforo total	39
7	Nitrógeno total	41
8	Nitrógeno amoniacal	42
9	Demanda Química de Oxígeno	45
10	Origen de la DQO (efluentes)	46
11	Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	48
12	Sólidos	51
13	Grasas y aceites	53
14	Sustancias Activas al azul de Metileno (SAAM)	56
15	Fenoles totales	58
16	Anilinas	59
17	Metales totales	62
18	Parámetros indicadores de toxicidad	63
19	Escala de toxicidad para aguas residuales y residuales tratadas	64
20	Niveles de toxicidad de efluentes de la planta de tratamiento del PIVA	64
21	Relación DQO-Toxicidad	65
22	Datos iniciales de especies de carbono	67
23	Remoción de la DQO posterior al tratamiento de oxidación avanzada en reactor	76

INDICE DE FIGURAS

Figura		Página
1	Regiones Hidrológico-Administrativas de México	18
2	Ubicación del complejo PTAR-PIVA	23
3	Esquema del reactor foto-electroquímico	34
4	Fósforo total	40
5	Nitrógeno total	41
6	Nitrógeno amoniacal	43
7	Demanda Química de Oxígeno	45
8	Origen de la DQO (efluentes)	47
9	Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	49
10	Grasas y aceites	54
11	Sustancias Activas al azul de Metileno (SAAM)	57
12	Fenoles totales	58
13	Anilinas	59
14	Blanco de muestra (agua desionizada)	70
15	Muestra no tóxica (NT): efl. 1° agosto	71
16	Muestra moderadamente tóxica (MoT): efl. 2° octubre	72
17	Muestra muy tóxica (MT): efl. 2° septiembre	73
18	Muestra influente (INF): marzo	74
19	Evaluación de la toxicidad Muestra no tóxica (NT)	77
20	Evaluación de la toxicidad Muestra moderadamente tóxica (MoT)	78
21	Evaluación de la toxicidad Muestra muy tóxica (MT)	79
22	Evaluación de la toxicidad Muestra influente (INF)	80

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN Y ANTECEDENTES

1.- CONTAMINACIÓN AMBIENTAL

Se considera que la contaminación ambiental ha existido desde el inicio de nuestros tiempos, pues se encuentra directamente vinculada a las actividades del ser humano; definida según Albert (1997) como "la introducción o presencia de sustancias, organismos o formas de energía en ambientes o sustratos a los cuales no pertenecen o en cantidades superiores a la propias de dichos sustratos, por un tiempo suficiente, y bajo condiciones tales, que esas sustancias interfieren con la salud y la comodidad de las personas, dañan los recursos naturales o alteran el equilibrio ecológico de la zona". A pesar de que los casos evidentes de contaminación dieron inicio a finales del siglo XVIII durante la revolución industrial, se agudizaron de manera considerable después de la II Guerra Mundial, debido al incremento universal en el consumo de energía, así como la extracción, producción y/o uso de diversas sustancias para las cuales, los mecanismos naturales de degradación fueron rebasados o simplemente, no existen. La calidad de nuestro ambiente se ha visto seriamente afectada por el manejo y disposición inadecuada de considerables cantidades de desechos, generados en grandes grupos de población y centros industriales (Ramos et al., 2003). Es de especial preocupación la contaminación y el deterioro de los diferentes cuerpos de agua debido al uso indiscriminado y el vertido sin previo o deficiente tratamiento de las aguas residuales municipales, agrícolas e industriales; lo cual aunado al insuficiente control en el tratamiento, ocasiona el deterioro gradual de los recursos hídricos (CONAGUA, 2009; Ramos et al., 2003; Treviño y Cázares, 1999), esto es ocasionado principalmente por el aumento de las necesidades de agua para los hombres que conlleva a la próxima producción de una crisis global de las reservas de agua (Ramos et al., 2003).

2- EL AGUA

El agua es el líquido más común de la tierra y cubre aproximadamente tres cuartas partes de ella, encontrándose superficialmente en lagos, ríos y mares, de forma subterránea o en forma gaseosa en el vapor atmosférico. La tierra posee agua en abundancia y en sus tres fases: sólida, líquida y gaseosa (Curtis y Barnes, 1993), aunado a esto es sabido que el agua constituye hasta el 97% de la materia de los seres vivos, dado que en ella se originó y es indispensable para la preservación de la vida (Cházaro, 1999). La disponibilidad de agua promedio anual en el mundo es de aproximadamente 1 386 millones de kilómetros cúbicos, sin embargo, a pesar de que en nuestro planeta más del 70% de la superficie es agua; su distribución es desigual, el agua dulce es escasa ya que sólo comprende un 2.5% del total, en tanto que el resto es salada; de esta pequeña fracción de agua dulce, el 70% se encuentra congelada en los casquetes polares y el resto se distribuye en la atmósfera, cuerpos de agua superficiales y acuíferos, por lo que se estima que menos del 0.01% del agua del planeta se encuentra disponible para consumo humano, esto sin tomar en cuenta los diferentes factores que limitan su calidad (Guerrero, 1999; CONAGUA, 2009; FAO, 2010). Aunque es sabido que el agua se encuentra en una constante renovación por el ciclo hidrológico debido a la precipitación que produce el agua renovable del planeta, ésta varía de país en país y de región en región, dependiendo del clima y la ubicación geográfica, por lo que la disponibilidad del agua esconde una fuerte variación que limita sus usos dependiendo de la región del planeta; así, del total de agua dulce disponible en el mundo, se estima que el 65% se destina para riego agrícola, el 25% para la industria y el 10% para consumo doméstico, comercial y otros servicios urbanos municipales, mientras que en México aproximadamente el 83% del volumen total de agua se destina al riego, 12% al abastecimiento de agua para uso doméstico, 3% al uso industrial y el 2% restante a la acuicultura; esta situación es similar en el resto de los países, pues en la actualidad existen más de 28 países que se pueden

considerar con problemas de escasez de agua, pues cuentan con una dotación menor a los 1,000 m³ por habitante al año, cifra considerada como crítica en cuanto a oferta del recurso se refiere; México se encuentra en un nivel medio con una disponibilidad de agua per cápita de 4,312 m³ por año (FAO, 2010; WRI, 2010; CONAGUA, 2009). La demanda de agua continúa creciendo como consecuencia del incremento de la población: actualmente, la dotación per cápita a nivel mundial es 33% inferior a la que existía en 1970 y, a partir de entonces, cerca de 1,800 millones de personas se han sumado a la población mundial, y a pesar de los avances en desarrollos de tecnologías relacionadas con la distribución y calidad del agua, 1.4 miles de millones de personas en el mundo viven sin agua potable para consumo doméstico y 7 millones de personas al año mueren por enfermedades relacionadas con el agua; se estima que en México el 16.5% de las poblaciones viven sin agua potable para consumo doméstico. (INEGI, 2010).

2.1.- LAS AGUAS RESIDUALES Y SU TRATAMIENTO.

La preocupación por el tratamiento/evacuación de las aguas residuales humanas en el siglo XIX provocó que se ignorara la posibilidad de contaminación de las cuencas por los vertidos de aguas residuales industriales puesto que se pensaba que los ácidos en los vertidos industriales ayudarían a destruir los microbios de los vertidos humanos que causaban enfermedades y así serían benéficos para la calidad del agua del río y las posteriores extracciones aguas abajo, para uso potable y no se prestaba atención a los incidentes de mortandad en peces y decoloración del agua de río por los vertidos industriales; por lo que el tratamiento del agua residual es un acontecimiento moderno (posterior a la segunda guerra mundial) (Kiely, 1999).

El agua residual presenta serios peligros para el ambiente y la salud, por ser la responsable de alterar la calidad de los cuerpos receptores, contaminar los suelos por donde escurre y llevar organismos patógenos que pueden afectar al ser humano (Ramos et al., 2003). Debido al vertido frecuente de aguas residuales con la ausencia

de tratamiento hacia las aguas superficiales (ríos, lagos), se crea un riesgo para la salud humana y de los ecosistemas naturales. Entre los principales contaminantes que deterioran la calidad del agua superficial y subterránea se encuentran: materia sólida suspendida, materia orgánica, nutrientes, microorganismos patógenos, compuestos metálicos y no metálicos, compuestos orgánicos, radicales, compuestos radiactivos, metales pesados, detergentes y plaguicidas (Jiménez, 2005; Kiely, 1999; Prieto Contreras, 2008) que generan contaminantes en el agua dulce dependiendo de sus propiedades químicas, físicas y biológicas, de su concentración y del tiempo de exposición; por lo cual, la vida acuática puede ser afectada en forma directa o indirecta a través de la exposición a productos químicos y carcinógenos presentes en las aguas residuales, algunos de los cuales pueden acumularse en los organismos (Harrison, 1999). El manejo efectivo de aguas residuales debe dar como resultado un efluente ya sea reciclado o reusable, o uno que pueda ser descargado de manera segura en el ambiente. De esta manera, la calidad de las aguas residuales puede ser definida con base en sus características físicas, químicas y biológicas (Liu y Lipták, 1997), aunque debido al origen complejo de contaminantes orgánicos e inorgánicos, generalmente, no es ni práctico ni posible obtener un análisis completo de la mayoría de las aguas residuales; por estas razones, se han desarrollado una serie de métodos empíricos para la evaluación de la concentración de contaminantes en dichas aguas (Ramalho y Jiménez 1996).

2.2.- CARACTERIZACIÓN

Aunque normalmente se considera la fórmula molecular del agua como H_2O , todas las aguas naturales contienen cantidades variables de otros compuestos en concentraciones fluctuantes. Para obtener una imagen verdadera de la naturaleza de una muestra en particular, es necesario cuantificar diferentes propiedades mediante un análisis que determine sus características físicas, químicas biológicas y radiactivas (Arundel, 2000).

La caracterización de aguas residuales y lodos activados han sido utilizados para el control y la optimización de los procesos existentes, y el desarrollo de nuevos procesos (Arslan y Ayberk, 2003). Los siguientes son algunos de los parámetros y contaminantes más importantes y usualmente empleados para caracterizar aguas residuales.

A) *PARÁMETROS FÍSICOS*: Temperatura, color, olor, pH, conductividad, turbidez; son parámetros que influyen por sus efectos sobre otras propiedades del agua y la calidad de la misma.

B) *SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN*: Cuando son vertidos en lechos de ríos, lagos, etcétera; conducen al desarrollo de depósito de lodos y aumentan las condiciones anaerobias de las zonas de vertido.

C) *MATERIA ORGÁNICA*: es medida en términos de DBO (demanda bioquímica de oxígeno) y DQO (demanda química de oxígeno). El vertido de aguas residuales con elevada DBO y DQO en el entorno acuático puede llevar al agotamiento de los recursos naturales de oxígeno y al desarrollo de condiciones sépticas.

D) *NUTRIENTES*: Los principales son el nitrógeno, el fósforo y el carbono. Un agua residual que los contenga, y se vierta sin tratar, puede producir el crecimiento de una vida acuática no deseada así como la contaminación de aguas superficiales y subterráneas.

E) *METALES*: provienen generalmente de aguas residuales comerciales e industriales. Aunque algunos de estos metales son necesarios para el desarrollo de la vida biológica, las concentraciones elevadas de estos pueden interferir en los procesos de depuración y, por supuesto, que su vertido al medio acuoso podría poner en peligro el aprovechamiento de las aguas naturales dada su alta toxicidad (Kiely, 1999; Rössle y Pretorius, 2001).

F) *COMPUESTOS TÓXICOS*: Ejemplo de este tipo de compuestos son los detergentes, fenoles y anilinas; estos, tienen la misma problemática que los metales pesados, y algunos de ellos, tales como la plata, cobre, boro, cianuro, cromo, plomo y

arsénico, son tóxicos en alguna medida para los microorganismos y, por lo tanto, pueden interferir en los procesos de depuración biológica (Sans y Ribas, 1999).

El crudo de aguas residuales se debe, por tanto, caracterizar por el contenido de nutrientes y fracciones sólidas (Rössle y Pretorius, 2001). Mientras que todos los vertidos urbanos presentan impurezas minerales y orgánicas cuya naturaleza y concentración son bastantes similares de una ciudad a otra, y por ello sus líneas de tratamiento son análogas, los vertidos industriales, debido a su gran diversidad, necesitan una investigación propia de cada tipo de industria y la aplicación de procesos de tratamientos específicos (Arundel, 2000). Los efluentes industriales contienen con frecuencia sustancias que no se eliminan por un tratamiento convencional, bien por estar en concentraciones elevadas, o bien por su naturaleza química. Muchos de los compuestos orgánicos e inorgánicos que se han identificado en aguas residuales industriales son objeto de regulación especial debido a su toxicidad o a sus efectos biológicos a largo plazo (Rodríguez et al., 2006). En estudios de caracterización de aguas residuales de tipo industrial, incluyen compuestos específicos de interés, tal es el caso de Álvarez et al. (2004) que incluyen como parámetro de caracterización compuestos cromados, ya que proviene del interés por la caracterización de aguas residuales generadas por tenerías que emplean dichos compuestos para el curtido de pieles, sin embargo, no se dejan de lado parámetros básicos como: pH, conductividad, DQO, DBO5, cloruros, sulfatos, nitrógeno total y sólidos provenientes de los efluentes. En la industria del papel, por ejemplo, los procesos requieren el empleo de grandes cantidades de compuestos de cloro y álcali; generando que las aguas residuales obtenidos en este proceso sean de color marrón oscuro con una madera carbonizada y olores químicos; además, dado que se utilizan compuestos de cloro, las aguas residuales tienen una alta DQO y contienen compuestos orgánicos clorados que pueden resultar carcinogénicos (Ragunathan y Swaminathan, 2004), por lo que en la caracterización de este tipo de efluentes, se incluyen cloruros como parámetro de caracterización. Otro ejemplo es la Industria

farmacéutica que genera efluentes que contienen varios disolventes orgánicos, colorantes, ácidos, bases y una variedad de otros compuestos orgánicos, que son tratados, por lo general, con costosos procesos aeróbicos, y que para su caracterización, se incluyen parámetros toxicológicos (Rodríguez-Martínez, et al., 2005).

2.3.- TRATAMIENTO

El tratamiento de agua es una de las formas más antiguas de protección para la salud pública. Desde hace muchos años, el hombre ha tratado el agua para eliminar residuos, reducir riesgos a la salud y mejorar su calidad en cuanto a su apariencia, olor, color y sabor. Desde la época antigua el agua se trataba hirviéndola, exponiéndola al sol, depositándola en recipientes para su sedimentación o filtrándola a través de arena o grava para purificarla; en la actualidad, muchas de estas técnicas aún son empleadas para el tratamiento de las aguas ya sean de abastecimiento o residuales, complementándose con las técnicas físicas y químicas modernas (Prieto Contreras, 2008; Treviño y Cázares, 1999). Los tratamientos a los que se deben someter los efluentes tienen que garantizar la eliminación o recuperación del contaminante en el grado requerido por la legislación que regula el vertido del efluente o para garantizar las condiciones mínimas del proceso en el caso de reutilización o recirculación de la corriente para uso interno. El nivel máximo admisible de contaminante puede conseguirse mediante el desarrollo de diversos procesos de tratamiento de aguas residuales dependiendo de la calidad requerida de agua. Estos procesos se dividen básicamente en: a) primarios; cuando se utilizan procesos físicos sencillos para remover los sólidos suspendidos y aceites de la corriente de agua residual. b) secundarios; que se utilizan para remover materia soluble y coloidal que no se puede eliminar mediante medios físicos. c) terciarios y cuaternarios, utilizados para la remoción de contaminantes más específicos que no se pueden remover con los tratamientos anteriores. Estos tratamientos tienen el objetivo de eliminar o minimizar

riesgos para la salud y el ambiente (Romero, 1999; Rodríguez et al., 2006). En muchas ocasiones, se ha hecho mención que la solución a la contaminación es la dilución; para contaminantes como la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), sólidos suspendidos (SS) y fósforo, esta afirmación tiene lógica, pues cuando se descargan cantidades pequeñas de aguas negras en ríos o cuerpos de agua relativamente grandes, los incidentes de abasto de agua contaminada o peligros para la salud pública son poco frecuentes; la razón de esto es la dilución de los contaminantes y la purificación natural que se lleva a cabo; sin embargo, al aumentar la población, estos factores mitigantes pierden eficacia y tarde o temprano se hace necesaria alguna forma de tratamiento de aguas residuales. Al principio, un tratamiento parcial (primario) basta para impedir los indicios más obvios de la contaminación; sin embargo, al continuar la urbanización, puede ser necesario un tratamiento adicional (secundario) por métodos biológicos. La eficiencia del tratamiento necesario se puede correlacionar con la capacidad asimilativa de las aguas receptoras, esto es, con su capacidad para aceptar materia orgánica, nitrógeno y otros contaminantes sin que genere problemas. La necesidad del tratamiento de las aguas residuales surge en todos los países; e incluso en las regiones menos desarrolladas, el tratamiento de los residuos domésticos para la protección de la salud pública todavía constituye la preocupación principal, aunque los métodos de tratamiento en un país o región varían con la densidad de población y el estado de desarrollo tecnológico (López-López et al., 2008). A continuación se describen los distintos tratamientos convencionales con que cuenta una planta de tratamiento de agua residual:

a) PRE-TRATAMIENTO

Los pre-tratamientos de aguas residuales implican la reducción de sólidos en suspensión o el acondicionamiento de las aguas residuales para su descarga en los receptores o acondicionar el agua residual para que pueda recibir posteriormente un tratamiento biológico o físicoquímico (Eckenfelder, 2009). La eliminación de esta

materia en suspensión se suele hacer mediante operaciones mecánicas; sin embargo, en muchos casos, y para favorecer esa separación, se utilizan aditivos químicos, denominándose en este caso tratamientos químico-físicos (Rodríguez Fernández., 2006). El tratamiento preliminar también podría ayudar a reducir la población bacteriana por la eliminación de sólidos, aunque el objetivo primordial del pre-tratamiento, se limita a disminuir el tamaño de los sólidos, además de retirar los materiales de grandes dimensiones (Arundel, 2000).

b) TRATAMIENTO PRIMARIO

El tratamiento primario se refiere comúnmente a la remoción parcial de sólidos suspendidos, materia orgánica u organismos patógenos, materia insoluble como arena, grasas y espuma, mediante sedimentación u otro medio y constituye un método de preparar el agua para el tratamiento secundario. Típicamente el tratamiento primario, con un buen diseño y manejo debe remover entre un 50 y 70% de los sólidos suspendidos del agua residual cruda y de un 25 - 40% de la DBO (Crites, 1998). Este tipo de tratamiento, por lo general incluyen procesos de clarificación, sedimentación ó decantación, procesos en los cuales el agua se deja decantar cierto periodo en un tanque de decantación y así producir un efluente líquido clarificado y un lodo líquido-sólido (denominado lodo primario) en una segunda línea. El objetivo es producir un efluente líquido de calidad aprovechable para la siguiente etapa de tratamiento (es decir, el tratamiento secundario) y lograr una separación de sólidos que dé lugar a un lodo primario que pueda ser convenientemente tratado y vertido. En el tratamiento primario se lleva a cabo una sedimentación en reposo con la remoción de la materia flotante y grasas, así como la eliminación del lecho de lodo sedimentado (Kiely, 1999).

c) TRATAMIENTO BIOLÓGICO O SECUNDARIO.

Este tratamiento se realiza con el objetivo de eliminar la mayor parte de la carga de contaminación orgánica en las aguas residuales; para ello, se requiere aplicar un proceso de oxidación biológica que lleve consigo la aireación de líquido para una adecuada oxigenación (Arundel, 2000). Los tratamientos biológicos constituyen una serie de importantes procesos de tratamiento que tienen en común la utilización de microorganismos (entre las que destacan las bacterias) para llevar a cabo la eliminación de componentes indeseables del agua, aprovechando la actividad metabólica de los mismos sobre esos componentes. La aplicación tradicional consiste adicionalmente en la eliminación de materia orgánica biodegradable, tanto soluble como coloidal y la eliminación de compuestos que contienen elementos nutrientes (nitrógeno y fósforo). Es uno de los tratamientos más habituales, no solo en el caso de aguas residuales urbanas, sino en buena parte de las aguas industriales (Rodríguez Fernández, 2006). En el tratamiento biológico el proceso consiste únicamente en transformar los nutrientes en tejido celular y diversos gases; el tejido celular es ligeramente más pesado que el agua, en consecuencia, la separación se tendrá que hacer por sedimentación y decantación. Según el tipo de agua residual a tratar, los objetivos en el tratamiento biológico pueden diferir ligeramente; así, en el tratamiento de aguas residuales domésticas los objetivos son la eliminación de materia orgánica y nutrientes como el nitrógeno y el fósforo; en aguas residuales industriales el tratamiento persigue la eliminación de compuestos orgánicos e inorgánicos, teniendo en cuenta que algunos metales pesados son tóxicos para las bacterias utilizadas en ciertos procesos biológicos (Sans Fontia y Ribas de Pablo, 1999). En la mayor parte de los casos, la materia orgánica constituye la fuente de energía y de carbono que necesitan los microorganismos para su crecimiento, además de esto, también es necesaria la presencia de nutrientes que contengan los elementos esenciales para el crecimiento, especialmente los compuestos que contengan nitrógeno y fósforo, y por último, en el caso de sistema aerobio, la presencia de oxígeno disuelto en el agua.

Este último aspecto será clave a la hora de elegir el proceso biológico más conveniente (Kiely, 1999). Al efectuar el tratamiento secundario, se remueve alrededor del 85% de la materia orgánica inicial; siendo un proceso capaz de biodegradar la materia orgánica en productos “no contaminantes”, generalmente agua, dióxido de carbono y biomasa o lodos (Romero, 1999), para lograrlo, los microorganismos realizan un proceso denominado “oxidación biológica” ó “biodegradación” que son los mecanismos para la eliminación de compuestos orgánicos en las aguas residuales urbanas y en la mayoría de las industriales (Kiely, 1999). La mineralización o descomposición microbiológica del material orgánico de las aguas residuales en productos finales orgánicos como dióxido de carbono, agua, nitrógeno amoniacal o nitratos, ortofosfatos y sulfatos es característica de la oxidación aerobia de carbohidratos y lípidos, sin embargo, no se aplica a muchos compuestos aromáticos que tienen masa molecular alta, estado de oxidación alto y que son estables bioquímicamente, como la lignina, materia húmica y muchos hidrocarburos aromáticos clorados (Romero, 1999).. En muchos casos, el objetivo de los procesos de oxidación no es la mineralización completa con conversión del carbono orgánico a dióxido de carbono, sino la transformación de los contaminantes en sustancias biodegradables que no originen problemas de inhibición de biomasa en tratamientos biológicos convencionales o que permitan la descarga sin originar problemas de ecotoxicidad. La aplicación de un método u otro depende fundamentalmente de la concentración del contaminante y del caudal de efluente (Andreozzi et al., 1999).

d) TRATAMIENTO Terciario y Cuaternario

La depuración biológica constituye la vía más racional para la reducción de la DBO y de su correspondiente DQO; sin embargo, la aplicación de reglamentaciones cada vez más rigurosas puede hacer que sea necesaria la eliminación complementaria de la DQO no biodegradable, de color y de ciertos compuestos específicos. Esta DQO se debe a compuestos orgánicos, en general disueltos y de naturaleza muy diversa:

disolventes, hidrocarburos aromáticos, derivados nitrados y sulfonados, etcétera (Arundel, 2000) que no fueron eliminados en el proceso de degradación biológica. El tratamiento terciario proporciona una etapa final para aumentar la calidad del efluente al estándar requerido antes de que éste sea descargado al ambiente receptor (mar, río, lago, campo, etc.), de esta forma, pueden precisarse concentraciones de efluentes más bajas en la relación DBO-sólidos suspendidos para satisfacer los estándares locales de calidad de un agua receptora. Algunas veces se deben reducir contaminantes traza tales como metales pesados debido a su toxicidad para la vida acuática. Los tratamientos avanzados de aguas residuales tienen dos funciones: Afino del efluente y eliminación de compuestos tóxicos, para lograrlo existen un sin fin de métodos fácilmente disponibles que van desde simples filtraciones o desinfecciones (Kiely, 1999) hasta procesos avanzados de oxidación para eliminar los remanentes de contaminación que pudieran existir en los efluentes tratados.

2.4- PROCESOS DE OXIDACIÓN AVANZADA PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Cada vez más, se está recurriendo en los países industrializados al uso de las llamadas Tecnologías o Procesos Avanzados de Oxidación (TAOs, PAOs por sus siglas en inglés), muy poco aplicados y, peor aún, menos difundidos en los países de economías emergentes como los de América Latina. Según Bolton y Cater (1994), las TAOs se basan en procesos fisicoquímicos capaces de producir cambios profundos en la estructura química de los contaminantes. Benitez et al. (1994), quienes definen los PAOs como procesos que involucran la generación y uso de especies transitorias poderosas, principalmente el radical hidroxilo ($\text{HO}\bullet$). Se trata de una familia de métodos que utilizan la elevada capacidad oxidante de los radicales $\text{HO}\bullet$ y que se diferencian entre sí en la forma en la que los generan (Rodríguez-Fernández., 2006). Algunas TAOs, como la fotocatalisis heterogénea, la radiólisis y otras técnicas avanzadas, recurren además a reductores químicos que permiten realizar

transformaciones en contaminantes tóxicos poco susceptibles a la oxidación, como iones metálicos o compuestos halogenados (Domènech et al., 2000). Una consecuencia de la elevada reactividad del agente oxidante es que los procesos avanzados de oxidación se caracterizan también por su baja selectividad; pero lo que en un proceso de producción puede ser una desventaja, en otros, es una característica deseable en el caso de la eliminación de contaminantes de aguas residuales (Rodríguez-Fernández., 2006).

El cuadro que sigue da un listado de las TAOs, clasificadas en procesos no fotoquímicos y procesos fotoquímicos:

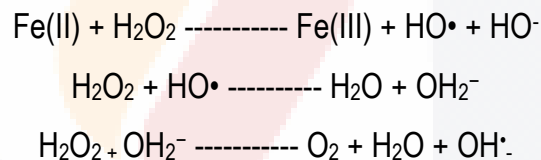
Cuadro 1: LAS TECNOLOGÍAS AVANZADAS DE OXIDACIÓN.

Tomado de Domènech et al. (2000)

<i>PROCESOS FOTOQUÍMICOS</i>	<i>PROCESOS NO FOTOQUÍMICOS</i>
<ul style="list-style-type: none"> • Ozonización en medio alcalino (O_3/OH^-) • Ozonización con peróxido de hidrógeno (O_3/H_2O_2) • Procesos Fenton (Fe^{+2}/H_2O_2) y relacionados. • Oxidación electroquímica. • Radiólisis gamma y tratamiento con haces de electrones. • Plasma no térmico • Descarga hidráulica – ultrasonido. 	<ul style="list-style-type: none"> • Oxidación en agua sub y supercrítica • Procesos fotoquímicos • Fotólisis del agua en ultravioleta de vacío (UVV) • UV/ peróxido de hidrógeno • UV/ O_3 • Foto-Fenton y relacionadas • Fotocatálisis heterogénea

La eficiencia de estas técnicas radica en que los procesos involucrados poseen una mayor factibilidad termodinámica y una velocidad de oxidación muy incrementada por la participación de radicales, principalmente el radical hidroxilo, HO^\bullet . Esta especie

posee propiedades adecuadas para atacar virtualmente a todos los compuestos orgánicos y reaccionar de 106 a 1012 veces más rápido que oxidantes alternativos. Por otro lado, se trata de procesos que utilizan reactivos costosos tales como el agua oxigenada o el ozono, por lo que su utilización debe restringirse a situaciones en las que otros procesos más baratos, como los biológicos, no sean posibles. Su máximo potencial se explota cuando se consiguen integrar con otros tratamientos, como la adsorción o los tratamientos biológicos, a fin de conseguir la máxima economía de oxidante (Domènech et al., 2000; Rodríguez-Hernández, 2006). La mayoría de los procesos de oxidación avanzada, están basados en la Reacción de Fenton, conocida desde 1894. Se trata de un sistema catalítico homogéneo en el cual una sal de hierro, habitualmente FeSO_4 , genera radicales $\text{HO}\cdot$ gracias a la interacción del peróxido de hidrógeno con la forma reducida, Fe(II) (Rodríguez-Hernández, 2006). El mecanismo de reacción es el siguiente:



El proceso es potencialmente útil para destruir contaminantes, ya que es muy efectivo para la generación de $\text{HO}\cdot$, pero un exceso de iones Fe^{2+} , puede atraparlos al igual que los halógenos, el mismo H_2O_2 o el radical perhidroxilo. Ambos radicales, el $\text{HO}\cdot$ y el $\text{HO}_2\cdot$ reaccionan indiscriminadamente con la materia orgánica, pero el segundo es menos reactivo. (Domènech et al., 2000). El pH óptimo se sitúa en el intervalo 3-6 y la pérdida de eficacia en medio básico se relaciona con la transición del hierro de la forma ferrosa hidratada especies férricas coloidales, bajo las cuales el hierro descompone el peróxido de hidrógeno en oxígeno y agua, pero sin promover la formación de radicales. Algunos desarrollos actuales investigan la posibilidad de extender el rango de pH; pero no existen aplicaciones comerciales para medio básico.

El proceso Fenton ha resultado efectivo para degradar compuestos alifáticos y aromáticos clorados, PCBs, nitroaromáticos, colorantes azo, clorobenceno, fenoles, fenoles clorados, octacloro-p-dioxina y formaldehído. Son muy pocos los compuestos que no pueden ser atacados por este reactivo, entre ellos la acetona, el ácido acético, el ácido oxálico, las parafinas y los compuestos organoclorados. Es un buen oxidante de herbicidas y otros contaminantes de suelos tales como hexadecano o Dieldrin. Puede descomponer solventes para limpieza a seco y decolorar aguas residuales con distintos tipos de colorantes y otros residuos industriales, reduciendo su DQO. También se ha aplicado exitosamente el reactivo de Fenton en la reducción de DQO de aguas municipales y subterráneas y en el tratamiento de lixiviados. Es útil como pretratamiento de compuestos no biodegradables (Domènech et al., 2000; Flox et al., 2006). Basados en la Reacción de Fenton, pueden combinarse otras Tecnologías de Oxidación avanzada, tal es el caso de los procesos electroquímicos para la oxidación de contaminantes orgánicos, que se basan en la utilización de energía eléctrica para romper los enlaces de las moléculas; estos se clasifican como procesos avanzados de oxidación porque los electrones se transfieren al compuesto orgánico en último extremo mediante la intervención de radicales hidroxilo. Mediante la aplicación de corriente eléctrica entre dos electrodos adecuados, el agua produce reacciones químicas primarias, lo que genera el radical HO•, que oxida luego la materia orgánica. En la oxidación electroquímica, los compuestos orgánicos reaccionan con oxidantes moleculares generados electroquímicamente, como el peróxido de hidrógeno que se produce en cátodos, por ejemplo de grafito, a partir del oxígeno disuelto en el medio. La capacidad oxidativa del peróxido de hidrógeno puede incrementarse en medio ácido con la introducción de una sal de Fe(II) de una forma similar a la que se describió al tratar el reactivo de Fenton. En este caso, a las vías ya descritas para la regeneración del catalizador a partir del Fe(III), se une la reducción catódica directa, proceso conocido como electro-Fenton y, en caso de que se combine con aporte de radiación ultravioleta, Foto-Electro-Fenton. El ánodo suele ser de Pb/PbO₂ o de platino. Este tipo

de procesos presenta como desventaja fundamental su elevado costo en comparación con otros procesos de oxidación avanzada. Además, es necesario convertir el efluente en conductor para lo que suele ser necesario añadir una sal (Domènech et al., 2000; Rodríguez-Fernández, 2006). Los procesos de oxidación avanzada por la técnica de Fotoelectro-Fenton, han demostrado ser altamente eficientes en la remoción de colorantes (Flox et al., 2006); herbicidas como el ácido triclorofenoxiacético (Boye, 2003), mecoprop (Flox, et al., 2007) y diurón (Catalcaya y Kargi, 2007), en muchos de los casos, hasta su completa mineralización.

2.5.- TOXICIDAD DE LAS AGUAS RESIDUALES

Posterior al tratamiento terciario y/o cuaternario de las aguas residuales, aún puede haber la presencia de tóxicos residuales provenientes de los hogares, la agricultura y la industria, o bien productos secundarios de los procesos de oxidación; los ensayos biológicos de materiales tóxicos se realizan a causa de la variedad y cantidad de tóxicos provenientes de los efluentes industriales principalmente. El hecho de que las concentraciones de sustancias tóxicas es usualmente pequeña, hace que su separación, detención y medición sea difícil y frecuentemente imposible lograrlo después del proceso de tratamiento; entonces, el ensayo biológico se convierte en el procedimiento elegible, y organismos acuáticos como peces pequeños se convierten en el organismo de prueba preferido; sin embargo, en situaciones especiales puede ser preferible seleccionar otros organismos acuáticos de prueba. En ensayos biológicos de toxicidad aguda, se determina el límite medio de tolerancia (TLM) mejor conocido como DL_{50} el cual determina la concentración del residuo en un diluyente adecuado (agua experimental), en la que ha sobrevivido el 50% de los organismos de prueba durante un tiempo específico (Fair, et al., 1992). La norma mexicana NMX-AA-087-1995-SCFI establece que el método para el análisis biológico de calidad del agua mediante pruebas de toxicidad aguda, se realiza empleando al organismo dulceacuícola *Daphnia magna* Stratus 1820 (Crustácea – Cladocero) como organismo

de prueba. Dicho método aplica para la evaluación de toxicidad aguda en cuerpos de agua dulce, así como aguas residuales industriales, efluentes agrícolas, municipales y sustancias puras combinadas o lixiviados. El método especificado por esta norma se basa en la exposición controlada del crustáceo del orden *Daphnia magna* a cuerpos de agua, sustancias puras, combinadas o efluentes y lixiviados para evaluar el efecto que producen en dicho organismo, aunque estudios han demostrado que organismos como algunas especies de rotíferos, resultan ser más efectivos para la realización de estas pruebas, debido a su mayor grado de sensibilidad (Robles-Vargas, 2010; comunicación personal).

3.- SITUACIÓN DEL AGUA EN MÉXICO

De los 222 países en el mundo, México ocupa el décimo primer lugar de los países con mayor población; es por ello que en nuestro país, el agua representa un elemento indispensable, pero también escaso; cuya falta puede a mediano plazo comprometer de forma muy seria sus posibilidades de desarrollo integral (CONAGUA, 2009). Además de la escasez de este elemento vital, el crecimiento de la actividad industrial en el país ha traído como grave consecuencia, la contaminación de prácticamente todas las cuencas hidrológicas que sirven a los centros urbanos (Ramos-Olmos et al., 2003). Con base a lo anterior la remediación de la contaminación del agua se vuelve cada vez un requisito prioritario para el bienestar y la supervivencia del ser humano, tanto en el caso del agua superficial, como la subterránea (Prieto-Contretas, 2008). El subsuelo del territorio mexicano alberga una gran cantidad de acuíferos que actúan como grandes reservas de agua, redes de acueductos y plantas de tratamiento naturales, la gran importancia de ellos en países como México que cuenta con extensas regiones áridas es que en muchas de las ocasiones el subsuelo suele ser la principal y la única fuente permanente de agua.

Nuestro país es rico en regiones y cuencas hidrológicas. La Comisión Nacional del Agua (2009), ha dividido a México, hidrológicamente, en 13 Regiones Hidrológico-Administrativas, que son agrupaciones de cuencas que procuran respetar los límites municipales para integrar con facilidad la gestión socioeconómica; a su vez, estas regiones administrativas se subdividen en 37 regiones hidrológicas, que tienen un nivel de escurrimiento similar en las que están agrupadas las 718 cuencas hidrográficas del país. En la figura 1 se puede observar geográficamente la división del país por regiones hidrológico-administrativas; así mismo, en el cuadro 1 se enlistan tanto las 13 regiones administrativas como las 37 regiones hidrológicas.



Figura 1: REGIONES HIDROLÓGICO-ADMINISTRATIVAS DE MÉXICO.

Tomado de CONAGUA. Subdirección General de Programación (2009)

Cuadro 2: REGIONES HIDROLÓGICO-ADMINISTRATIVAS DE MÉXICO.

Fuente: SEMARNAT- CONAGUA (2009)

Regiones Administrativas	Regiones hidrológicas
I. Península de Baja California	1. Baja California Noroeste (Ensenada) 2. Baja California Centro Oeste (El Vizcaíno) 3. Baja California Suroeste (Magdalena) 4. Baja California Noreste (Laguna Salada) 5. Baja California Centro Este (Sta. Rosalía) 6. Baja California Sureste (La Paz) 7. Río Colorado.
II. Noroeste	8. Sonora Norte, 9. Sonora Sur
III. Pacífico Norte	10. Sinaloa, 11. Presidio-San Pedro
IV. Balsas	17. Costa de Michoacán, 18. Balsas
V. Pacífico Sur	19. Costa Grande, 20. Costa Chica-Río Verde, 21. Costa de Oaxaca (Puerto Ángel), 22. Tehuantepec
VI. Río Bravo	24. Bravo Conchos, 24. Bajo Bravo, 24. Bravo (Amistad-Falcón), 34. Cuencas cerradas del Norte (Casas Grandes)
VII. Cuencas centrales del norte	35. Mapimí, 36. Nazas-Aguanaval, 37. El Salado
VIII. Lerma Santiago Pacífico	12. Lerma-Santiago, 13. Huicicila, 14. Ameca, 15. Costa de Jalisco, 16. Armería-Coahuayana
IX. Golfo Norte	25. San Fernando Soto La Marina, 26. Pánuco
X. Golfo Centro	27. Tuxpan-Nautla, 28. Papaloapan, 29. Coatzacoalcos
XI. Frontera Sur	23. Costa de Chiapas, 30. Grijalva-Usumacinta
XII. Península de Yucatán	31. Yucatán Oeste (Campeche), 32. Yucatán Norte (Yucatán), 33. Yucatán Este (Quintana Roo)
XIII. Aguas del valle de México	Parte de la 18 (Balsas)

De las anteriores regiones hidrológico-administrativas, las que cuentan con mayor volumen concesionado son VIII Lerma-Santiago-Pacífico, IV Balsas, III Pacífico Norte y VI Bravo. Por entidades federativas, las que presentan mayor volumen concesionado son Sinaloa y Sonora, debido a sus extensiones agrícolas bajo riego.

El CONAPO (2011) estima que entre 2007 y 2030 la población de nuestro país incrementará en 14.9 millones de habitantes, de los cuales el 82% se ubicará en localidades urbanas; este crecimiento no será uniforme en las diferentes regiones

hidrológicas y por tanto impactará de forma diversa la disponibilidad natural media de agua per cápita regional. Algunas regiones hidrológico-administrativas como la península de Baja California(I), Río Bravo (VI) y Valle de México (XIII), tendrán disponibilidades menores a 1 000 m³/hab/año al 2030, condición considerada como de grave escasez, debido a esto, las autoridades gubernamentales hacen hincapié en cuidar de manera especial el agua subterránea, pues su sobreexplotación ocasiona abatimiento de niveles freáticos, hundimientos de terreno y la necesidad de profundizar pozos; por lo que la demanda de agua deberá reducirse mediante el incremento de la eficiencia y reúso del agua residual tratada (SEMARNAT-CONAGUA, 2009).

Para cumplir con el reto de optimización de recursos hídricos, en nuestro país se tienen 4 000 presas de almacenamiento, 6.46 millones de hectáreas de riego, 2.74 millones de hectáreas de temporal tecnificado, 541 plantas potabilizadoras en operación, 1 710 plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en operación, 2 021 plantas de tratamiento de aguas residuales industriales en operación y más de 3 000 km de acueductos, todos construidos y operados con el fin de preservar la calidad del agua en nuestro país, optimizar su uso y ofrecer con ello una calidad de vida a sus habitantes.

3.1.- SITUACIÓN DEL AGUA EN AGUASCALIENTES

Ubicado al centro del territorio mexicano, el estado de Aguascalientes representa el 0.3% del total de la superficie del país; colinda al norte, noreste y oeste con Zacatecas y al sureste y sur con Jalisco. En términos generales, el clima en el estado de Aguascalientes es de carácter semi-seco, con una temperatura media anual de 17.4°C y una precipitación pluvial media de 526 mm, presentándose la mayoría de estas durante el verano (INEGI, 2010). Por su ubicación geográfica, Aguascalientes se encuentra prácticamente en su totalidad dentro de la región hidrológico-administrativa XIII denominada Lerma Santiago Pacífico (CONAGUA) y aunque las características climáticas y geológicas de Aguascalientes no permiten el desarrollo de los recursos

hidráulicos puesto que en el estado no se encuentran corrientes fluviales de gran caudal, cuenta con cauces o lechos de río que drenan las aguas; tal es el caso del Río San Pedro que es el afluente más importante de la entidad y que es aprovechado para el riego agrícola principalmente. El Río San Pedro presenta un escurrimiento anual estimado de 130 millones de metros cúbicos en un área aproximada de 4 mil 330 kilómetros cuadrados; éste nace en el Estado de Zacatecas en la Sierra de Barranca Milpillas, atraviesa el territorio hidrocálido de norte a sur y discurre al occidente de la capital para unirse al Río Verde, afluente del Santiago. El segundo caudal de importancia, ubicado al suroeste del estado, es el Río Calvillo, formado por la afluencia de los ríos La Labor y Malpaso, cubre un área aproximada de mil cien kilómetros cuadrados y su escurrimiento se estima en 50 millones de metros cúbicos anuales. Además de los mencionados ríos, en el territorio hidrocálido existen varias presas que ayudan a almacenar el vital líquido para ser empleado en uso agrícola principalmente, la más grande e importante de ellas es la presa Plutarco Elías Calles, localizada en el Municipio de San José de Gracia, pero además de ella, en este municipio se cuenta también con las presas El Saucillo y la del Jocoqui; y en el municipio de Calvillo la Presa Abelardo L. Rodríguez; sin embargo, a pesar del suficiente abastecimiento aparente, el estado de Aguascalientes enfrenta serios problemas de escasez debido a la sobreexplotación de los acuíferos producto del incremento en la demanda de agua, situación que ha traído como consecuencias el incremento en los costos de extracción y el deterioro del subsuelo, expresándose en la aparición de grietas o fallas geológicas de varios kilómetros de longitud que han afectando paulatinamente la infraestructura urbana en edificios y casas habitación del estado (CONAGUA, 2009; Gobierno del Estado de Aguascalientes, 2004-2010). Para contrarrestar y prevenir futuros daños causados por la sobreexplotación de los recursos hídricos en Aguascalientes, el gobierno del estado a través del Instituto del Agua (INAGUA) al 2008, había construido 115 plantas de tratamiento de aguas municipales y 54 de aguas residuales industriales en todo el estado (INEGI, 2010).

4.- CONTAMINACIÓN DEL RÍO SAN PEDRO, AGUASCALIENTES.

Todavía a principios del siglo XX el cauce del Río San Pedro era un lugar limpio y bello donde se realizaban actividades de esparcimiento familiar, además de ser una estampa característica de la belleza de las tierras hidrocálidas (SEMARNAT, 2009); sin embargo, a finales del siglo XIX el río comenzó a contaminarse debido a las descargas de residuos provenientes de empresas fundidoras, de alimentos e industria ferrocarrilera, lo cual, condujo a que en la década de 1960 el río se convirtiera en un sitio receptor de aguas residuales, basura, escombros, residuos industriales entre otros desechos contaminantes; lo cual, aunado al desarrollo industrial y habitacional de las últimas décadas, ha incrementado de forma alarmante la contaminación de este río (López-Baltazar, 2007). En estudios previos se ha reportado la presencia de altas concentraciones de contaminantes orgánicos en los afluentes del río, debido a que éste es el cuerpo receptor de varias plantas de tratamiento de aguas residuales del estado (Torres-Guzmán, 2009), algunas de las cuales, desechan sus influentes sin recibir tratamiento, y aunque muchas de las veces las concentraciones de contaminantes en el río, se encuentran dentro de los límites máximos permisibles por las normas mexicanas para su descarga en bienes nacionales, se ha detectado que dichas descargas generan toxicidad en vertebrados dulceacuícolas (Pérez-Legaspi y Rico-Martínez, 2001).

5.- PLANTA DE TRATAMIENTO DEL PARQUE INDUSTRIAL DEL VALLE DE AGUASCALIENTES (PIVA)



Figura 2: UBICACIÓN COMPLEJO PIVA-PTAR PIVA

Tomada de Google maps, 2010.

Localizado al norte de la ciudad capital del estado de Aguascalientes, se localiza el Parque Industrial del Valle de Aguascalientes (PIVA); este complejo industrial cuenta con un total de 93 empresas en operación, entre los giros que comprenden la compra-venta de carnes, autopartes, maquiladoras y lavanderías industriales, bodegas de distribución, industrias de papel y cartón, compra-venta y distribución productos químicos y solventes, forrajeras, industrias metal-mecánicas, de acero inoxidable, artículos de ferretería, venta-distribución de combustibles diesel, entre otras (PDE 2004-2010 Gobierno del estado de Aguascalientes). Esta planta de tratamiento, surge a causa de la necesidad de darle una disposición final a la gran cantidad de desechos generados por todas estas industrias y evitar la descarga directa a bienes nacionales; fue construida e inaugurada en el año 2000 por la SEMARNAT y el entonces gobernador del estado Felipe González. Ésta planta de tratamiento consta de un sistema aeróbico en el cual no se generan lodos orgánicos y tiene una capacidad de tratamiento de aguas de 50 L/s, los cuales son dirigidos al cauce del Río San Pedro.

CAPÍTULO II

JUSTIFICACIÓN

El Río San Pedro forma parte de la Cuenca del Río Lerma-Santiago; es la principal corriente con la que cuenta el Estado de Aguascalientes, ya que éste lo cruza de norte a sur y prácticamente la totalidad de la extensión de la entidad es incidida por la cuenca del Río San Pedro (Gobierno del Estado de Aguascalientes 2009) incluyendo la ciudad capital del estado, en la cual se encuentra el Parque Industrial del Valle de Aguascalientes cuya planta de tratamiento de aguas residuales dirige sus efluentes directamente sobre dicho río; motivo por el cual, se vuelve indispensable lograr un aumento en la eficiencia de remoción de contaminantes por medio de la implementación de un tratamiento avanzado que permita disminuir el nivel de toxicidad de la descarga, y así colaborar con la recuperación de la sostenibilidad hídrica, reforzar la preservación ecológica y mejorar la calidad de vida de los habitantes del estado.

CAPÍTULO III

HIPÓTESIS

El efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales del Parque Industrial del Valle de Aguascalientes presenta niveles de toxicidad superiores a los recomendados por los organismos internacionales, la cual puede ser disminuida significativamente empleando procesos de oxidación avanzada.

CAPÍTULO IV

OBJETIVOS

1.- GENERAL

Caracterizar los principales contaminantes y la toxicidad del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales del Parque Industrial del Valle de Aguascalientes y realizar pruebas de tratabilidad con el fin de disminuir la toxicidad.

2.- PARTICULARES

- * Realizar una caracterización fisicoquímica sistemática del nivel de contaminación del influente y efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales del Parque Industrial del Valle de Aguascalientes.
- * Realizar una caracterización sistemática de la toxicidad del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales del Parque Industrial del Valle de Aguascalientes.
- * Realizar pruebas de tratabilidad del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales del Parque Industrial del Valle de Aguascalientes con procesos de oxidación avanzada, para disminuir su nivel de toxicidad.

CAPÍTULO V

METODOLOGÍA

1.- COLECTA

El proceso de colecta se llevó a cabo durante los meses agosto, septiembre y octubre del año 2009, tomándose muestras compuestas a 24 horas tanto del influente como del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales del PIVA dos veces por semana (ver cuadro 1 del anexo), y a partir de las cuales, se formularon muestras compuestas quincenales comprendidas por un total de cuatro muestras compuestas diarias colectadas a lo largo de dos semanas; cada muestra compuesta fue envasada y preservada de acuerdo al tipo de análisis efectuado y conforme al método correspondiente según NMX-AA-003-1980 y APHA-AWWA-WPCF, 1998.

Cabe mencionar que se consideró un muestreo extra, correspondiente al mes de marzo, debido a que se percató de la existencia de anomalías en la planta de tratamiento de aguas residuales las cuales, desviaban la descarga de las aguas residuales directamente al río SIN recibir tratamiento alguno, por lo cual, este proyecto consideró necesario el muestreo y análisis en estas condiciones para evaluar los posibles efectos cuando este tipo de situaciones acontecen.

El muestreo y la formulación de las muestras compuestas se efectuaron como a continuación se indica:

1.1.- MUESTRA COMPUESTA DE 24 HORAS

Se colectaron en recipientes diferentes debidamente rotulados, muestras provenientes tanto de influente como del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales del PIVA correspondiente a 24 horas, considerando como horas de muestreo el transcurso de la mañana, por la tarde y en la noche, con el fin de considerar las diferentes descargas que la planta de tratamiento recibe a lo largo del

día. Estas tres muestras simples tomadas en volúmenes iguales conforman un volumen total de cuatro litros de muestra compuesta diaria, a la cual se midieron parámetros de campo que se indican en el apartado VI.2. Este muestreo se realizó dos veces por semana alternado días de muestreo, en los cuales, una semana el muestreo se realizaba martes y jueves y en la siguiente miércoles y viernes para obtener muestras representativas de las descargas a lo largo de la semana (ver cuadro XX del anexo).

1.2- MUESTRA COMPUESTA QUINCENAL

Partiendo de proporciones iguales de 4 muestras compuestas a 24 horas (equivalentes a dos semanas de muestreo en planta), se formularon las muestras compuestas quincenales, las cuales fueron envasadas y preservadas en los diferentes recipientes de acuerdo al análisis a efectuar. A partir de estas muestras compuestas quincenales, se efectuaron los análisis de parámetros de calidad y toxicidad para la caracterización del influente y efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales del PIVA, así mismo, se consideró un volumen de esta muestra compuesta para efectuar el análisis de tratabilidad por procesos de oxidación avanzada.

1.3.- COLECTA EN EL RÍO (MES DE MARZO)

Se siguió el mismo esquema de muestreo anteriormente señalado (cuatro muestras a 24 horas conformando una muestra quincenal), a diferencia de que el muestreo fue realizado directamente en las faldas del Río San Pedro justo en el punto de descarga de las aguas residuales provenientes de la planta de tratamiento del PIVA. Se llevó a cabo un proceso de sedimentación durante 24 horas para eliminar el exceso de sólidos suspendidos según lo estipulado por APHA-AWWA-WPCF (1998), simulando con ello un proceso de tratamiento simple; estas muestras se manejaron como “muestras efluentes”.

2.- PARÁMETROS DE CAMPO

2.1- pH: de acuerdo al método 4500-H+, APHA-AWWA-WPCF (1998), medida con un potenciómetro modelo UP-25 marca Denver Instrument®

2.2.- CONDUCTIVIDAD: de acuerdo al método 2510B, APHA-AWWA-WPCF (1998); medida con el conductímetro modelo CO150 marca HACH®

2.3.- OXÍGENO DISUELTO: de acuerdo al método 4500-O G; APHA-AWWA-WPCF (1998). Medida con el equipo para oxígeno disuelto modelo sension6 marca HACH®

3.- PARÁMETROS DE CALIDAD (CARACTERIZACIÓN)

3.1.- NUTRIENTES

* **FÓSFORO TOTAL:** Método del ácido vanadomolibdofosfórico basado en la norma NMX-AA-029-SCFI-2001 y APHA-AWWA-WPCF (1998); método 4500-PE, 4500-PB.5. Se empleó el kit comercial de la casa HACH® basado en este mismo principio.

* **NITRÓGENO TOTAL:** Determinación por método Kjeldahl con base en la norma NMX-AA-026-SCFI-2001 y APHA-AWWA-WPCF (1998); método 4500-NorgB. Se empleó el kit comercial de la casa HACH® basado en este mismo principio.

* **NITRÓGENO AMONIACAL:** Determinación por método 4500-NH₃ de APHA-AWWA-WPCF (1998). Se empleó el kit comercial de la casa HACH® basado en este mismo método.

3.2.- INDICADORES DE CONTAMINACIÓN

* **DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO):** basado en el método de la reducción del dicromato de potasio de acuerdo APHA-AWWA-WPCF (1998); método 5220B.

* **DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO₅):** De acuerdo a la norma NMX-AA-028-SCFI-2001 y APHA-AWWA-WPCF (1998); método 5210B.

* **SÓLIDOS TOTALES:** De acuerdo a la norma NMX-AA-034-SCFI-2001; APHA-AWWA-WPCF (1998). Método 2540B-F.

* **GRASAS Y ACEITES:** Parámetro determinado por el método Soxhlet de acuerdo a la norma NMX-AA-005-SCFI-2000 y APHA-AWWA-WPCF (1998); método 5520D.

3.3.- TÓXICOS ORGÁNICOS

* **SUSTANCIAS ACTIVAS AL AZUL DE METILENO (SAAM):** Parámetro determinado por el método de extracción con cloroformo de acuerdo a la norma NMX-AA-039-SCFI-2001 y APHA-AWWA-WPCF (1998); método 5540C.

* **FENOLES TOTALES:** Determinado por el método de la 4-aminoantipirina de acuerdo la norma NMX-AA-050-SCFI-2001 y APHA-AWWA-WPCF (1998); método 5530C.

* **ANILINAS:** Método espectrofotométrico estipulado por Hess (1993).

3.4.- METALES TOTALES (Cu, Fe, Hg, As, Ni, Cr, Mn, Zn, Pb y Cd)

Para su cuantificación se realizó una digestión con ácido nítrico (HNO_3 Instra al 70%) a reflujo abierto en parrilla, de acuerdo al método analítico 3030-E de los métodos estandarizados (APHA-AWWA-WPCF, 1998). El metal liberado se cuantificó por espectrofotometría de absorción atómica en la modalidad que corresponda (flama y/o generador de hidruros), dependiendo del metal y la sensibilidad requerida de acuerdo a los métodos estandarizados 3113B (APHA-AWWA-WPCF, 1998).

NOTA: determinación de arsénico de acuerdo al método analítico 3114B y determinación de mercurio de acuerdo al método 3112B (APHA-AWWA-WPCF, 1998). La determinación de la concentración de metales totales se efectuó en el espectrofotómetro de absorción atómica en flama modelo Analyst 100 de marca Perkin Elmer®.

4.- PRUEBAS DE TOXICIDAD AGUDA CON *Daphnia magna* Straus.

De acuerdo a la norma NMX-AA-087-1995-SCFI. Este método se basa en la exposición controlada del crustáceo del orden Cladóceras (*Daphnia magna*) a cuerpos de agua, sustancias puras, combinadas o efluentes y lixiviados para evaluar el efecto que producen en dicho organismo después de 48 horas de exposición a las diferentes diluciones de muestra compuesta. Los animales de prueba fueron neonatos (de menos de 24 h de edad) provenientes de una cepa fue donada por el Dr. Fernando Martínez Jerónimo de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas del IPN en mayo de 1997; desde entonces, la cepa se ha cultivado continuamente en el laboratorio a condiciones controladas de 20 ° C de temperatura, fotoperiodo 16:8 h (luz: oscuridad), con una intensidad de luz entre 600 a 1100 luxes y alimentados con la microalga *Selenastrum capricornutum* (Torres-Guzmán, 2009).

Se realizaron pruebas de toxicidad a los efluentes quincenales y posteriormente a las muestras que fueron tratadas por procesos de oxidación avanzada para evaluar la toxicidad previa y posterior al tratamiento. El análisis de los datos obtenidos se efectuó con el programa "Statistica 7" de StatSoft, Inc. 1984-2004.

Se determinó la concentración letal (CL_{50}) a los efluentes, y estos valores fueron transformados a unidades de toxicidad aguda (UTa) de acuerdo a lo estipulado por Movahedian et. al (2005) y Sánchez-Meza et. al (2007) usando la siguiente ecuación:

$$UTa = 100/CL_{50}$$

5.- PRUEBAS DE TRATABILIDAD (TRATAMIENTO DE OXIDACIÓN AVANZADA)

Basados en investigaciones previas realizadas por personal del Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica (CIDETEQ) se realizaron pruebas de determinación de condiciones óptimas para degradación de materia orgánica mediante técnica de Fenton químico en las muestras compuestas provenientes de la planta de tratamiento de aguas residuales del Parque Industrial del Valle de Aguascalientes (PIVA), muestreadas en el mes de octubre de 2009, las cuales fueron previamente caracterizadas. Se controlaron 3 variables que permitieron conocer las condiciones óptimas para obtener altos porcentajes de descontaminación y realizar el análisis a nivel reactor. Las variables fueron: Dosis de H_2O_2 , cantidad de $FeSO_4$ y tiempo de análisis. La variable de respuesta fue el porcentaje de degradación medido como el porcentaje de reducción en carbono total, carbono inorgánico, carbono orgánico total y DQO, comparado con la muestra inicial (previa al tratamiento).

5.1.- PRUEBAS PRELIMINARES DE TRATABILIDAD. PROCESO FENTON QUÍMICO.

Tomando como muestra de referencia el efluente número 1 y 2 del mes de octubre, así como el influente del mismo mes, se realizaron series de análisis en los cuales se efectuaron cambios en las variables de prueba, partiendo de H₂O₂ al 30% estabilizado, FeSO₄·7H₂O y 60 minutos como tiempo de reacción; las condiciones de prueba fueron las presentadas en el cuadro 3.

Cuadro 3. CONDICIONES DE PRUEBA PROCESO FENTON QUÍMICO

N° de ensayo	MUESTRA	H ₂ O ₂ mg/L	Fe ⁺ mM
1	1 efluente octubre	30	0.2
2	1 efluente octubre	50	0.2
3	1 efluente octubre	60	0.2
4	1 efluente octubre	30	0.2
5	1 efluente octubre	60	0.2
6	1 efluente octubre	60	0.5
7	1 efluente octubre	100	0.5
8	2 efluente octubre	100	0.5
9	2 efluente octubre	100	0.7
10	2 efluente octubre	100	0.9
11	2 efluente octubre	400	1
12	Influente octubre	400	1

En un volumen de muestra de 100 mL, se agregó la cantidad de H₂O₂ señalada, posteriormente se acidificó ajustando el pH a 3 con H₂SO₄ concentrado. Se agregó la cantidad de FeSO₄ determinada para cada análisis y se llevó a agitación durante los 60 minutos estipulados.

5.2.- DETERMINACIÓN DE ESPECIES DE CARBONO

Previo y posterior al análisis de prueba, se determinaron las concentraciones de especies de carbono mediante el equipo analizador de carbono orgánico total modelo TOC-Vcsn marca SHIMADZU®. Se obtuvo porcentaje de reducción de las especies de carbono con respecto al valor inicial previo al tratamiento.

5.3.- DETERMINACIÓN DE DQO: Como se indicó previamente en el apartado 3.2.

5.4.- DETERMINACIÓN DE H₂O₂ RESIDUAL POSTERIOR AL ANÁLISIS

Se efectuaron algunas pruebas de H₂O₂ para determinar si este fue consumido en su totalidad después del análisis. Se realizó mediante la técnica de oxisulfato de titanio; colocando 1mL de muestra, 1mL de oxisulfato de titanio y 9mL de agua destilada en un tubo de ensaye, se agitó y midió absorbancia a 406nm. Se interpolaron valores de absorbancia con respecto a la curva de calibración realizada previamente, de acuerdo a la ecuación: $y=0.0023x+0.0042$, donde “y” corresponde al valor de absorbancia medida y “x” concentración de H₂O₂.

5.5.- PRUEBAS DE OXIDACIÓN AVANZADA EN REACTOR

Se realizó la obtención de H₂O₂ *in situ* en reactor (fig 3) de acuerdo a lo estipulado por Peralta-Hernández *et al.* (2006) y Esquivel *et.al.* (2009) partiendo de las muestras compuestas provenientes de la planta de tratamiento de aguas residuales del Parque Industrial del Valle de Aguascalientes (PIVA) seleccionadas representativamente de acuerdo a sus características toxicológicas (muestra no tóxica, muestra moderadamente tóxica, muestra muy tóxica e influente) para efectuar las pruebas de oxidación avanzada, se ajustó el pH=3 con H₂SO₄, y no fue necesario el agregado de sales para elevar su conductividad, puesto que presentan naturalmente la conductividad necesaria. Las condiciones de análisis se basan en los resultados

óptimos obtenidos de las pruebas preliminares de tratabilidad por Fenton Químico y observan en el cuadro 4.

Cuadro 4: CONDICIONES DE ANÁLISIS EN REACTOR

[H ₂ O ₂]	[FeSO ₄]	CORRIENTE	FLUJO	VOLUMEN
Generada electroquímicamente	0.5 mM	0.3 Amp	60 L/h	1000 mL

mM: milimoles; Amp: amperes; L/h: litros por hora.

Se monitoreó la producción de H₂O₂ mediante la técnica de oxisulfato de titanio descrita previamente, tomando una alícuota de muestra cada 15 minutos. Al obtener una concentración constante de H₂O₂, se agregó la sal de hierro y, manteniendo flujo y corriente constante, se dejó en recirculación por un periodo de cuatro horas en presencia de luz ultravioleta, de acuerdo al esquema de la figura 3.

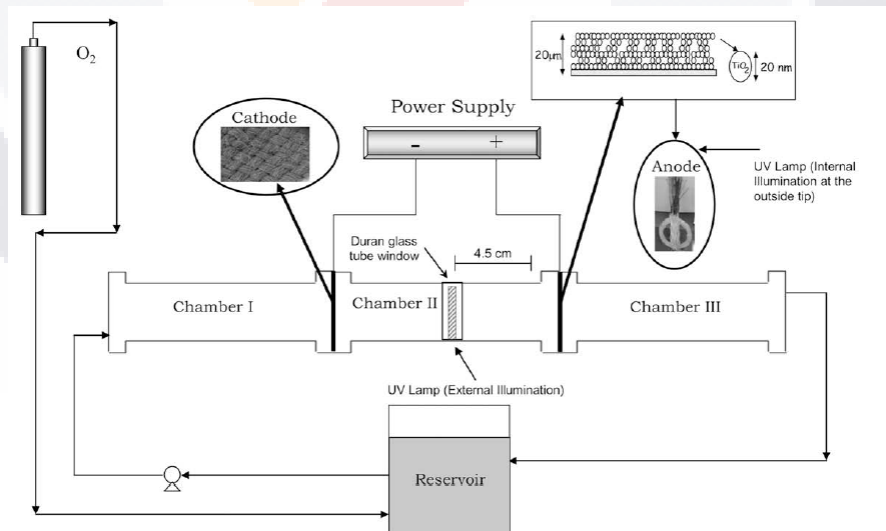


Figura 3: ESQUEMA DEL REACTOR FOTOELECTROQUÍMICO.

Como cátodo se utiliza tela de grafito, como ánodo electrodo de tela de carbono con depósito electroforético de TiO₂; lámpara UV 254 nm, volumen del reactor 640mL y flujo a 60L/h.

Tomado de Esquivel et.al. (2009)

Posterior al proceso foto-electroquímico de oxidación avanzada, la muestra fue sometida a análisis de H_2O_2 residual, COT, DQO, y pruebas de toxicidad aguda con *Daphnia magna* Strauss para evaluar la eficiencia del proceso en porcentaje de remoción de especies de carbono y toxicidad.

CAPÍTULO VI

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Después del primer un muestreo realizado a lo largo de los meses de agosto, septiembre y octubre del año 2009 a los influentes y efluentes de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales del Parque Industrial del Valle de Aguascalientes (PTAR PIVA); el segundo muestreo realizado en el mes de marzo de 2010 directamente al río en el punto de descarga de las aguas provenientes de dicha planta y a las muestras compuestas como se indicó en el apartado V.1 , se realizó una caracterización fisicoquímica sistemática de los parámetros indicados por la NOM-001-ECOL-1996 para la evaluación de la calidad de las aguas residuales y residuales tratadas y su segura descarga al Río San Pedro, considerado como un bien nacional.

Para evaluar la calidad de estas descargas al río San pedro, así como para integrar e interpretar los datos obtenidos para cada parámetro medido, se realizó el análisis de los datos empleando el programa Microsoft Office Excell en el cual se determinó mediante gráficos, la tendencia que toma cada uno de los parámetros a lo largo de los meses de muestreo y de este modo facilitar su interpretación; para lo cual, se emplearon como puntos de referencia: a) Los límites máximos permisibles en el rubro de descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, publicados en la NOM-001-ECOL-1996; b) Los límites máximos recomendados por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norte América (USEPA) , c) Valores típicos para

la descarga de aguas domésticas estipulados por Metcalf y Eddy (2000), d) Criterios Ecológicos de Calidad del Agua para uso agrícola (CE-CCA-001-89) y e) Algunos otros estipulados por Tchobanoglous y Burton (1991). Así mismo, se realizó el análisis de evaluación de la toxicidad de las descargas, empleándose paquete estadístico Statistica 7, para el análisis estadístico y de regresión lineal, y al determinación de la CL_{50} en muestras clave previo y posterior a los procesos de oxidación avanzada a los cuales fueron sometidas las muestras con el fin de evaluar el comportamiento de la toxicidad con dicho tratamiento. Para evaluar evaluar la efectividad en muestras reales de aguas residuales, se evaluó el comportamiento de la carga orgánica (dada por la DQO y COT) en las muestras posterior al tratamiento de oxidación avanzada. Los resultados fueron agrupados según el tipo de parámetro para facilitar la comprensión de los mismos, los cuales se presentan en los apartados a continuación:

1.- PARÁMETROS DE CAMPO

Los resultados de los parámetros fisicoquímicos (Cuadro 5) mostraron que el pH presentó una tendencia neutra a ligeramente alcalina, y de acuerdo a Skoog et al. (2005) en estas muestras se tuvo una tendencia a eliminar el oxígeno presente en el agua. Los valores analizados para este parámetro se encontraron dentro de los límites establecidos por la NOM-001-ECOL-1996 que abarcan un rango de 6-9 unidades de pH para poder ser descargados en aguas y bienes nacionales, y también a los límites establecidos por la CE-CCA-001/89 (6.5-8.5) como criterio ecológico para la calidad del agua, por lo que, a pesar de presentar valores de pH con tendencia alcalina, se considera que estos son aceptables para la calidad del agua y de la biota que habita en ella.

**Cuadro 5: PARÁMETROS DE CAMPO:
CONDUCTIVIDAD, PH Y OXÍGENO DISUELTO.**

MUESTRA	CONDUCTIVIDAD		CONDUCTIVIDAD		OD	
	(μ S/cm)	(μ S/cm)	pH	pH	(mg/L)	(mg/L)
	influyente	efluente	influyente	efluente	Influyente	efluente
Ago 1	1380	1395	6,98	7.88	10.2	12.3
Ago 2	1305	1148	7.34	7.90	12.4	13.3
Sep1	1369	1150	7.15	7.45	9.6	10.8
Sep2	1777	1399	7.20	7.28	10.5	11.4
Oct 1	1837	1643	7.53	7.73	9.2	10
Oct 2	2613	1684	7.61	7.49	11.1	12.1
Mzo 1	2093	1988	8.08	7.90	6.8	5.2*
Mzo 2	1283	1138	7.89	7.82	7.1	5.9*

NOTA: los número 1 y 2 indican la quincena correspondiente en cada mes; * no alcanzan el límite mínimo establecido por NOM-001-ECOL-1996

En cuanto al oxígeno disuelto, según Castillo-Morales (2004) las condiciones óptimas para el desarrollo fisiológico de organismos acuáticos empleados para realizar pruebas de toxicidad debe de ser mínimo de 6mg/L de oxígeno disuelto en el agua, ya que límites inferiores pondrían en riesgo la vida acuática; por lo que, observando los datos analizados en cuanto a este parámetro (cuadro 5), las muestras de los influentes aunque presentan valores fluctuantes (de 6.8 a 12.4 mg/L), la mayoría de ellas (exceptuando las muestras efluentes del mes de marzo) presentan valores de oxígeno disuelto aceptables para la vida acuática, sin embargo al comparar con el valor límite máximo establecido por CE-CCA-001/89 (5 mg/L) todas las muestras, incluyendo los efluentes de marzo, quedan dentro de los límites ecológicos de calidad del agua. La razón por la que las muestras efluentes de marzo presentan niveles bajos en este parámetro es debido a que en el tratamiento de sedimentación en laboratorio señalado en el apartado V.1.3, al cual fueron sometidas estas muestras, hubo consumo del oxígeno disuelto para realizar las reacciones metabólicas de microorganismos

presentes en la muestra; sin embargo, este valor no se considera de especial importancia para las pruebas de toxicidad debido a que esta es causada por la presencia de tóxicos orgánicos presentes en el agua más que por la ausencia o baja concentración de oxígeno disuelto.

En lo que refiere a conductividad, se sabe que debido a que la corriente eléctrica se transporta por medio de iones en solución, la conductividad aumenta cuando aumenta la concentración de iones, de tal manera, que una conductividad mayor dada por la capacidad del agua para ionizar compuestos implica una mayor concentración de ellos (Skoog, et al.2005); la conductividad eléctrica es una medida indicativa de la concentración de sólidos totales disueltos presentes en una muestra, es decir, la cantidad total de iones en solución. Estos parámetros (conductividad-sólidos disueltos) están muy relacionados entre sí, pues ambos nos indican la actividad iónica en términos de la capacidad de conducir corriente, la cuál es de suma importancia dado que, dependiendo de su origen (orgánico y/o inorgánico) y su concentración, podría resultar perjudicial para las especies de flora y fauna que habiten en el cuerpo de agua si sobrepasan valores de 5000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ según lo estipuló por CE-CCA-001/89, con lo cual, sabemos que las muestras analizadas no presentan problemas de una conductividad tan elevada que pueda poner en peligro la vida acuática, ya que el valor máximo registrado fue de 2613 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el segundo efluente de octubre (cuadro 5), apenas casi la mitad del máximo permisible estipulado.

2.- PARÁMETROS DE CALIDAD (CARACTERIZACIÓN)

2.1 NUTRIENTES

2.1.1- FÓSFORO TOTAL

En el cuadro 6 y la figura 4, se observa que la concentración de fósforo no es constante en las quincenas, indicando con esto, una heterogeneidad en las descargas de aguas residuales en la planta de tratamiento a lo largo de los meses en lo que a este parámetro se refiere, pues abarcan valores que van desde los 41 a 121 mg/L; así mismo, los influentes no representan una tasa de remoción constante en este tipo de compuestos pues hay niveles de remoción desde 24% (ago-1) hasta 91% (sep-2) de la concentración de fósforo, indicando con ello, una probable desigualdad en el funcionamiento de la planta de tratamiento, o bien, la diferencia en la composición de las aguas residuales descargadas por parte de las empresas a lo largo de los días.

Cuadro 6: FÓSFORO TOTAL (mg/L)

	Ago 1	Ago 2	Sep 1	Sep 2	Oct 1	Oct 2	Mzo 1	Mzo 2
Influentes	41*	45.5*	101*	121*	63*	53.5*	60.5*	53.5*
Efluentes	31.2*	26.3*	9*	10.4*	37.1*	23.4*	45.5*	39*

* valores que sobrepasan el LMP NOM-001-ECOL-1996 : 5 mg/L

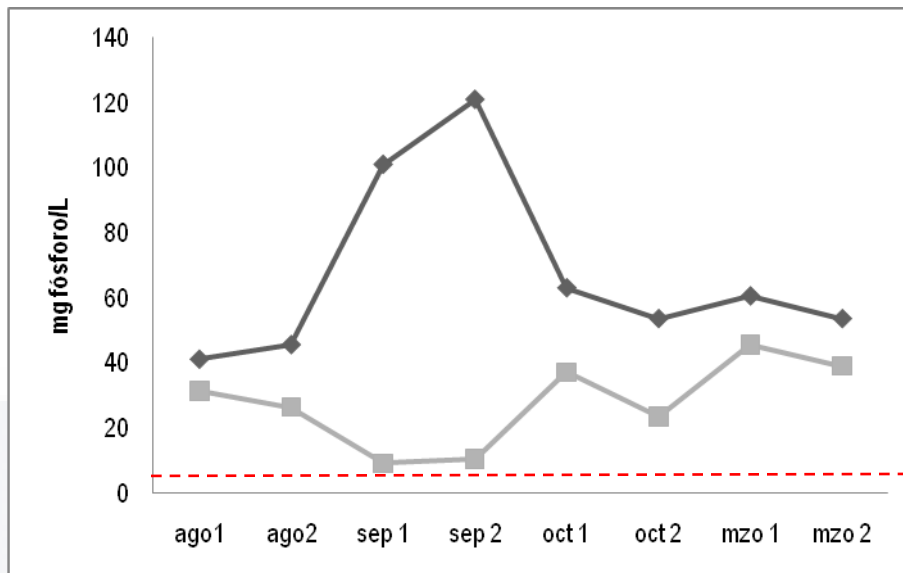


Figura 4: FÓSFORO TOTAL

◆ influentes, ■ efluentes, - - - LMP NOM-001-ECOL-1996 : 5 mg/L

La cuantificación del fósforo en el influente reportó concentraciones superiores a 41 mg/L, mientras que en el efluente se cuantificó entre 9 y 46 mg/L, sobrepasando hasta 8 veces los valores máximos permisibles por la NOM-001-ECOL-1996 (5 mg/L), lo cual trae consigo un grave riesgo en el Río San Pedro donde son descargadas las aguas residuales provenientes de la planta de tratamiento del PIVA. Ya que como lo han reportado Rössle y Pretorius (2001) y Margalef (1983) este nutriente estimula el crecimiento organismos acuáticos fotosintéticos en cantidades que pueden afectar a la biota natural del cuerpo de agua, a tal grado que pueden llegar a limitar los nutrientes para peces y biota acuática benéfica, causándoles la muerte y la eutrofización del río.

Según Rössle y Pretorius (2001), los valores de las fracciones de fósforo total en un agua residual típica van del 42 al 57% de ortofosfatos, del 29 al 33 % de polifosfatos y del 14 al 25% de fósforo orgánico; en este proyecto no se identificaron las fracciones de fósforo, sin embargo, debido a las características del agua residual se considera que la mayor parte del fósforo presente en la muestra pertenece a ortofosfatos (por los detergentes) y a fósforo orgánico por la naturaleza residual de la muestra.

2.1.2.- NITRÓGENO TOTAL

En el cuadro 7 se observa la tendencia en cuanto a las concentraciones que tuvo el parámetro nitrógeno total a lo largo del muestreo realizado; en él se observa que las concentraciones de los influentes abarcan valores desde 170 a 480 mg/L y en los efluentes de 75 a 400 mg/L; del mismo modo, la figura 5 muestra la tendencia y la relación existente entre las concentraciones de nitrógeno total entre los influentes y los efluentes, observándose claramente en la gráfica una disminución media del 42% del contaminante debido al proceso de tratamiento; como en los casos de los parámetros analizados anteriormente, no se observó una tendencia constante en cuanto a las concentraciones de los contaminantes, debido a la heterogeneidad que presentaron las descargas industriales hacia la planta de tratamiento a lo largo de los días.

Cuadro 7: NITRÓGENO TOTAL (mg/L)

	Ago 1	Ago 2	Sep 1	Sep 2	Oct 1	Oct 2	Mzo 1	Mzo 2
Influentes	330*	260*	170*	240*	460*	270*	480*	350*
Efluentes	110*	130*	115*	75*	150*	180*	400*	310*

* valores que sobrepasan el LMP NOM-001-ECOL-1996 : 15 mg/L

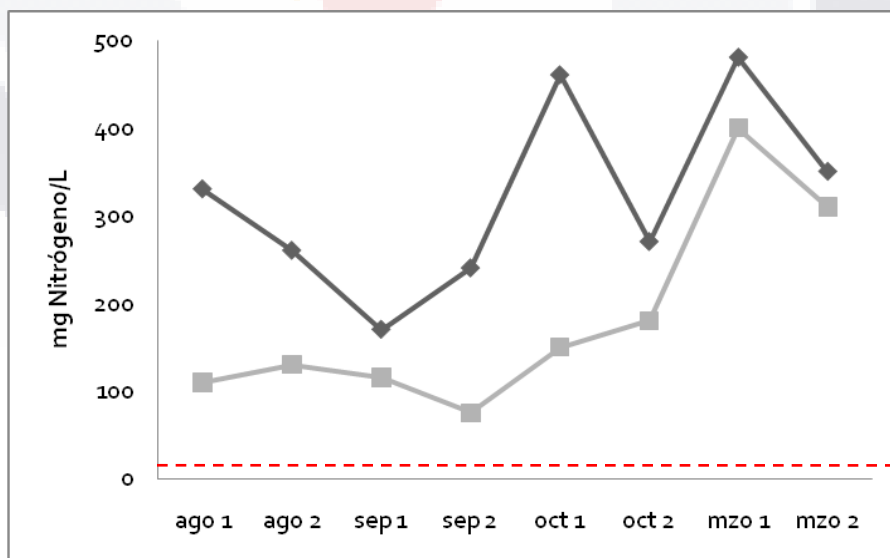


Figura 5: NITRÓGENO TOTAL

◆ influentes, ■ efluentes, - - - LMP NOM-001-ECOL-1996 : 15 mg/L

Sin embargo, se observó que los valores de nitrógeno total presentes en las muestras del influente y efluente analizadas, están a la par con los valores de nitrógeno total que reportan para las plantas de tratamiento con mayor concentración de contaminantes en el mundo (Ghafari et al., 2008) y, de acuerdo a la NOM-001-ECOL-1996, los valores de nitrógeno total de las muestras analizadas sobrepasan, en el 100% de los casos, los 15mg/L de nitrógeno total, que es el límite máximo permisible, tanto en influentes como en los efluentes; así mismo, este valor rebasa niveles marcados por asociaciones internacionales como la European Council Directive (1998) quienes recomiendan que las aguas residuales no contengan valores superiores a 11.3 mg nitratos/L para garantizar la salud de la vida acuática y la calidad del agua.

2.1.3.- NITRÓGENO AMONIACAL:

La fracción más tóxica en la cuantificación del nitrógeno total, es el nitrógeno amoniacal. En el cuadro 8 se puede observar que no existe una tendencia clara en cuanto a las concentraciones de este contaminante presente en las muestras analizadas. En el caso de los efluentes de agosto, así como en el efluente de la primer semana de octubre los valores no rebasaron los 50mg/L, límite máximo permisible establecido por Metcalf y Eddy (1991), por lo que únicamente tres de las descargas analizadas se encontraron aceptables para poder vertirse al río sin provocar daños a la biota. Ya que la USEPA (2002) marca que concentraciones superiores a 0.2 mg/L del N-NH₃ representan una elevada amenaza a la biota acuática y en general a la vida acuática.

Cuadro 8: NITRÓGENO AMONIACAL (mg/L)

	Ago 1	Ago 2	Sep 1	Sep 2	Oct 1	Oct 2	Mzo 1	Mzo 2
Influente	53*	74*	110.5*	134*	203.5*	174.5*	67.4*	60.4*
Efluentes	42	33.7	49	73*	39.6	56.5*	63.6*	56.6*

* valores que sobrepasan el LMR Metcalf y Eddy (1991): 50 mg/L

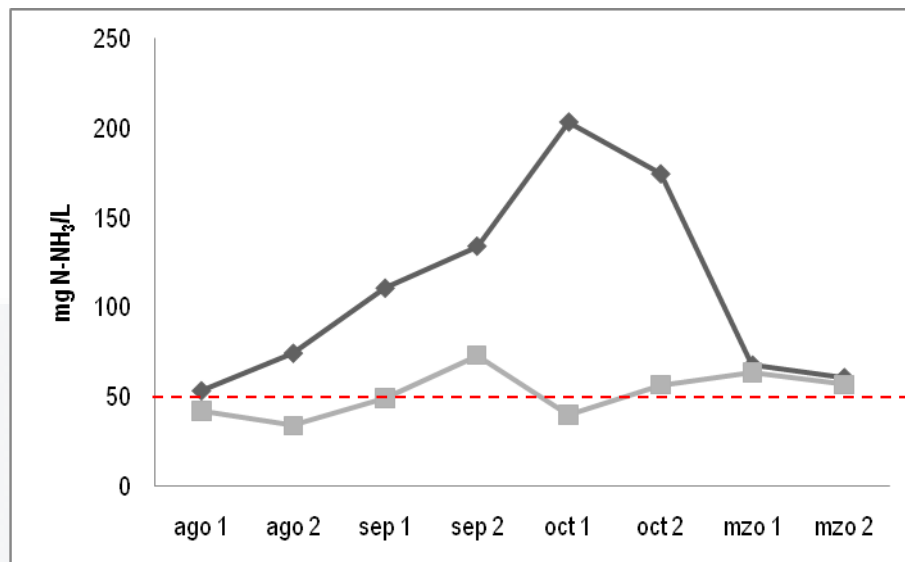


Figura 6: NITRÓGENO AMONIACAL (mg/L)

—◆— influentes, —■— efluentes, - - LMR Metcalf y Eddy (1991): 50 mg/L

En la figura 6 se observa gráficamente la tendencia que toman las concentraciones de nitrógeno amoniacal a lo largo del muestreo; en ella se observa que no existe equidad en cuanto al porcentaje de remoción posterior al tratamiento, pues este abarca desde un 20% en el caso de la primer muestra de agosto, hasta un 80% en el caso de la primer muestra del mes de octubre; en el caso de la muestra correspondiente a la segunda quincena del mes de septiembre, en la cual, al hacer una comparación con el valor de nitrógeno total, se observó que los valores de nitrógeno total son relativamente cercanos al de nitrógeno amoniacal, indicando con esto, que prácticamente la totalidad del nitrógeno presente corresponde a nitrógeno amoniacal, que, como se hizo mención, es el compuesto nitrogenado que aportaría mayor grado de toxicidad a las aguas residuales, y por ende, a los cuerpos de agua receptores.

3.- INDICADORES DE CONTAMINACIÓN

3.1.- DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)

Uno de los parámetros de mayor importancia, y de especial interés para este proyecto en particular, es la demanda química de oxígeno (DQO), estudios previos como el realizado por Santos-Medrano et al. (2007); Torres-Guzmán et al., (2010) y Robles-Vargas (2011), indicaron que la PTAR del PIVA presentó descargas al Río San Pedro que en la mayoría de los casos no cumplieron con los LMR estipulados para la DQO, de la cual, se cree que provienen los altos niveles de toxicidad debido a la alta carga de compuestos orgánicos que presenta el efluente, así como por la baja concentración de metales del mismo.

Lo anterior también se manifestó en nuestros análisis, en los cuales pudimos observar las elevadas concentraciones de DQO en el influente que llegó a la PTAR del PIVA, el cual, como se observa en el cuadro 9 no presentaron concentraciones constantes a lo largo de las muestra quincenales colectadas, variando desde 1235 mg/L (2° marzo) hasta 2450 mg/L (1° agosto), teniendo una concentración media de 1696 mg/L que es hasta 43 veces más de lo establecido por el LMP. Sin embargo, y a pesar de estas elevadas concentraciones de carga orgánica, la figura 7 muestra que la PTAR presentó una remoción promedio del 92% de la materia orgánica cuantificada como DQO, siendo en promedio concentraciones de descarga alrededor de 132.5 mg/L. Estos valores son tres veces mayores al LMR por la CONAGUA (40 mg/L); además, con estos niveles de carga orgánica se dificulta el uso de métodos cuaternarios de depuración de contaminantes de aguas residuales como el uso de carbón activado y resinas de intercambio iónico (EPA, 2000) debido al alto costo que el mantenimiento de estos sistemas implicaría a largo plazo, lo cual coincide con los datos reportados por Robles-Vargas (2011). Estas altas concentraciones de materia orgánica que los efluentes presentaron, hacen pensar que se trata de materia orgánica altamente recalcitrante la cual generó toxicidad en la muestra, esto es debido a que

indicadores de toxicidad inorgánicos como los metales presentan concentraciones mínimas que en teoría no afectan a la biota acuática, lo cual hace pensar que la toxicidad presente en las muestras proviene de compuestos orgánicos cuantificados en este parámetro.

Cuadro 9: DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (mg/L)

	Ago 1	Ago 2	Sep 1	Sep 2	Oct 1	Oct 2	Mzo 1	Mzo 2
Influentes	2450*	1400*	1495*	1295*	2345*	1565*	1790*	1235*
Efluentes	159*	145*	85*	106*	143*	157*	1165*	610*

* Valores que sobrepasan el LMR por la CONAGUA (≤ 40 mg/L)

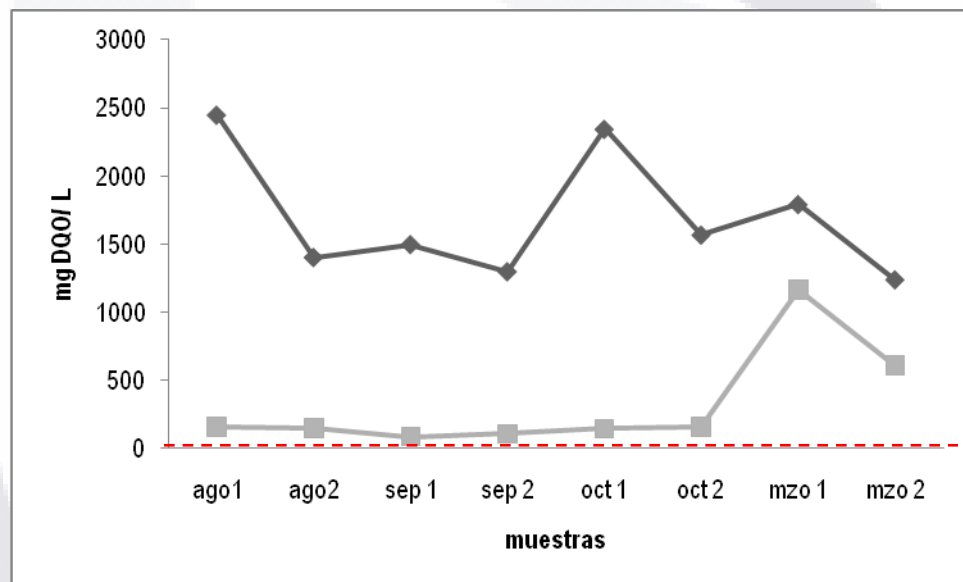


Figura 7: DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)

◆ influentes, ■ efluentes, - - - LMR CONAGUA: ≤ 40 mg/L

Para confirmar la naturaleza recalcitrante de los compuestos orgánicos cuantificados como DQO en los efluentes, se realizó una medición de las fracciones de DQO disuelta y la proveniente de grasas y aceites (GyA), parámetros en los cuales se concentran los compuestos químicos de difícil biodegradación; los resultados se muestran en el cuadro 10, en donde se observan los valores de las fracciones de DQO presentes en los efluentes, en él se determina que en promedio el 60% del total de la DQO proviene de compuestos orgánicos que se encuentran disueltos, es decir, son

compuestos extremadamente pequeños, difíciles de degradar y probablemente de gran toxicidad; este resultado no coincide con el reportado por Rössle y Pretorius (2001), ya que ellos afirman que del total de la DQO presente en las aguas residuales tratadas, únicamente del 5 al 20% pertenece a materia orgánica de difícil biodegradación, incluida en la DQO disuelta.

En cuanto a la DQO proveniente de grasas y aceites, en promedio el 23% del total de la DQO proviene de este tipo de compuestos, los cuales se encuentran tanto en su forma suspendida como disuelta, por lo que, también parte de la DQO que se encuentra disuelta, proviene de pequeñas micelas de origen graso que se encuentran disueltas también. Esto es de gran importancia en toxicología acuática, puesto que las micelas de grasas y aceites pueden unirse a ciertos compuestos tóxicos haciéndolos más biodisponibles, y por lo tanto, potenciando su capacidad tóxica.

Cuadro10: ORIGEN DE LA DQO DE LOS EFLUENTES (mg/L)

	Ago 1	Ago 2	Sep 1	Sep 2	Oct 1	Oct 2
Total	159*	145*	85*	106*	143*	157*
Disuelta	57.9*	57*	75.2*	78.1*	83.1*	98.1*
G y A	7	10.6	46.7*	18.5	38.8	40.9*

NOTA: no se realizó cuantificación de fracciones de DQO para las muestras del mes de marzo por los altos valores reportados. * Valores que sobrepasan el LMR por la CONAGUA (≤ 40 mg/L). GyA: DQO proveniente de grasas y aceites.

En la figura 8 se muestra que la mayor parte de la DQO de los efluentes correspondió a la fracción disuelta, esto representa un riesgo, debido a que como ya se mencionó, esta pertenece a compuestos orgánicos recalcitrantes que no pueden ser degradados por procesos biológicos convencionales, y en algunos casos de elevada toxicidad; se observa que en todos los casos esta fracción de la DQO supera el LMR por la CONAGUA representado con la línea roja, y en el caso de las dos muestras del mes de octubre, este límite es superado hasta por más del doble.

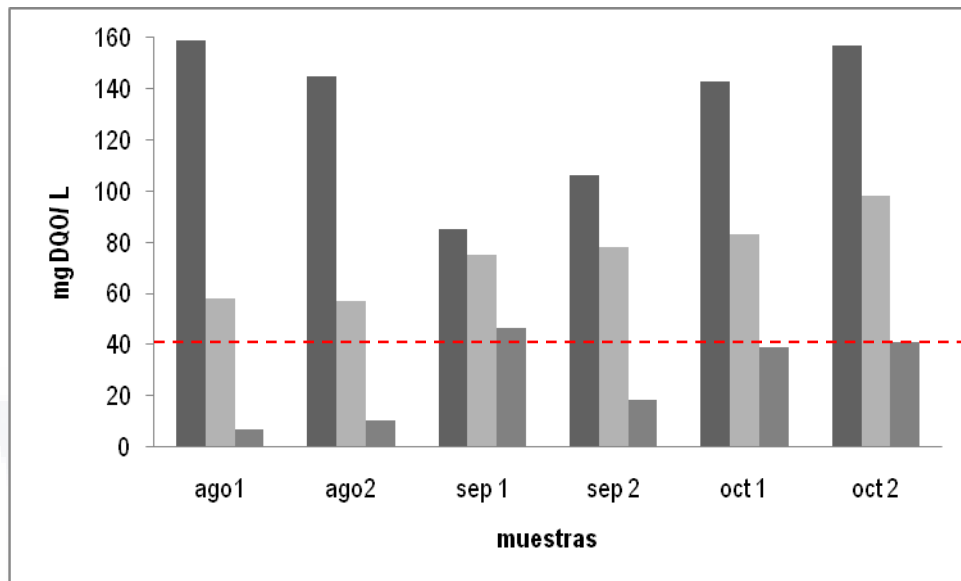


Figura 8: ORÍGEN DE LA DQO DE LOS EFLUENTES

Total
 Disuelta
 GyA
- - - LMR CONAGUA: ≤ 40 mg/L.

En cuanto a la fracción de DQO proveniente de GyA, observamos que los 40mg/L recomendados por la CONAGUA solo son superados por la muestra correspondiente a la primera quincena de septiembre y ligeramente superada por la segunda quincena de octubre, aunque la muestra de la primera quincena de octubre está muy cercana a este límite.

3.2.- DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO₅)

En el cuadro 11 se observan las concentraciones de demanda bioquímica de oxígeno (expresado como DBO₅: cantidad de materia orgánica susceptible a la biodegradación a lo largo de 5 días) reportadas para las muestras quincenales en las cuales se realizó este proyecto. En él observamos que los influentes de la PTAR del PIVA están sobrecargados de este tipo de contaminante (hasta 13 veces el LMP), sin embargo, los efluentes presentan niveles muy bajos, lo cual significa que

efectivamente el proceso de tratamiento de las aguas residuales es capaz de remover prácticamente el 100% del total de la materia orgánica biodegradable, esto puede ser confirmado con resultados analizados previamente como los parámetros SAAM, GyA, sólidos y nutrientes (fósforo y nitrógeno) los cuales son o forman parte de materia orgánica que es biodegradable (Rössle y Pretorius; 2001), por lo cual, al tener altos niveles de remoción de estos compuestos, es de esperarse que el parámetro DBO₅ también presente una reducción significativa en sus concentraciones, en este caso, superior al 99%; esto queda de manifiesto en la gráfica de la figura 9, en la cual se observa el comportamiento de este parámetro; en ella se aprecia la gran disminución que existió en la concentración de la DBO₅ de los efluentes con respecto a los influentes, incluso, la línea de referencia que marca los 60 mg/L de LMP estipulados por la NOM-001-ECOL-1996 se encuentra muy por encima del valor de los efluentes (concentración media 3.6 mg/L).

Cuadro 11: DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO₅) mg/L

	Ago 1	Ago 2	Sep 1	Sep 2	Oct 1	Oct 2	Mzo 1	Mzo 2
Influentes	825.59*	600.67*	342.09*	296.30*	463.46*	527.63*	444.44*	237.37*
Efluentes	1.25	1.24	0.74	1.08	10.77	6.52	252.53*	84.17*

* Valores que sobrepasan el LMP NOM-001-ECOL-1996: 60 mg/L

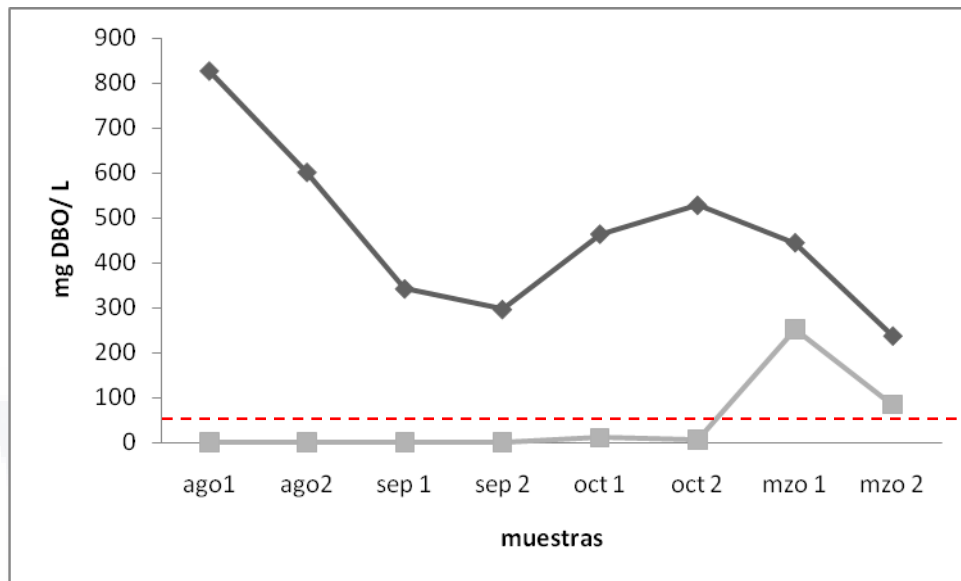


Figura 9: DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO₅)

◆ influentes, ■ efluentes, - - - LMP NOM-001-ECOL-1996: 60 mg/L

Los valores medios encontrados (3.6 mg/L) son menores a los reportados por Guzmán-Torres et.al (2010) pues ellos reportan valores de DBO en el Río San Pedro afluencia PIVA de alrededor de 20mg/L que aunque tampoco rebasan el LMP, es un valor promedio que supera los valores de este trabajo hasta 6 veces, exceptuando las 2 muestras tomadas directamente en el río en el mes de marzo, en las cuales no se realizó un tratamiento biológico de depuración de contaminantes, por ello los valores de DBO superan el LMP hasta 4 veces y hasta 10 veces el valor reportado por Guzmán-Torres et. al (2010), pudiendo causar problemas de eutrofización cuando el agua es descargada al río sin recibir tratamiento.

3.3.- SÓLIDOS

Como es ya sabido, el término “sólidos” hace alusión a toda materia que se encuentra suspendida o disuelta en un medio acuoso, por lo cual, resulta ser un parámetro indicativo de la calidad del agua; en las muestras analizadas se determinaron tres tipos de sólidos: los totales totales (STT), los totales suspendidos (SST) y totales disueltos (SDT), así como su respectiva clasificación en fijos y volátiles para determinar la naturaleza orgánica e inorgánica de los mismos. En el cuadro 12, observamos los valores correspondientes a los sólidos y sus diferentes especies como parámetros de calidad del agua.

En cuanto al contenido de sólidos totales totales (STT) la concentración media general para los influentes fue de 2679 mg/L y para los efluentes de 1490 mg/L, este último valor es superior al reportado por Gutiérrez, et al. (2008) quienes encontraron valores promedio de STT de 1266 mg/L en un muestreo realizado en la cuenca baja del Río San Pedro en Chihuahua; lo que indica, que la calidad del agua del río en este parámetro es relativamente similar a lo largo del mismo, pero en ambos casos, se rebasan los 1200mg/L que Tchobanoglous y Burton (1991) estipulan como límite máximo recomendable. Al analizar los resultados, es notorio que del total de las especies de sólidos, la mayoría corresponden a sólidos disueltos totales (en promedio el 77.2% para los influentes y el 93.8% para los efluentes) los cuales están directamente relacionados con las altas conductividades presentes en las muestras y que son generados principalmente por la presencia de materia difícil de degradar por métodos biológicos, así como con sales de diferente origen;

Por otro lado, se observó que la cantidad de sólidos suspendidos es mínima, en solo en algunos casos (muestras colectadas directamente en el río en el mes de marzo) este parámetro rebasa los límites permisibles pues estas muestras no fueron sometidas al tratamiento correspondiente.

Cuadro 12: SÓLIDOS

	INFLUENTES										
	Sólidos Totales (mg/L)			Sólidos Suspendidos (mg/L)			Sólidos Disueltos (mg/L)				
	Totales ^a	Fijos	Volátiles	Totales ^b	Fijos	Volátiles	Totales ^c	Fijos	Volátiles		
Ago 1	2075	1020	1055	550*	435*	115	1525*	585	940*		
Ago 2	1260*	415	845	210*	177	33	1050*	238	812		
Sep 1	1535*	490	1045	370*	305*	65	1165*	185	980*		
Sep 2	1485*	420	1065	340*	290*	50	1145*	130	1015*		
Oct 1	6320*	4345*	1975*	2960*	2555*	405	3360*	1790*	1570*		
Oct 2	2555*	855	1700*	510*	435*	75	2045*	420	1625*		
Mzo 1	3286*	1943*	1343*	565*	355*	210*	2722*	1588*	1133*		
Mzo 2	2920*	1626*	1293*	245*	140*	105	2675*	1486*	1188*		
				EFLUENTES							
Ago 1	1050	245	805	60	30	30	990*	215	775		
Ago 2	965	140	825	33	26	7	932*	114	817		
Sep 1	915	125	790	47	35	12	868*	90	778		
Sep 2	1035	120	915	51	34	17	983*	85	897*		
Oct 1	1120	90	1030	31	23	8	1088*	66	1022*		
Oct 2	1335*	335	1000	53	40	13	1282*	295	987*		
Mzo 1	2706*	1510*	1196	430*	330*	100	2277*	1180*	1097*		
Mzo 2	2793*	1610*	1183	200*	135	65	2593*	1475*	1118*		

^a LMR Tchobanoglous y Burton (1991): 1200 mg/L; ^b LMP NOM-001-ECOL/1996: 200mg/L; ^c LMR Tchobanoglous y Burton (1991): 850 mg/L.

* Valores que superan el límite máximo permitido ó recomendado

En el caso de los sólidos suspendidos totales (SST) como parámetro de calidad, se sabe que están relacionados con la turbidez del agua, por lo cual, altas concentraciones de este tipo de sólidos, aunque son relativamente fáciles de eliminar por procesos convencionales de tratamiento, pudieran interferir con la adecuada calidad de las aguas residuales que serán descargadas en cuerpos de agua; en el caso de las muestras analizadas, se observó que no hay mayor problema con este tipo de sólidos, ya que la planta de tratamiento fue capaz de remover en promedio el 85% del total de los SST, con lo cual, se obtuvieron un promedio de concentración de éstos en los efluentes de 113 mg/L, inferior a los 200mg/L estipulados por la NOM-001-ECOL-1996 como seguros para poder ser descargados al río sin que esto represente problemas ambientales. En el caso de los sólidos disueltos (SDT), no se presentó lo mismo, ya que el 100% de las muestras analizadas reportaron cantidades superiores al LMR por Tchobanoglous y Burton (1991) (850 mg/L), lo que indicó la presencia de grandes cantidades de partículas ionizadas o de un diámetro bastante pequeño ($< 2\mu\text{m}$) que no fueron capaces de ser removidas durante el proceso de tratamiento, además, se observó que en general, el mayor porcentaje le corresponde a sólidos disueltos volátiles (SDV), provenientes de materia orgánica que no fue degradada durante el proceso de tratamiento, ya que requiere de otro tipo de tratamientos para poder eliminarla por completo o al menos a niveles aceptables, pero cuando eso no ocurre como en este caso, el elevado nivel de SDV es quien aporta gran parte a la concentración de DQO presente en las muestras, lo cual es de especial importancia, debido a que además de que estos interfieren en la calidad del agua, gran parte de los tóxicos acuáticos se encuentran en este tipo de compuestos (Marín-Galvin, 1995).

En general, no existen altas concentraciones de sólidos fijos, indicando que la mayoría de ellos son de tipo volátil, es decir, son provenientes de materia orgánica. En general, el proceso de tratamiento de aguas fue capaz de remover el 55.6% de los sólidos totales, sin embargo, este porcentaje resulta insuficiente debido a que a pesar

de tener esta eficacia de remoción en cuanto a sólidos se refiere, los efluentes traen consigo aún una alta cantidad de sólidos que son descargados al río.

3.4.- GRASAS Y ACEITES

La tendencia observada en cuanto a las grasas y aceites (GyA) como parámetro indicativo de la calidad del agua; se muestra en el cuadro 13. Este parámetro no es constante en cuanto a las concentraciones presentes en los influentes, sin embargo, después del tratamiento se alcanzaron concentraciones promedio de 13.34 mg/L. Este comportamiento se muestra con mayor claridad en la figura 10, en la cual se puede observar heterogeneidad de las descargas que llegan a la planta de tratamiento a lo largo de las quincenas analizadas, teniendo un punto mínimo de concentraciones de GyA en la segunda quincena de septiembre (89.89 mg/L) y un máximo de 476.94 mg/L en la primer quincena de octubre. En cuanto a las muestras colectadas en el mes de marzo al realizar el tratamiento de sedimentación y retiro de materia flotante en el laboratorio, se observó que no existe disminución significativa en la concentración de GyA, demostrando con esto que la planta de tratamiento funcionó adecuadamente con respecto a la remoción de este tipo de contaminantes; sin embargo, y a pesar de ello, las muestras correspondientes a la segunda quincena de agosto y la primera de octubre sobrepasaron los 15mg/L que la NOM-001 ECOL 1996 establece como LMP para poder ser descargado al río sin que implique mayores riesgos ecológicos.

Cuadro 13: GRASAS Y ACEITES (mg/L)

	Ago 1	Ago 2	Sep 1	Sep 2	Oct 1	Oct 2	Mzo 1	Mzo 2
Influentes	169.47*	138.79*	177.20*	89.89*	476.94*	148.76*	260.63*	99.89*
Efluentes	14.75	16.74*	9.44	10.13	16.35*	12.56	193.08*	97.83*

* valores que sobrepasan el LMP NOM-001 ECOL 1996 : 15 mg/L

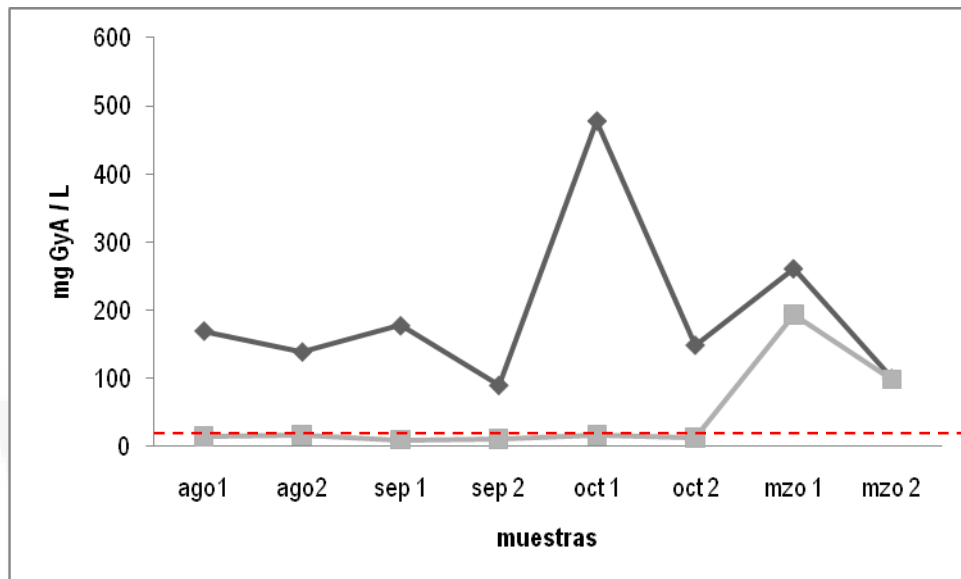


Figura 10: GRASAS Y ACEITES

—◆— influentes, —■— efluentes, - - - LMP NOM-001 ECOL 1996 : 15 mg/L

Las grasas y aceites como parámetro de calidad del agua, es de especial importancia en este proyecto, debido a que varias de las empresas establecidas en el Parque Industrial del Valle de Aguascalientes son pequeños rastros encargados de la matanza de aves para su posterior distribución (Martínez-Rodríguez Javier “comunicación personal”, 2009); y es sabido que las aguas residuales de un rastro son altamente contaminantes debido a su elevada carga orgánica (López-López, et al., 2008) de la cual, según como mencionan Rössle y Pretorius (2001) del 8% al 25% del total de la DQO es proveniente de ácidos grasos en una planta de tratamiento convencional; esto coincide con los valores de GyA de nuestras muestras, las cuales representan el 10% del total de la DQO en los efluentes y el 11.38% en el caso de los influentes (ver valores de concentraciones de DQO en el apartado VI.3.1).

4.- TÓXICOS ORGÁNICOS

4.1.- SUSTANCIAS ACTIVAS AL AZUL DE METILENO (SAAM)

Las concentraciones de agentes tensoactivos, principal componente de los detergentes, los cuales son detectados por la prueba denominada sustancias activas al azul de metileno (SAAM); la cuantificación de este parámetro fue de especial importancia en este proyecto, dado que el Parque Industrial del Valle de Aguascalientes alberca fábricas dedicadas al ramo textil, en el cual, sus actividades incluyen el lavado y teñido de mezclillas (Martínez-Rodríguez, 2010; comunicación personal), procesos que implican el uso de detergentes.

En el cuadro 14, se observa que las muestras compuestas de aguas residuales analizadas, mostraron una gran concentración de sustancias tensoactivas previo al tratamiento (hasta 20 mg/L en el caso del segundo influente de septiembre), sin embargo, estos niveles son satisfactoriamente disminuidos al finalizar el tratamiento (hasta 0.7mg/L en el caso del segundo efluente del mes de septiembre), aunque de acuerdo al límite máximo permisible por la USEPA (0.5mg/L) no podrían ser descargadas con seguridad a un cuerpo de agua sin que ello implique cierto peligro de toxicidad; esto, coincide con otros autores como Marin-Galvin (1995) quien indica que las concentraciones tóxicas de detergentes para algas y peces en general es de 5-6 mg/L; sin embargo, a concentraciones desde los 0.2 mg/L estas sustancias pueden otorgarle al agua el característico sabor a detergente. Además la formación de espumas es posible a partir de 0.3mg/L; estas concentraciones de detergentes en agua podrían ocasionar el aumento del pH del agua que implica un peligro serio, lo cual es posible en nuestro caso, ya que todas las muestras analizadas presentan niveles de pH ligeramente alcalinos (hasta 8); así mismo, puede ser que en el caso de existir iones de metales pesados como el plomo o el mercurio, estos solubilizan a pH alcalinos y se vuelven por ende más biodisponibles y por lo tanto tóxicos para la biota

acuática, sin embargo, al cuantificar metales totales en este proyecto, no se determinó la presencia de ninguno de estos dos metales (ver apartado VI.5).

En el caso de las muestras efluentes, se observó que todas rebasaron ese límite establecido y el recomendado por la USEPA y por Marin-Galvin (1995) (figura 11), representando una vez más, un potencial peligro de toxicidad al Río San Pedro, ya que, no solo existe la tendencia a la formación de espumas, al aumento del pH del agua y solubilización de metales, sino que como menciona Ríos-Ruiz (2010), este tipo de compuestos a altas concentraciones también podría causar problemas de eutrofización en los cuerpos receptores debido a las altas concentraciones de fósforo empleadas en la formulación de los detergentes, aunado a esto, la biodegradación de estos compuestos requiere una gran demanda se oxígeno, por lo que, cuando las concentraciones de detergentes en aguas residuales son altas, el punto receptor de estas podría sufrir condiciones de hipoxia o anoxia, acelerando los procesos de eutrofización; lo cual es muy probable, debido a que, como ya de discutió, los altos niveles de nitrógeno y fósforo son elevados, y aunado al pH alcalino y las concentraciones de SAAM, es muy probable que ocurra en esta sección del río San pedro.

Cuadro 14: SUSTANCIAS ACTIVAS AL AZUL DE METILENO (mg/L)

	Ago 1	Ago 2	Sep 1	Sep 2	Oct 1	Oct 2	Mzo 1	Mzo 2
Influentes	6.76*	10.03*	11.34*	19.57*	13.21*	12.84*	9.28*	7.23*
Efluentes	1.48*	1.97*	0.94*	0.70*	1.02*	0.90*	6.57*	6.95*

* valores que sobrepasan el LMP USEPA-1995: 0.5 mg/L

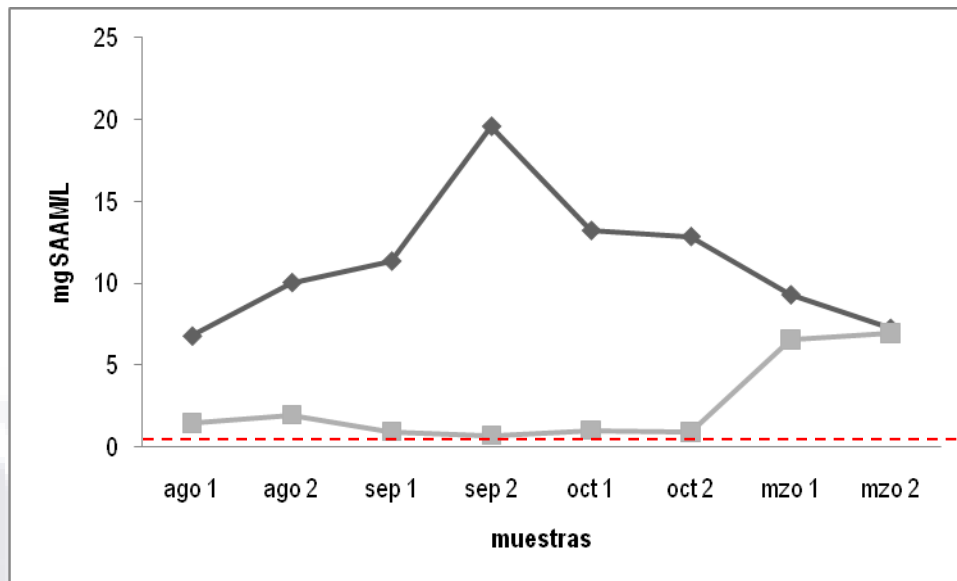


Figura 11: SUSTANCIAS ACTIVAS AL AZUL DE METILLEN (SAAM)

◆ influentes, ■ efluentes, - - - LMP USEPA-1995: 0.5 mg/L

En general, las concentraciones de detergentes en aguas residuales pueden oscilar entre 1-20mg/L, y en aguas superficiales en torno a los 0.5mg/L (Marín-Galvin, 1995), en el caso de las muestras tomadas directamente en la planta de tratamiento, ninguna rebasó esos límites, sin embargo, en las muestras tomadas directamente en el río, es notorio que estos límites son rebasados por mucho, ya que existe formación de espuma, representando con ello un serio problema de contaminación por detergentes.

4.2. FENOLES TOTALES

En el cuadro 15 se muestran las concentraciones de Fenoles totales presentes en las muestras; en él se observa que los influentes alcanzaron concentraciones que van desde 167 a 477 µg/L, presentando una concentración media de 283 µg/L; estos valores de concentraciones variaron desde 13.64 µg/L hasta 33 µg/L y en las muestras efluentes, presentando una concentración media de 22 µg/L; estos valores indican un porcentaje de remoción media de un 92%, importante tasa de remoción para la PTAR.

Cuadro 15: FENOLES TOTALES (µg/L)

	Ago 1	Ago 2	Sep 1	Sep 2	Oct 1	Oct 2	Mzo 1	Mzo 2
Influentes	213.64	222.73	167.05	313.64	338.64	355.68	477.27	373.86
Efluentes	26.14	32.95	17.61	18.18	21.02	13.64	439.77	362.50

Cabe resaltar que este tipo de compuestos no representa un problema para la planta de tratamiento ni sus efluentes, ya que como se muestra en la figura 12, ninguna concentración encontrada en las muestras sobrepasa el LMP por la USEPA (2002) (3.5mg/L) ya que en las muestras se encontraron concentraciones muy por debajo a las concentraciones obtenidas.

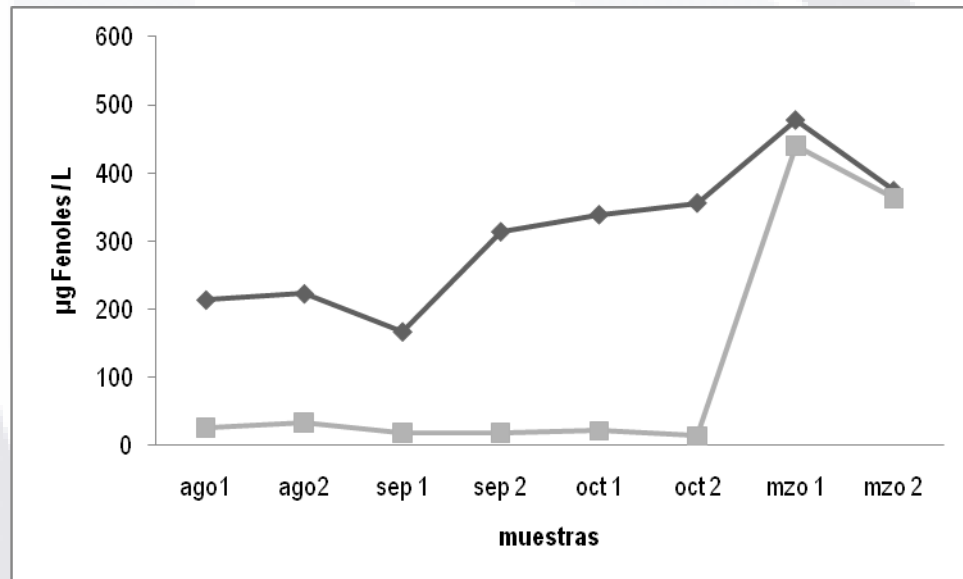


Figura 12: FENOLES TOTALES

◆ influentes, ■ efluentes, - - - LMR USEPA : 3.5 mg/L

Resultados que coinciden con los reportados por Torres-Guzmán et. al (2010) quienes en época de sequía encontraron valores de concentraciones de fenoles de 3.5 µg/L en el punto de descarga de la PTAR del PIVA en el río San Pedro, así mismo López-Baltazar (2007) encontró concentraciones de compuestos fenólicos a lo largo del río San Pedro menores a las estipulada por la USEPA (2002), indicando con ello que a pesar de que los compuestos fenólicos son típicos en las descargas de aguas residuales industriales (Flores-Vela, et. al, 2009), las aguas residuales que llegan a la

PTAR del PIVA se consideran seguras para poder ser descargadas a un cuerpo de agua receptor.

4.3.- ANILINAS

En el cuadro16, se observan las concentraciones de anilinas encontradas en las muestras provenientes de la PTAR del PIVA; en él se observa que los influentes presentaron concentraciones que van desde los 35.6 hasta 49mg/L, teniendo una concentración media de 38.5 mg/L; todas ellas rebasaron el LMR por Metcalf y Eddy (1991). Por su parte, los efluentes presentaron concentraciones de este tipo de compuestos que van desde los 8 hasta 36mg/L, con una concentración media de 11.8 mg/L; de los 8 efluentes, hay tres que el LMP por Metcalf y Eddy (1991), y son los correspondientes a las muestras de la primer quincena de septiembre y las dos muestras tomadas directamente en el río el mes de marzo; este resultado indicaron que se obtuvo en promedio un 70% de remoción de este contaminante mediante el proceso típico de tratamiento.

Cuadro16: ANILINAS (mg/L)

	Ago 1	Ago 2	Sep 1	Sep 2	Oct 1	Oct 2	Mzo 1	Mzo 2
Influentes	49.86*	30.81*	29.59*	37.55*	35.66*	40.65*	48.33*	35.44*
Efluentes	10.22	8.87	15.77*	12.99	10.88	12.40	36.40*	24.77*

* valores que sobrepasan el LMR Metcalf y Eddy (1991): 15 mg/L

En la figura 13 se puede observar que todas las muestras influentes sobrepasaron la concentración de 15mg/L estipulados como LMR según Metcalf y Eddy (1991), además se observó que en el caso de los efluentes, el perteneciente a la primer quincena de septiembre sobrepasó ligeramente ese límite y que las muestras del mes de marzo que no recibieron el tratamiento de depuración, sobrepasaron ese límite por más del doble. Estos resultados difieren un poco con los reportados por López-

Baltazar (2007) quienes encontraron concentraciones de anilinas de hasta 30mg/L en el cauce del río San Pedro, valor que es hasta 3 veces mayor al encontrado en la muestra perteneciente a la segunda quincena de agosto.

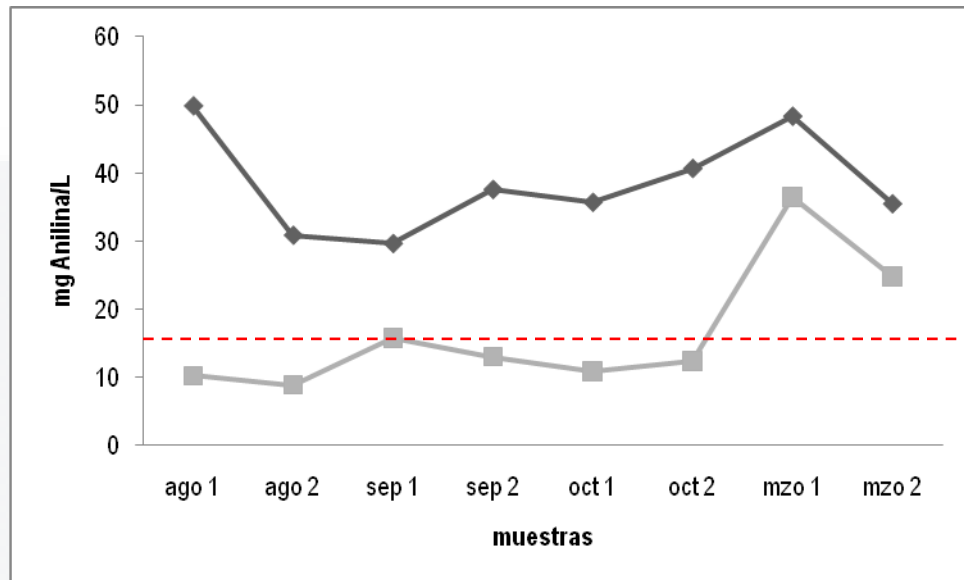


Figura 13: ANILINAS

◆ influentes, ■ efluentes, - - - LMR Metcalf y Eddy : 15 mg/L

Se sabe que las anilinas pueden estar presentes en los cuerpos de agua, debido al resultado de la biodegradación incompleta de compuestos que tienen grupo AZO como algunos colorantes (Peralta-Hernández et.al, 2009) y pesticidas (Flox, 2006); en nuestras muestras se esperaba quizá encontrar concentraciones mayores de anilinas ya que en el PIVA se encuentran establecidas industrias dedicadas al teñido de textiles y las anilinas forman parte de la composición de colorantes, pero afortunadamente estos compuestos son degradados eficientemente con el proceso típico de tratamiento; sin embargo en las muestras que son descargadas sin recibir tratamiento si implica un riesgo, ya que se sabe que este tipo de compuestos resulta tóxicos para la vida acuática, por lo cual, sus descargas a cuerpos de agua deben de ser controladas, y en el caso de las muestras pertenecientes al mes de marzo, se debe poner especial

cuidado, ya que llegan al río sin recibir un tratamiento de depuración, implicando un riesgo para la biota.

7.5.- METALES TOTALES (Cu, Hg, As, Ni, Cr, Mn, Zn, Pb y Cd)

En el cuadro 17, podemos observar las concentraciones de los metales en las aguas residuales que llegan a la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales del Parque Industrial del Valle de Aguascalientes, se observó que algunos de los metales analizados no se encuentran presentes o no fueron detectados por la técnica de espectrometría de absorción atómica en flama u horno de grafito. Como se observa para el cadmio y mercurio y en algunos casos el plomo y cobre. El cuadro 17 nos indica de una forma muy general que la planta de tratamiento fue capaz de remover en promedio el 53% de la concentración de los metales con el proceso de tratamiento; sin embargo, esta media de remoción abarca desde un porcentaje de 19% de remoción para el arsénico hasta el 95% para el cromo. Como se puede observar, las aguas residuales de esta planta de tratamiento no presentaron mayor problema con este tipo de compuestos, ya que el único metal que rebasa el límite máximo permisible es el manganeso, en el cual, en todos los casos supera la concentración que es de 0.20 mg/L según lo recomiendan Tchobanoglous y Burton (1991), ya que los influentes superan hasta 18 veces ese límite y los fluentes hasta 6 veces, lo cual puede provocar problemas de toxicidad acuática por exceso de manganeso en el agua; este resultado coincide por lo reportado por Guzmán-Torres et.al. (2010), en el cual, realizaron un muestreo a lo largo del Río San Pedro, pero en el punto de muestreo cercano al PIVA, también encontraron altas concentraciones de manganeso y cromo.

Cuadro 17: METALES TOTALES (mg/L)

	INFLUENTES						
	Zn	Cu	Ni	Mn	Cr	As	Pb
Ago 1	6.3	0.45	2.07	3.4*	0.97	0.021	0.00604
Ago 2	5.8	0.35	1.83	2.09*	0.34	0.033	0.00439
Sep 1	5.2	0.53	1.2	3.7*	0.27	0.026	0.0053
Sep 2	5.4	0.34	1.5	1.74*	0.31	0.028	0.00615
Oct 1	4.3	0.28	0.9	2.2*	0.63	0.042	0.015
Oct 2	1.8	0.32	1.27	3.4*	0.48	0.020	0.003
Mzo 1	6.3	0.45	2.07	3.4*	0.97	0.021	0.00604
Mzo 2	5.8	0.35	1.83	2.09*	0.59	0.033	0.00439
	EFLUENTES						
Ago 1	1.56	0.1	0.65	0.98*	0.59	0.013	0.00406
Ago 2	0.97	0.13	0.98	0.96*	0.42	0.012	0.00305
Sep 1	0.66	0.03	0.84	1.02*	0.066	0.015	0.00234
Sep 2	0.62	ND	0.7	1.26*	0.072	0.01	0.00299
Oct 1	0.83	ND	0.71	1.04*	0.04	0.016	ND
Oct 2	0.67	ND	0.8	1.1*	0.032	0.09	ND
Mzo 1	1.56	0.1	0.65	0.98*	0.34	0.013	0.00406
Mzo 2	0.97	0.13	0.98	0.96*	0.42	0.012	0.00305

Cd y Hg: no detectados; * valores que sobrepasan el límite máximo permisible ó recomendable.

LMP NOM-001-ECOL-1996 : As= 0.2mg/L; Pb= 0.4mg/L; Zn= 20mg/L; Ni= 4mg/L; Cr= 1 mg/L

LMP CE-CCA-001/89: Cu=1mg/L

LMR Tchobanoglous y Burton (1991): Mn =0.20mg/L

En el caso de los metales más tóxicos según la USEPA (plomo y mercurio) no existen concentraciones que pongan en riesgo la vida acuática , del mismo modo, en el caso de metales que no representan gran toxicidad a bajas concentraciones, no se encuentran concentraciones significativas de ellos, con lo cual, los límites máximos de concentraciones permitidas o recomendadas en el caso de cada metal no son superadas, indicando que la toxicidad presente en la muestra proviene en mayor medida de sustancias de origen orgánico y no de metales, tal como se estipuló en la hipótesis de este trabajo.

6.- PRUEBAS DE TOXICIDAD AGUDA CON

Daphnia magna Straus.

El cuadro 18 muestra los parámetros de toxicidad reportados durante nuestra etapa de monitoreo a los efluentes. En él se observa que los niveles de toxicidad no son constantes a lo largo de las quincenas de monitoreo; únicamente 4 de las muestras (las dos quincenas de agosto, la primera de septiembre y la primera de octubre) no presentaron toxicidad aguda al exponer durante 48 horas al cladóceros dulceacuícola *Daphnia magna* a los efluentes; el resto de las muestras presentaron valores de CL₅₀ desde 10.19% (segunda quincena de septiembre) hasta 61.25% (primera quincena de marzo); estos valores en porcentaje de dilución de la muestra fueron transformados a unidades de toxicidad aguda de acuerdo a la fórmula estipulada en el capítulo VI.4, con la finalidad de hacerlos más comprensibles y se plasmaron también en el cuadro n°18; de acuerdo a ellos y tomando como referencia el cuadro n°19 propuesto por la CETESB (1991) y tomado de Torres-Guzmán et. al (2009) las muestras fueron clasificadas de acuerdo a su nivel de toxicidad:

Cuadro 18: PARÁMETROS INDICADORES DE TOXICIDAD

	Ago1	Ago2	Sep1	Sep2	Oct1	Oct2	Mzo1	Mzo2
CL₅₀ (%)	>100	>100	>100	10.19	>100	60.67	61.25	42.64
UTa	ND	ND	ND	9.81*	ND	1.65*	1.63*	2.34*

* Valores que sobrepasan el LMR USEPA (2000) para la protección de la vida acuática: <0.3 UTa

Cuadro19: ESCALA DE TOXICIDAD PARA AGUAS RESIDUALES Y RESIDUALES

TRATADAS

UTa	CLASIFICACIÓN	ABREVIATURA
> 4.0	Muy tóxica	MT
2.00-4.00	Tóxica	T
1.33 – 1.99	Moderadamente tóxica	MoT
< 1.33	Levemente tóxica	LT
0	No tóxica	NT

Basados en la clasificación anterior las muestras analizadas presentaron los siguientes niveles de toxicidad, como se observa en el cuadro 20, en donde quedan implícitos los niveles de toxicidad de acuerdo a la clasificación estipulada por CETESB (1991); en él observamos las cuatro muestras que no presentaron toxicidad para *Daphnia magna* y correspondientes a los meses de agosto, la primer quincena de septiembre y la primer quincena de octubre, y las otras cuatro que si presentaron ciertos niveles de ella.

Cuadro 20: NIVELES DE TOXICIDAD DE EFLUENTES DE LA PTAR PIVA

	Ago1	Ago2	Sep1	Sep2	Oct1	Oct2	Mzo1	Mzo2
clasificación	NT	NT	NT	MT	NT	MoT	MoT	T

Cabe resaltar que la muestra perteneciente a la segunda quincena del mes de septiembre presenta un nivel de toxicidad considerado como muy alto, pues esta muestra presentó una CL₅₀ de 10.19%, equivalente a 9.81 UTa, considerada de lo más tóxico, pues según la USEPA (2000) el LMR debe ser menor a 0.3 UTa para la protección de la vida acuática y vemos que cuatro de esas muestras rebasan ese límite de 5 a 32 veces; esta diferencia en los niveles de toxicidad puede significar varias cosas; una de ellas y la más probable es que la PTAR no recibe descargas constantes de las industrias presentes en el PIVA, si no que probablemente las

industrias tienen un rol de descargas para no saturar a la PTAR, pero esa es una información que no fue confirmada por las autoridades responsables del parque industrial ni de la planta de tratamiento; sin embargo, el patrón de toxicidad indica que existen ocasiones en las cuales se descargan compuestos que son más tóxicos, probablemente dependiendo del giro y de las actividades que tienen programadas las industrias; el problema radica en que independientemente del nivel de toxicidad, todos los efluentes son descargados en el mismo punto del río, y aunque en ocasiones esos efluentes no son tóxicos, cuando uno de ellos que presenta demasiada toxicidad es descargado en el mismo punto, esa toxicidad se diluye, pero no se elimina, es por ello que el punto de descarga de los efluentes de la PTAR del PIVA en el río San Pedro, es considerado como un punto de riesgo de toxicidad acuática; esta información es confirmada por nuestros resultados en los cuales encontramos niveles variables de toxicidad, pero resultados parecidos han sido reportados por Torres-Guzmán et. al (2009) quienes analizaron varios puntos a lo largo del río San Pedro en época de lluvia y de sequía, y en el punto del río donde los efluentes de la PTAR del PIVA son descargados, encontraron niveles de toxicidad aguda para *Daphnia magna* considerados como “muy tóxicos” (4.5 UTa) en época de sequía, y en época de lluvia un nivel considerado como “tóxico” (2.0 UTa); estos resultados, en conjunto con los nuestros indican que a pesar de que exista dilución de los efluentes que resultan tóxicos, la toxicidad se encuentra presente e implica un riesgo para la vida acuática en este punto del río.

Al inicio del proyecto se planteó la probabilidad de que los niveles de toxicidad estuvieran relacionados con los altos índices de DQO presente en los efluentes, pero en cuadro 21 donde comparamos las concentraciones de DQO y los niveles de toxicidad, se observa que no existió una relación directa entre estos parámetros:

Cuadro 21: RELACIÓN DQO-TOXICIDAD

EFLUENTES	Ago 1	Ago 2	Sep 1	Sep 2	Oct 1	Oct 2	Mzo 1	Mzo 2
UTa	ND	ND	ND	9.81	ND	1.65	1.63	2.34
DQO (mg/L)	159	145	85	106	143	157	1165	610

En el cuadro anterior queda implícito que la toxicidad no está directamente relacionada con las concentraciones de DQO; puesto que si esta hipótesis fuera cierta, a mayor concentración de DQO, tendríamos mayores niveles de toxicidad; esto no quiere decir que la toxicidad en las muestras que la presentan no tenga relación con algún compuesto orgánico presente en los efluentes de la PTAR del PIVA, sino que simplemente no está directamente relacionada con la concentración de la DQO.

7.- PRUEBAS DE TRATABILIDAD (TRATAMIENTO DE OXIDACIÓN AVANZADA)

Parte importante en este proyecto, fue evaluar la eficacia de un reactor foto-electroquímico para la degradación de compuestos orgánicos recalcitrantes en muestras de aguas residuales; este reactor es un proyecto piloto y en proceso de patente diseñado por personal del Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica S.C. (CIDETEQ) con el cual han demostrado que es posible eliminar prácticamente al 100% compuestos orgánicos de aguas saturadas experimentalmente con algunos compuestos como colorantes orgánicos y pesticidas (Peralta-Hernández, et. al, 2008); sin embargo, antes de este trabajo nunca se había probado la funcionalidad del reactor con muestras de aguas residuales reales, en las cuales no solo se encuentra un solo tipo de compuesto orgánico por degradar, sino un sinnúmero de ellos; por lo cual la importancia de este trabajo radicó en la realización de pruebas de tratabilidad con el fin de evaluar mediante de la remoción de especies de carbono,

DQO y toxicidad, la funcionalidad en el diseño de este reactor foto-electroquímico en muestras reales y complejas de aguas residuales.

7.1.- DETERMINACIÓN INICIAL DE ESPECIES DE CARBONO

El primer paso para evaluar la eficacia de este tratamiento, fue determinar las condiciones iniciales de las muestras mediante la cuantificación de las concentraciones de especies de carbono (carbono total, carbono inorgánico y carbono orgánico total) y DQO; cabe hacer mención de que a pesar de que se determinaron concentraciones iniciales de especies de carbono en todas las muestras de los efluentes, se formuló una muestra compuesta mensual de los influentes de su mes correspondiente; dichos resultados pueden observarse en el cuadro 22:

**Cuadro 22: DATOS INICIALES ESPECIES DE CARBONO
(PREVIOS AL TRATAMIENTO)**

MUESTRA	DQO mg/L	CT mg/L	CI mg/L	COT mg/l
efl. 1 ago	159	103.2	72.55	30.66
efl. 2 ago	145	74.4	52.35	22.025
efl. 1 sep	85	65.1	48.8	16.3
efl. 2 sep	106	96.5	67	29.54
efl. 1 oct	143	118.8	97.25	21.56
efl. 2 oct	157	133.15	114.65	33.5
efl. 1 mzo	1235	423	133.6	289.4
efl. 2 mzo	610	343.2	113	230.2
infl. Ago	1925	457.1	160.85	296.25
infl. Oct	1955	455.45	149.3	306.05
infl. Mzo	1475	498.1	109.05	389.05

Muestras prueba

DQO: demanda química de oxígeno; CT: carbono total; CI: carbono inorgánico; COT: carbono orgánico total

Las muestras señaladas como “muestras prueba” (efluentes de octubre) son las que fueron sometidas a tratamiento preliminar de Fenton químico para determinar las condiciones óptimas a las cuales debieron de ser sometidas las muestras para su tratamiento en el reactor foto-electroquímico; estas pruebas se realizaron según lo señalado en el apartado 5.1 y los resultados de las mismas se encuentran en el anexo de este documento.

En el cuadro 22 se observan las concentraciones de especies de carbono; en él se muestra la estrecha relación existente entre el valor de la DQO con el valor de CT, observamos también como de acuerdo a lo estipulado por Rodríguez-Fernández, et.al (2006) quienes afirman que en muestras de efluentes de aguas residuales, el valor de CI generalmente será mayor al valor de COT, esto debido a que los efluentes ya ha pasado por el tratamiento biológico, en el cual, la mayor parte de la materia orgánica ya fue biodegradada, así pues los remanentes de carbono orgánico son aquellos correspondientes a compuestos recalcitrantes o no biodegradables, dejando en mayor porcentaje aquellos compuestos inorgánicos carbonados que no son biodegradables. En el caso de los influentes, observamos que los valores de COT son superiores a los de CI, esto es debido a que las muestras influentes son colectadas previo al tratamiento biológico, por lo que, la mayor parte de la materia orgánica presente es biodegradable y aún está presente en la muestra.

7.2.- PRUEBAS DE OXIDACIÓN AVANZADA EN REACTOR

De acuerdo a los resultados obtenidos en el tratamiento preliminar de Fenton químico para la determinación de condiciones óptimas de análisis para las muestras, se obtuvo que las condiciones de análisis en las cuales se reportaron mejores niveles de eliminación de especies de carbono fueron las estipuladas en el apartado V.5.5 (cuadro 4). Las muestras sometidas al tratamiento fueron seleccionadas de acuerdo a sus características toxicológicas con la finalidad de evaluar este parámetro en

porcentaje de remoción de toxicidad o el aumento de ella, ya que según como lo señala Justino et al., (2009) los tratamientos de oxidación avanzada pueden generar compuestos secundarios que confieran mayor toxicidad al agua; por lo que se seleccionaron cuatro muestras con diferentes características toxicológicas: una muy tóxica (MT: 2° efluente de septiembre), una moderadamente tóxica (MoT: 2° efluente de octubre), una no tóxica (NT: 1° efluente de agosto) así como un influente (INF: mes de marzo) con el fin de evaluar la utilidad de este proceso previo al tratamiento biológico. Las condiciones de análisis a las cuales fueron sometidas las muestras fueron radiación UV 254 nm, volumen del reactor 640mL y flujo a 60L/h tal como lo estipulan Esquivel et. al (2009); sin embargo el tiempo de reacción fue de 4 horas, ya que análisis previos como el realizado por Flox et. al (2006) muestran que muestras de aguas en solución con colorantes como el índigo carmín se vuelve totalmente incolora al cabo de 10 minutos de análisis en un proceso de fotoelectrofenton; sin embargo, ellos estipulan que al cabo de nueve horas, se registra una mineralización completa del contaminante, basados en estos datos determinó establecer el tiempo de análisis a cuatro horas, debido a que es un tiempo intermedio que nos permite tratar de cuidar los costos del proceso; estas cuatro horas se contaron a partir del momento en que las muestras obtuvieran la mayor concentración posible de peróxido de hidrógeno generado por ellas mismas electroquímicamente, en ese momento, se adicionó el FeSO_4 para la generación de radicales HO^\bullet y dar inicio con la degradación de compuestos orgánicos basados en la reacción de Fenton, en este momento también se encendió la lámpara de luz ultravioleta para aumentar el rendimiento del proceso; las gráficas de generación electroquímica de peróxido de hidrógeno se muestran en el siguiente apartado.

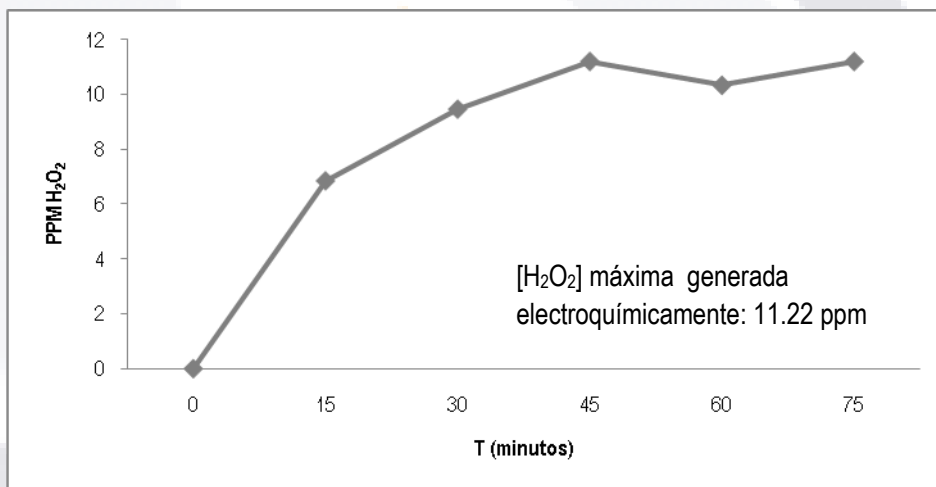
7.2.1.- PRODUCCIÓN DE H_2O_2

Las siguientes cinco gráficas muestran las concentraciones de peróxido de hidrógeno generadas electroquímicamente. La figura 14 fue un blanco de muestra

hecho con agua desionizada, con la cual, se evaluó el correcto funcionamiento del reactor; las siguientes cuatro gráficas corresponden a las muestras efluentes seleccionadas de acuerdo a sus características toxicológicas. En todas ellas se observan las concentraciones de peróxido de hidrógeno generadas a determinado tiempo y se indica la concentración máxima alcanzada por cada muestra.

GRÁFICAS DE GENERACIÓN ELECTROQUÍMICA DE H₂O₂

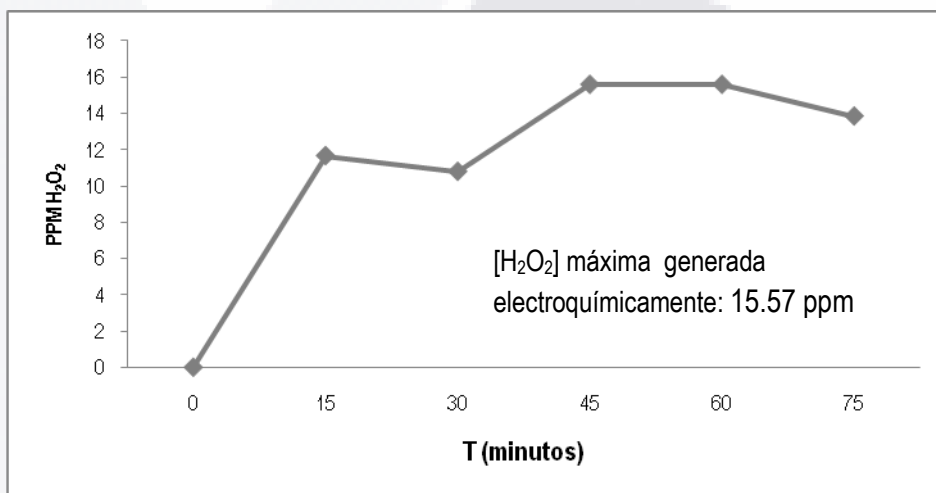
Figura 14: BLANCO DE MUESTRA (AGUA DESIONIZADA)



En la figura 14, podemos observar que a los 15 minutos de iniciado el tiempo de exposición de la muestra blanco con el reactor fotoelectroquímico, ya se había generado una concentración de 7 ppm de peróxido de hidrógeno; el punto en el cuál se alcanzó la concentración máxima de peróxido de hidrógeno fue a los 45 minutos (11.22 ppm), a los 60 minutos se observa una ligera baja en la concentración, pero esta es recuperada en la última toma de muestra a los 75 minutos de la puesta en marcha del reactor. Este resultado difiere al reportado por Esquivel et.al (2009) quienes reportan un máximo de producción electroquímica de peróxido de hidrógeno de 80 ppm (7 veces mayor), sin embargo, ellos alcanzan estas concentraciones al cabo de tres

horas de iniciado el proceso de producción; sin embargo, de acuerdo a las condiciones óptimas estipuladas para el tratamiento de las muestras, no es necesario alcanzar concentraciones tan elevadas, por ello, en este trabajo se planteó disminuir el tiempo de generación de peróxido de hidrógeno a la mitad (75 minutos), con el fin de hacer más eficiente y menos costoso el proceso.

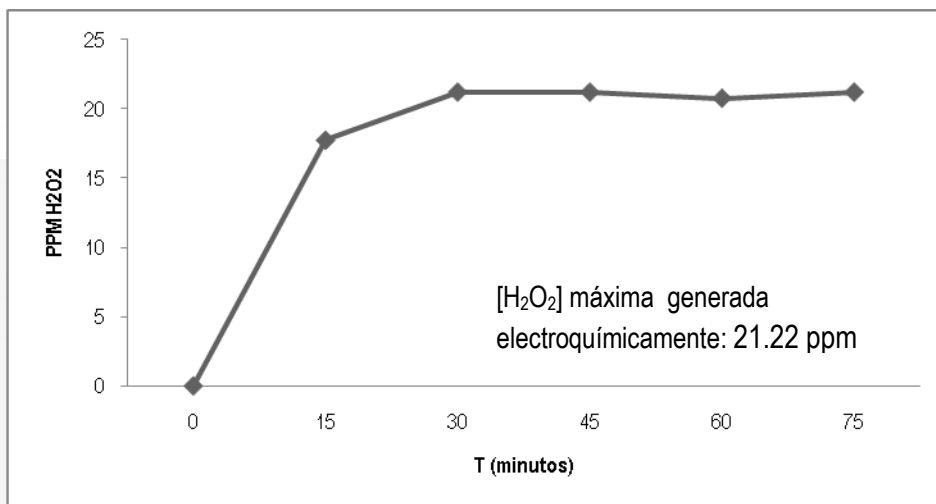
Figura 15: MUESTRA NO TÓXICA (NT): efl. 1 agosto



La figura 15 muestra las concentraciones de peróxido de hidrógeno alcanzadas a diferentes tiempos al exponer la muestra no tóxica (NT) al reactor electroquímico. En ella se observa que a los 15 minutos de puesto en marcha el experimento, se alcanza una concentración de peróxido de hidrógeno de 12 ppm, concentración mayor a la alcanzada por la muestra blanco a los 75 minutos (cuadro n°14). Posteriormente, a los 30 minutos disminuye un poco esta concentración, sin embargo a los 45 minutos se alcanza un máximo de 15.57 ppm de peróxido de hidrógeno. Estas gráficas muestran que la concentración de peróxido de hidrógeno generada no sigue un comportamiento lineal, es decir, la concentración de peróxido de hidrógeno generada no depende totalmente del tiempo de exposición de la muestra al reactor electroquímico, pudiera depender más de algún compuesto presente en la muestra de manera natural; Idealmente se pretende que las muestras alcancen mayor generación de

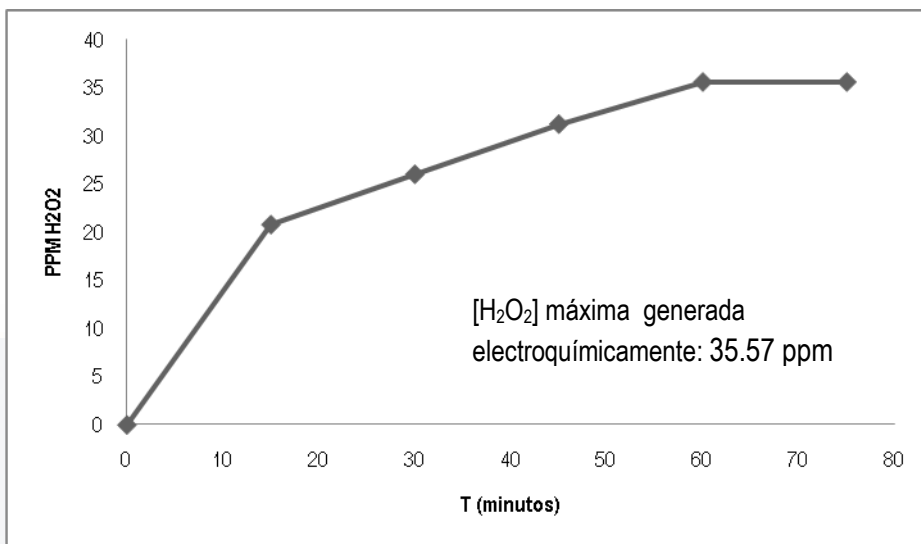
concentración de peróxido de hidrógeno, para así, tener mayor concentración de radicales libres que degraden la materia orgánica presente.

FIGURA 16: MUESTRA MODERADAMENTE TÓXICA (MoT): efl. 2° octubre



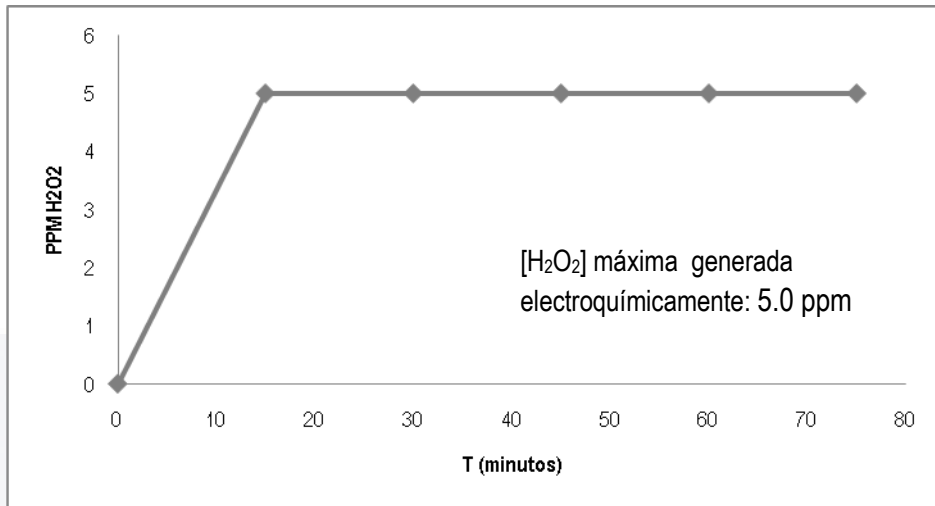
En la figura 16 se observa la generación electroquímica de peróxido de hidrógeno en la muestra con patrón de toxicidad moderadamente tóxica (MoT); en la cual, vemos que la generación de peróxido de hidrógeno se dio en un menor tiempo que en la muestra blanco y en la NT, pues a los 15 minutos del análisis, ya se tenían concentraciones de peróxido de hidrógeno de 17.85 ppm, superando las concentraciones máximas alcanzadas por las dos muestras anteriores; teniendo un máximo de concentración a los 30 minutos (21.22 ppm) la cual se mantuvo constante en los siguientes periodos de muestreo, Esta tendencia en el aumento en las concentraciones de peróxido de hidrógeno en menor tiempo, dependiendo de la toxicidad de la muestra, hacen pensar que en las aguas residuales reales existe algún componente que favorece la generación electroquímica del peróxido de hidrógeno, y que probablemente, sea el o los mismos compuestos que generan toxicidad a las muestras, pero esta es solo una suposición.

Figura 17: MUESTRA MUY TÓXICA (MT): efl. 2° septiembre



En la figura 17 se observa el comportamiento en cuanto a la generación de peróxido de hidrógeno que la muestra muy tóxica (MT) presentó a lo largo del tiempo de análisis; la gráfica muestra que a tan solo 15 minutos de iniciado, ya se habían generado más de 20 ppm de peróxido de hidrógeno, el doble del total producido por la muestra blanco y más del máximo producido por las muestras NT y MoT, este incremento en las concentraciones se sigue dando de manera lineal hasta llegar al minuto 60, tiempo en el cual, se alcanza la concentración máxima de 35.57ppm; la siguiente muestra fue tomada a los 75 minutos y la concentración era la misma, indicando una estabilidad en la producción electroquímica de peróxido de hidrógeno, al menos hasta ese tiempo. Esta muestra fue la que alcanzó mayores concentraciones de peróxido de hidrógeno en el tiempo estipulado; casualmente, también es la muestra más tóxica de las analizadas, lo cual hace pensar que los compuestos presentes en los efluentes y que generan toxicidad a los mismos, pudieran intervenir en la formación del peróxido de hidrógeno; aunque esta es una hipótesis difícil de comprobar, pues tendrían que realizarse estudios con mayor detalle y eso queda fuera de los objetivos de este proyecto, por lo cual, solo queda como una suposición que a mayor toxicidad de los efluentes, mayor generación electroquímica de peróxido de hidrógeno.

Figura 18: MUESTRA INFLUENTE: MARZO



NOTA: En el caso del influente, el monitoreo de producción de H₂O₂ se realizó con tiras reactivas para detección de peróxido de hidrógeno, debido a que la técnica de oxisulfato de titanio es espectrofotométrica y la muestra es demasiado turbia para el empleo de este tipo de técnicas.

La figura 18 muestra el comportamiento que presentó el influente (INF) seleccionado para ser sometido al análisis. En la gráfica se observa un comportamiento distinto al presentado por las muestras anteriores, pues en el influente es notorio que la producción de peróxido de hidrógeno es deficiente, ya que solo se logra alcanzar una concentración de 5ppm desde los 15 minutos de iniciado el análisis y esta concentración se mantuvo estable a lo largo de los 75 minutos; este resultado es importante, ya que por tratarse de un influente, se sabe que su carga de contaminantes es mucho mayor a la de un efluente puesto que no ha sido sometido a un proceso de depuración de contaminantes, razón por la cual, es lógico pensar que la cantidad de agente oxidante requerida para degradar la materia orgánica presente en él debería de ser de mayor proporción a la requerida por un efluente típico; esto no fue posible, puesto que la concentración máxima generada por esta muestra es seis veces menor a la generada por la muestra MoT, esto debido muy probablemente a la gran cantidad de contaminantes presentes en los efluentes, principalmente sólidos

suspendidos, los cuales pudieran interferir de cierta forma con el proceso de generación electroquímica de peróxido de hidrógeno, ya que bloquean el ánodo y el cátodo del reactor electroquímico, saturándolos de contaminantes e impidiendo un proceso adecuado para llevar a cabo la generación de los procesos electroquímicos que dan origen a la formación del peróxido de hidrógeno que generará los radicales libres.

Este resultado es de especial interés para el proyecto, debido a que con ello, se logra conocer, que de ser factible el empleo de este tratamiento a gran escala, tendría que formar parte de un tratamiento cuaternario, es decir, complementario y posterior al tratamiento tradicional, ya que de usarse antes del tren de tratamiento típico, los rendimientos, funcionalidad y costos de este serían extremadamente elevados, cuando ya por sí mismos, este tipo de tratamientos son costosos (Domènech et al., 2000; Rodríguez, et al., 2006).

7.3.- EVALUACIÓN DE LA EFECTIVIDAD DEL TRATAMIENTO DE OXIDACIÓN AVANZADA A LAS MUESTRAS

Para la evaluación de la efectividad del tratamiento de oxidación avanzada en la reducción de contaminantes tóxicos y orgánicos de muestras provenientes de la PTAR del PIVA, después de tener cada muestra cuatro horas en recirculación en el reactor foto-electroquímico, se evaluó el rendimiento del proceso cuantificado por el porcentaje de reducción de DQO y de toxicidad en las muestras tratadas. Cabe hacer mención que no se cuantificó el COT debido a problemas de funcionamiento en el equipo; sin embargo los parámetros de DQO y toxicidad nos dan una clara idea acerca del rendimiento del proceso; dichos resultados se muestran en los siguientes apartados:

7.3.1.- REMOCIÓN DE LA DQO

Cuadro n°23 REMOCIÓN DE LA DQO POSTERIOR AL TRATAMIENTO DE OXIDACIÓN AVANZADA EN REACTOR

MUESTRA	DQO _{inicial}	DQO _{final}	% remoción
NT	159	7	95.60
MoT	157	8	94.90
MT	106	36.5	65.57
INF	1477.5	732	50.46

En el cuadro n°23 se muestran tanto las concentraciones iniciales de DQO en las muestras seleccionadas para el análisis con tratamiento de oxidación avanzada de acuerdo a sus características toxicológicas; así como las concentraciones obtenidas después de dicho tratamiento y el porcentaje de remoción en la concentración de la DQO. En él observamos, que después del tratamiento se obtienen buenos porcentajes de remoción de la DQO que van desde un 50.46% en la muestra INF hasta un 95.6 % en la muestra NT; resultados parecidos fueron obtenidos por Kondo et al. (2010), quienes reportan remociones de hasta 95% de la DBO y 80% de COT al tratar aguas residuales provenientes de industrias cafetaleras usando un tratamiento de oxidación avanzada similar al propuesto en este proyecto, basado en una reacción foto-Fenton con luz solar; así mismo Peralta-Hernández, et. al, (2008) y Esquivel et.al (2009) reportan reducciones de COT de hasta 57% al cabo de una hora de tratamiento al exponer una muestra saturada de colorante naranja II azo al reactor foto-electroquímico.

Cabe resaltar que no existe correlación directa entre la cantidad de peróxido de hidrógeno generada electroquímicamente por cada muestra, con la reducción en la concentración de la DQO, por lo cual, se considera la existencia de compuestos más fácilmente degradables que otros, ya que como mencionan Domènech, et.al (2000), existen compuestos (aunque son pocos) que no pueden ser atacados por la reacción

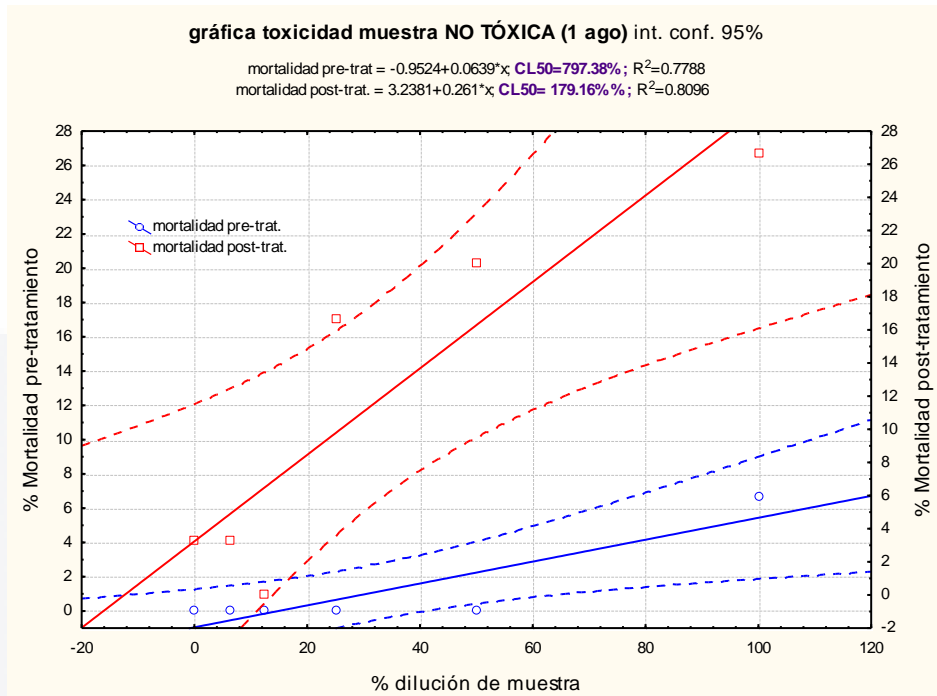
de Fenton, entre ellos la acetona, el ácido acético, el ácido oxálico, las parafinas y compuestos organoclorados; por este motivo, es muy probable que no hayamos obtenido porcentajes totales de remoción de DQO, quizá por la presencia de algún tipo de estos compuestos en las muestras; sin embargo, el rendimiento del proceso se considera como bueno, ya que, cabe resaltar que las concentraciones de DQO obtenidas por los efluentes posterior al tratamiento, son disminuidos a tal grado, que dichas concentraciones son menores y ya se encuentran dentro de los 40mg/L que la CONAGUA recomienda como límite máximo para su descarga al río, con lo cual, las muestras tratadas (exceptuando el influente) cumplirían con este parámetro para su descarga segura, cumpliendo con uno de los objetivos del presente trabajo.

7.3.2.- REMOCIÓN DE LA TOXICIDAD

El último punto de especial importancia a tratar en el presente proyecto fue la evaluación de la toxicidad como variable de respuesta al tratamiento de oxidación avanzada propuesto, esto debido a que autores como Shrank et al., (2004) y Justino et al., (2009) mencionan que el tratamiento de aguas residuales utilizando procesos de oxidación avanzada puede dar lugar a la oxidación parcial de los compuestos presentes en el agua, pudiendo aumentar, disminuir o conservar la toxicidad en las aguas tratadas; por ello, el evaluar el efecto que este tratamiento provoca en los organismos acuáticos.

Los resultados de este análisis se encuentran en las siguientes gráficas:

Figura 19: EVALUACIÓN DE TOXICIDAD MUESTRA NO TÓXICA (NT)



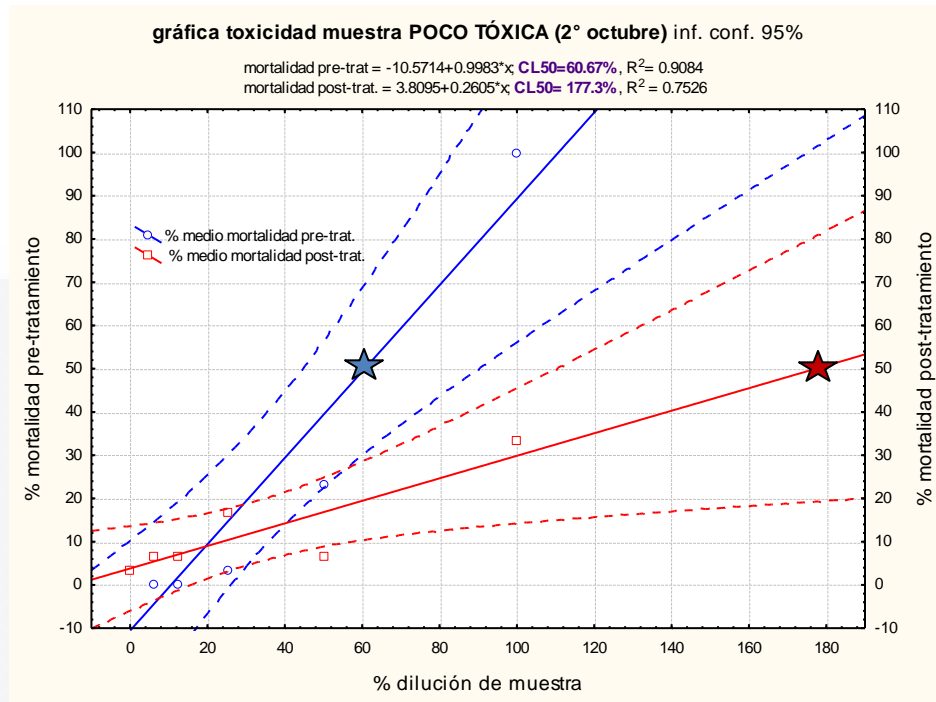
La figura 19 muestra la regresión lineal para determinar la CL_{50} en las muestra NT antes y después del tratamiento de oxidación avanzada (TOA); la línea roja corresponde a la muestra antes de recibir el TOA, la cual con una R^2 de 0.77, nos genera una $CL_{50} > 100\%$, es decir, se trata de una muestra que es no tóxica; la CL_{50} no alcanza a ser observable, debido a que a una concentración total de la muestra (completa, sin diluir) se alcanza solo una $CL=27\%$; por otro lado, la línea azul representa la regresión lineal con una R^2 de 0.80 para la misma muestra posterior al recibir el TOA; ella demuestra que la CL_{50} aumenta hasta más de 700% y no se puede observar este punto, debido a que con una concentración total de la muestra, se alcanza un valor CL de únicamente 7%.

De acuerdo a los datos obtenidos para la muestra NT, se sabe que inicialmente presentaba una $CL_{50} = 179.16\%$ es decir, no tóxica, puesto que aún la muestra sin diluir no presentaba toxicidad, así mismo, y para comprobar los efectos del tratamiento de oxidación avanzada, se determinó que la CL_{50} posterior a dicho tratamiento, seguía

siendo mayor al 100%, pero con valores mucho más altos en porcentaje (797%), esto quiere decir, que a pesar de que la muestra no era tóxica inicialmente, después del tratamiento de oxidación avanzada la toxicidad era 7 veces menor aún, es decir, la muestra tendría que concentrarse en cuanto el contenido de contaminantes para poder generar algún efecto tóxico considerable, por lo cual, en este caso, el tratamiento de oxidación avanzada resultó totalmente eficiente, pues, en el caso de esta muestra, fue capaz de reducir más del 95% de la DQO y disminuyendo el 700% probabilidad de tener un efluente tóxico. Por lo que, se puede afirmar que el TOA en reactor foto-electroquímico no genera toxicidad en un efluente NT proveniente de la PTAR del PIVA.

En cuanto a los resultados del análisis de la muestra moderadamente tóxica (MoT), en la figura 20 se observa la regresión lineal en la cual con una $R^2=0.9$ se obtiene el valor $CL_{50}=60.67\%$ antes de recibir el TOA y está representado con una estrella de color azul; así mismo, observamos en la misma gráfica la regresión lineal para esa misma muestra después de ser sometida al TOA, en la cual, con una $R^2=0.75$ se obtiene una $CL_{50}=177\%$ representado con la estrella roja. Estos resultados indican que la muestra que inicialmente presenta una toxicidad moderada, al ser sometida al TOA en reactor foto-electroquímico, disminuye su toxicidad hasta 3 veces, generando con esto un efluente NO TÓXICO, puesto que la toxicidad de este después del tratamiento es mayor al 100% de dilución, por lo cual, el tratamiento de oxidación avanzada resultó totalmente eficiente, pues, en el caso de esta muestra, fue capaz de reducir más del 94% de la DQO y eliminar la probabilidad de tener un efluente tóxico, por lo cual, se puede afirmar que el TOA en reactor foto-electroquímico elimina la toxicidad de un efluente MoT proveniente de la PTAR del PIVA.

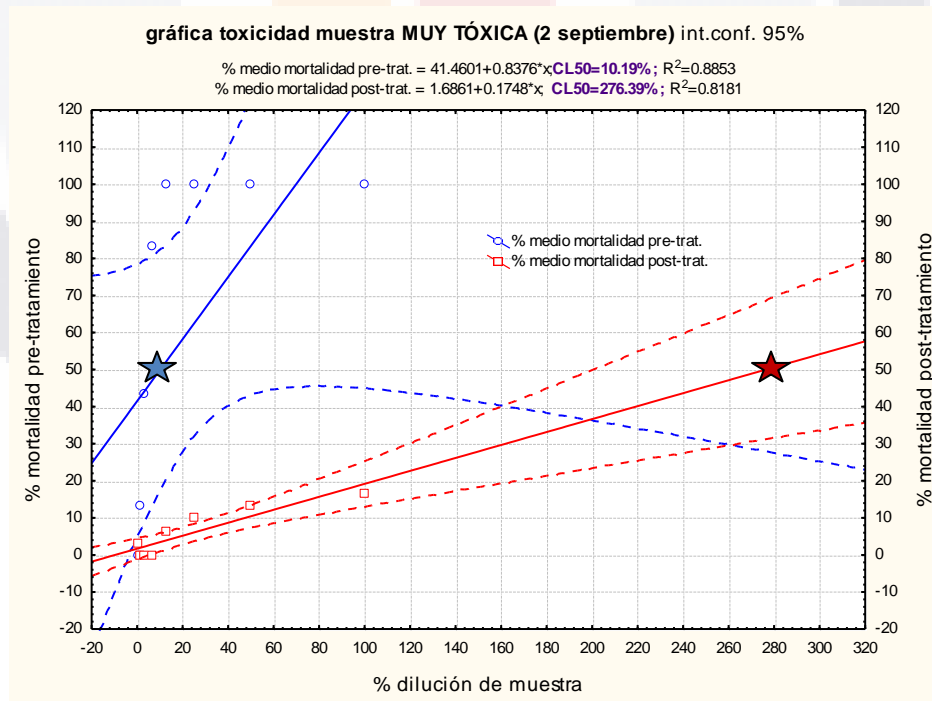
figura 20: EVALUACIÓN DE LA TOXICIDAD MUESTRA MODERADAMENTE TÓXICA (MoT)



En lo que respecta a la muestra efluente que presenta gran toxicidad (MT), su comportamiento puede observarse en la figura 21; en ella vemos la gráfica de regresión lineal de la muestra antes de recibir el TOA en color azul; en ella se observa que con una $R^2 = 0.88$ se tiene una $CL_{50} = 10.2\%$ (estrella azul), considerada como una de las muestras más tóxicas, puesto que este valor indica que la muestra tendría que diluirse en volúmenes de agua pura por más de 10 veces para eliminar la toxicidad presente en ella; por otro lado, las líneas rojas representan la gráfica de regresión lineal para evaluar la toxicidad de la misma muestra después de ser sometida al TOA, en ella se observa que con una $R^2 = 0.82$ se tiene una $CL_{50} = 276\%$ (estrella roja), al ser este un valor mayor al 100%, indica que se eliminó por completo la toxicidad después de someter la muestra al TOA; este resultado es de especial importancia, debido a que a pesar de que esta muestra no presentó un porcentaje de remoción de DQO tan alto (65%) como las muestras NT y MoT, la toxicidad también fue eliminada por completo

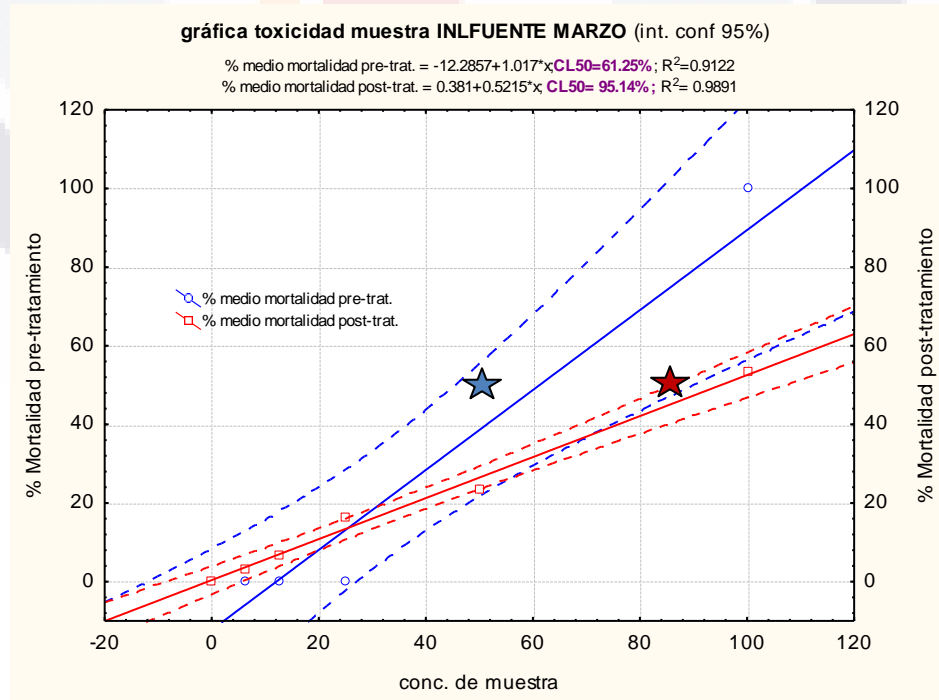
de la muestra, comprobando con esto, una de las hipótesis planteadas en el presente trabajo, la cual plantea que la toxicidad proviene de un compuesto orgánico recalcitrante presente en los efluentes de la PTAR del PIVA que puede ser eliminado con un tratamiento de oxidación avanzada empleando un reactor foto-electroquímico, dicho y comprobado esto, ahora se firma que la toxicidad efectivamente proviene de un compuesto orgánico, y que aunque la toxicidad no esté directamente relacionada con las concentraciones de DQO presente en los efluentes, esta puede ser eliminada con efectividad total al emplear el TOA en reactor foto-electroquímico propuesto. Este resultado es un gran aporte en la investigación, puesto que a pesar de saber que el reactor ha sido capaz de remover colorantes y compuestos orgánicos en aguas contaminadas sintéticamente, nunca había sido probado en muestras reales de aguas residuales ni mucho menos se había realizado una evaluación la toxicidad.

Figura 21: EVALUACIÓN DE LA TOXICIDAD MUESTRA MUY TÓXICA (MT)



En la gráfica n°22, se observa el comportamiento de la toxicidad de la muestra efluente seleccionada para recibir el TOA. Con color azul, se observa la regresión lineal que determina la toxicidad de la muestra; esta presenta una $CL_{50}=61\%$ (estrella azul) con una $R^2= 0.91$; así mismo, en color rojo, se presenta el comportamiento de este influente posterior a ser sometido al TAO; en él observamos que la $CL_{50}=95\%$ (estrella roja) con una $R^2=0.98$; este resultado indica que a pesar de que no hubo una gran concentración de peróxido de hidrógeno producido electroquímicamente por la muestra (5ppm) ni un porcentaje tan importante en la reducción de la DQO (51%), estos valores resultan suficientes para eliminar casi por completo la toxicidad presente en el influente; sin embargo, como ya se había mencionado con anterioridad, a pesar de este importante porcentaje en la remoción de toxicidad, no resulta costoso económicamente emplear este tipo de tratamiento cuando se trata de muestras influentes, pues se presentan mejores rendimientos en cuanto a la reducción de DQO y remoción de toxicidad cuando este tratamiento es empleado como tratamiento complementario al tren de tratamiento tradicional que posee la PTAR del PIVA.

Figura 22: EVALUACIÓN DE LA TOXICIDAD MUESTRA INFLUENTE (INF)



CAPÍTULO VII

CONCLUSIONES

Caracterización:

- La caracterización mostró que la mayoría de los parámetros analizados se encontraron por arriba de los límites permisibles o recomendados por normas mexicanas, organismos internacionales y/o métodos estandarizados (excepto la DBO₅, metales y en algunos casos grasas y aceites y anilinas), lo cual implica un peligro de toxicidad para la biota del río donde es descargado el efluente.
- La elevada carga de DQO en los efluentes, indicó concentraciones hasta 43 veces más con respecto a los límites establecidos, así, se cree que los compuestos orgánicos recalcitrantes son probablemente, los causantes de la toxicidad.

Toxicidad inicial:

- Las pruebas de toxicidad indicaron que, a pesar de que algunos efluentes resultaron no tóxicos, otros son altamente tóxicos, los cuales al ser descargadas en el mismo sitio, pueden provocar un elevados niveles de toxicidad de hasta 9.8 UTa, aún a pesar de las descargas no tóxicas previas.
- Se estableció que no existe relación directa entre la toxicidad y la concentración de DQO, debido a que hay muestras que presentan altas concentraciones de DQO y no son tóxicas, como el primer efluente de agosto; así mismo, otras muestras presentaron toxicidad con valores inferiores de DQO, tal es el caso de la muestra de la segunda quincena de septiembre.

- El tratamiento de oxidación avanzada realizado, capaz de disminuir carga de contaminantes relacionados con la DQO hasta un 96%, generando con ello además, la eliminación de aquellos compuestos orgánicos que aportan toxicidad a la descarga.

Pruebas preliminares de tratabilidad

- Las muestras de efluentes presentaron mayor proporción de carbono inorgánico (hasta más del 100%) debido a que la mayor parte del carbono orgánico fue degradada en el proceso biológico de tratamiento por acción metabólica de microorganismos.
- La remoción de carbono inorgánico fue notoria desde el primer tratamiento a concentraciones bajas de H_2O_2 y Fe^+ , presentándose niveles de remoción de COT superiores al 30% y más del 90% del Cl.
- Para lograr un porcentaje de remoción significativo de carbono orgánico total, es necesario incrementar las concentraciones de H_2O_2 y Fe^+ e incrementar el tiempo de análisis.
- Los valores de remoción de DQO no resultaron ser tan significativos al empleo del proceso Fenton químico manual.
- Existen remanentes de H_2O_2 al someter la muestra a una hora de tratamiento, sin embargo, a tiempos más prolongados de análisis (aproximado a dos horas), esta concentración disminuye hasta ser nula.

Pruebas de tratabilidad en reactor

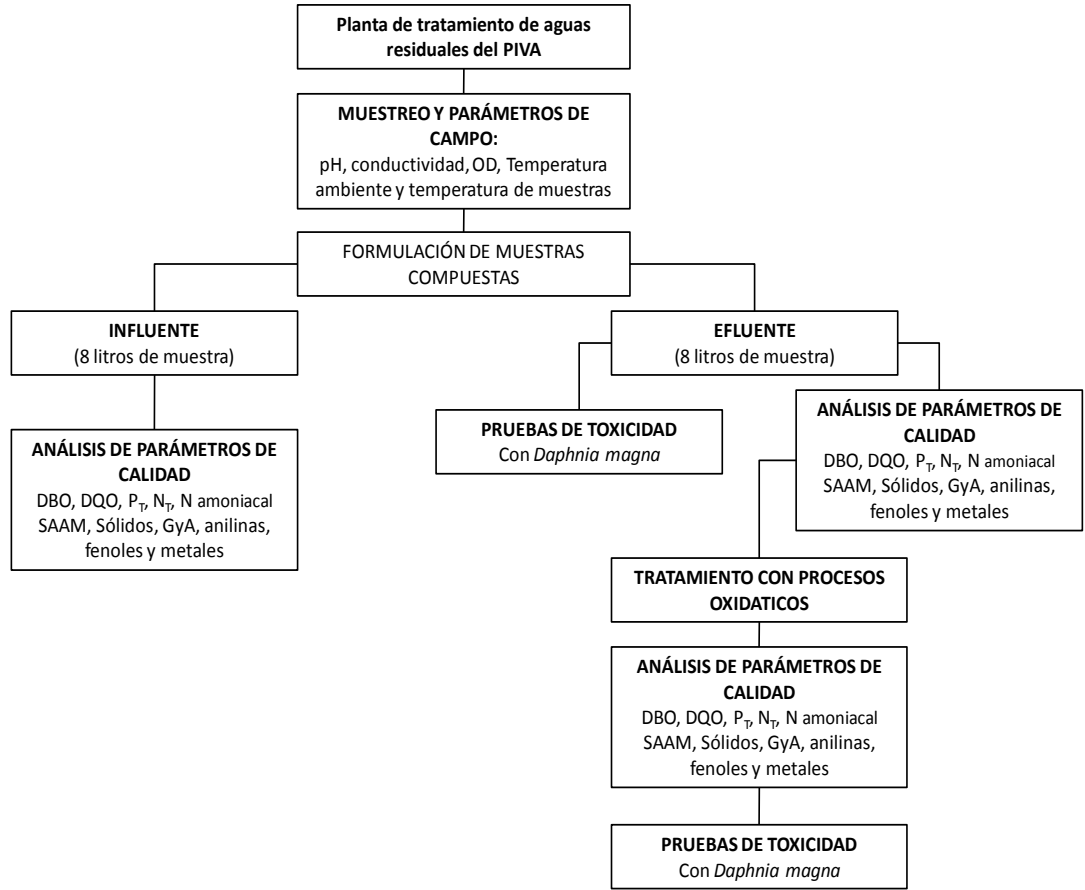
- La conductividad que la muestra presenta de forma natural, hace que no sea necesario el agregado de sales en un proceso electroquímico de producción de H_2O_2 para la realización de oxidación avanzada.
- Debido al múltiple origen de los efluentes, la producción electroquímica de H_2O_2 no es la misma en todas las muestras, pues depende de las sustancias descargas recibidas en la planta de tratamiento que se sabe no son uniformes a lo largo de las semanas.
- Debido a las bajas concentraciones del ión metálico Fe^+ en las muestras, fue necesario el agregado manual de una porción $FeSO_4$ y optimizar la reacción de Fenton para la degradación de materia orgánica.
- Los datos de remoción de DQO indicaron un importante porcentaje de mineralización de la materia orgánica presente en las muestras (mayor a 95%).
- En el caso de la muestra altamente tóxica (2° efluente de septiembre) no se observó un porcentaje de remoción tan elevado como en los efluentes, indicando la presencia de compuestos altamente recalcitrantes o generación de compuestos orgánicos intermediarios, sin embargo la toxicidad se eliminó por completo.
- En el caso del influente, no se logró obtener altas concentraciones de H_2O_2 lo cual sugiere la menor degradación de materia orgánica con respecto al resto de las muestras.
- Lo anterior se confirma con la tasa de remoción de la DQO, la cual apenas supera el 50%. Se cree que gran parte de esta materia orgánica quedó adherida en los electrodos del reactor, que en este caso, solo funcionaron como filtros de sólidos suspendidos, de ahí la baja en la DQO, sin embargo se logra disminuir la toxicidad un 30%.

- Las muestras efluentes sometidas al proceso de oxidación avanzada propuesto, presentaron una reducción total en sus niveles de toxicidad,, es decir, ya no son tóxicas.
- La muestra influente sometida al tratamiento redujo significativamente su nivel de toxicidad de 95 a 61% aún a pesar de las bajas concentraciones de peróxido de hidrógeno generado y el porcentaje de reducción de la DQO.
- Los resultados obtenidos indicaron que la toxicidad presente en las muestras compuestas provenientes de los efluentes de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales del Parque Industrial del Valle de Aguascalientes fue causada por compuestos orgánicos recalcitrantes al tratamiento biológico, pero susceptibles de degradarse por procesos foto-electroquímicos de oxidación avanzada como el propuesto en este trabajo.

CAPÍTULO VIII

ANEXOS

Anexo 1: ESQUEMA GENERAL DE METODOLOGÍA

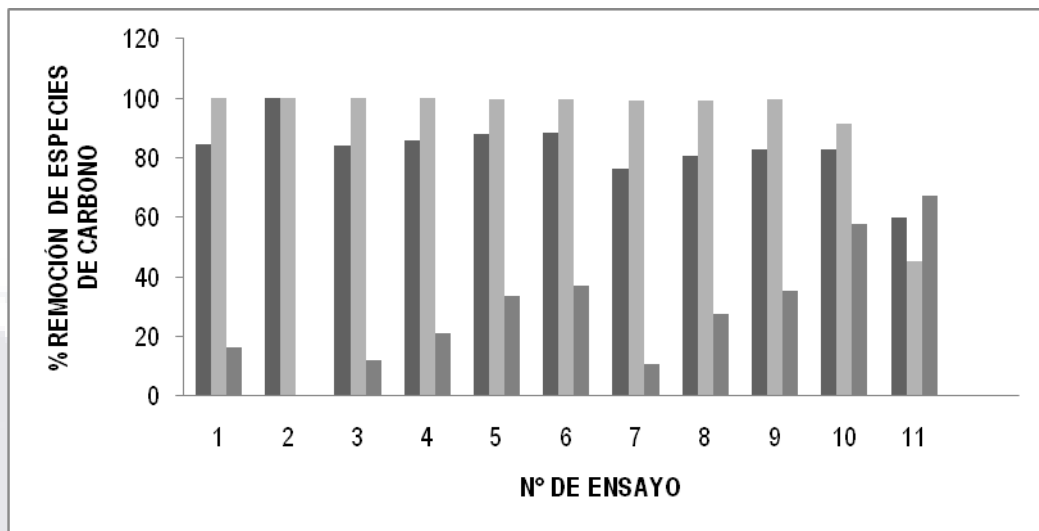


Anexo 2: TASA DE REMOCIÓN DE ESPECIES DE CARBONO; H₂O₂ RESIDUAL

MUESTRA	%CT removido	% CI removido	%COT removido	% DQO removido	H ₂ O ₂ residual (mg/L)
1	84.77	99.98	16.57	Nd	Nd
2	76.03	99.97	-31.91	Nd	Nd
3	61.06	100.24	-7.03	Nd	Nd
4	84.23	100.18	12.24	Nd	10
5	85.69	99.99	21.24	Nd	30
6	87.84	99.87	33.58	Nd	20
7	88.42	99.77	37.20	34.27	35
8	76.41	99.42	10.59	29.30	35
9	80.80	99.36	27.70	24.20	9
10	82.95	99.54	35.53	30.89	8
11	82.75	91.52	57.68	30.57	0
12	60.03	45.31	67.16	41.89	0

Nd: no determinado

Anexo 3: ANÁLISIS DE REMOCIÓN DE CARBONO



■ CT ■ CI ■ COT

CAPÍTULO IX

GLOSARIO

AGUA RESIDUAL: Es el líquido de composición variada proveniente de usos municipal, industrial, comercial, agrícola, pecuario o de cualquier otra índole, ya sea pública o privada y que por tal motivo haya sufrido degradación o alteración en su calidad original.

BIODEGRADABLE: Sustancia que se descompone o desintegra con relativa rapidez en compuestos simples por alguna forma de vida como: bacterias, hongos, gusanos e insectos.

CARACTERIZACIÓN: Determinación de características peculiares (en este caso de las aguas residuales) de modo que permite su distinción con respecto a las demás.

CL₅₀ (CONCENTRACIÓN LETAL 50): Concentración calculada estadísticamente de una sustancia en el medio que se espera que mate al 50% de los organismos de una población puestos a prueba bajo un conjunto de condiciones definidas.

DEPURACIÓN: Proceso por el cual se eliminan las impurezas del agua.

DESCARGA: Es el conjunto de aguas residuales que se vierten o disponen en algún cuerpo receptor.

EFLUENTE: La salida o flujos salientes de cualquier sistema que despacha flujos de agua. Este es el agua producto dada por el sistema de tratamiento.

EUTROFIZACIÓN: Enriquecimiento del agua, la cual causa un crecimiento excesivo de plantas acuáticas e incrementan la actividad de microorganismos anaeróbicos. Como resultado los niveles de oxígenos disminuyen rápidamente y el agua se asfixia, haciendo la vida imposible para los organismos acuáticos aeróbicos.

FENTON QUÍMICO: Reacción producida al catalizar el peróxido de hidrógeno con metales de transición (generalmente hierro), dando como resultado la generación de radicales altamente reactivos del oxhidrilo (OH·).

INFLUENTE: La entrada o flujos entrantes a cualquier sistema que despacha flujos de agua. Es el agua residual que ingresa al sistema de tratamiento.

LODOS ACTIVADOS: Flóculos de materia orgánica asociados a bacterias aeróbicas y protistas, los que se encuentran en un ambiente oxidativo forzado por la incorporación de oxígeno.

MINERALIZACIÓN: proceso de descomposición de la materia orgánica para obtener compuestos inorgánicos (CO_2 y H_2O).

MUESTRA COMPUESTA: Combinación de muestras individuales de agua residual tomadas a intervalos predeterminados a fin de minimizar los efectos de variabilidad de la muestra individual.

MUESTRA SIMPLE: Es aquella muestra individual tomada en un corto período de forma tal que el tiempo empleado en su extracción sea el transcurrido para obtener el volumen necesario.

MUESTREO: Colecta de muestras simples.

OXIDACIÓN: La reacción de la materia orgánica con el oxígeno para producir dióxido de carbono y agua.

PIVA: abreviatura de Parque Industrial del Valle de Aguascalientes.

PTAR: Abreviatura Planta de Tratamiento de Aguas Residuales.

RECALCITRANTE (COMPUESTO RECALCITRANTE): Aquellos compuestos cuya persistencia en el medio ambiente es grande debido a su difícil biodegradación.

TOXICIDAD ACUÁTICA: efectos adversos para la biota acuática que derivan de la exposición a una sustancia tóxica.

TRATABILIDAD: Análisis realizado en un laboratorio que permite conocer los valores de ciertos parámetros necesarios para el tratamiento de agua en una planta.

CAPÍTULO X

BIBLIOGRAFÍA

* Andreozzi, R.; Caprio, V.; Insola, A.; Marotta, R. (1999). "ADVANCED OXIDATION PROCESSES (AOP) FOR WATER PURIFICATION AND RECOVERY", Catal. Today, 53 (1), 51-59.

* Albert Lilia. (1997). "INTRODUCCIÓN A LA TOXICOLOGÍA AMBIENTAL"; Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud: División de Salud y Ambiente. Organización Panamericana de la Salud. Estado de México, México. 471 pp.

* Álvarez, S.G.; Maldonado, M; Gerth, A y Kusch, P. (2004) CARACTERIZACIÓN DE AGUA RESIDUAL DE CURTIDURÍA Y ESTUDIO DEL LIRIO ACUÁTICO EN LA RECUPERACIÓN DE CROMO. Inf. tecnol. 2004, vol. 15, no. 3. 75-80 pp.

* APHA-AWWA-WPCF. (1998). "STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER". 20th edition. American Public Health Association, Washington, DC.

* Arslan A., Ayberk S., (2003). "CHARACTERIZATION AND BIOLOGICAL TREATABILITY OF "IZMIT INDUSTRIAL AND DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT PLANT" WASTEWATERS". ISSN 0378-4738 = Water SA Vol. 29 No. 4 October 2003. Available on website <http://www.wrc.org.za>. Consultado: mayo de 2009.

* Arundel, J., (2000) "SEWAGE AND INDUSTRIAL EFFLUENT TREATMENT" 2nd edition. Blackwell Science Ltd. Oxford, England. 337 pp.

* Benitez F.J.; Beltrán H.J.; Gonzalez T. (1994) "DEGRADATION BY OZONE AND UV RADIATION OF THE HERBICIDE CYANAZINE" *Ozone: Science & Engineering: The Journal of the International Ozone Association*, 1547-6545, Volume 16, Issue 3, 1994, Pages 213 – 234.

* Bolton J.R., Cater S.R., (1994) "AQUATIC AND SURFACE PHOTOCHEMISTRY",. G.R. Helz, R.G. Zepp y D.G. Crosby Editores. Lewis, Boca Raton, FL, EEUU (1994). 490pp.

* Boye B., Dieng M.M., Brillas E.;(2003) "ANODIC OXIDATION, ELECTRO-FENTON AND PHOTOELECTRO-FENTON TREATMENTS OF 2,4,5-TRICHLOROPHENOXIACETIC ACID". *Journal of Electroanalytical Chemistry* 557 (2003) 135-146.

* Castillo-Morales G. (ed.) (2004). "ENSAYOS TOXICOLÓGICOS Y MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE CALIDAD DE AGUAS: ESTANDARIZACIÓN, INTERCALIBRACIÓN, RESULTADOS Y APLICACIONES". México IMTA, Canadá IDRC. 189 pp.

* Catalkaya E.C., Kargi F. (2007). "EFFECTS OF OPERATING PARAMETERS ON ADVANCED OXIDATION OF DIURON BY THE FENTON'S REAGENT: A STATISTICAL DESIGN APPROACH". *Chemosphere* 69 (2007) 485-492.

* CE-CCA-001/89. Instituto Nacional de Ecología (2007). "CRITERIOS ECOLÓGICOS DE CALIDAD DEL AGUA" (CE-CCA-001/89). Calidad para la protección de la vida de agua dulce. Publicado en diario oficial de la federación, México, diciembre de 1989. Disponible en la red: <http://www2.ine.gob.mx>. Consultado: 25 de junio de 2010.

* CETESB: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (1991). Agua-Teste de toxicidade com *D. similis* Clauss 1876 (Cladocera, Crustacea), Metodo de ensaio, L5.018.

* Cházaro L.S. (1999) "USO SUSTENTABLE DEL AGUA EN MÉXICO, RETO DE NUESTRO TIEMPO". Ed México Desconocido. México. 262 pp.

* CONAGUA Comisión Nacional del Agua (2009). Acerca del agua, marco normativo y cultura del agua. Disponible en la red: www.conagua.gob.mx. Consultado: septiembre de 2010

* CONAPO. Consejo Nacional de Población. (2011). Disponible en línea: <http://www.conapo.gob.mx/> Consultado: mayo de 2011

* Crites, R.; Tchobanoglous, G.; (1998). "SMALL AND DECENTRALIZED WASTEWATER MANAGEMENT SYSTEMS". McGraw-Hill. New York, USA. 1084 pp.

* Curtis H. y Barnes S. (1993) "BIOLOGÍA". 5ª edición, Editorial Médica Panamericana, Argentina. 65-79 pp.

* Domènech X., Jardim W.F., Litter M.I. (2000). "PROCESOS AVANZADOS DE OXIDACIÓN PARA LA ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES", en Miguel A. Blesa (2001), Eliminación de contaminantes por catálisis heterogénea (capítulo 1), Red CYTED VIII-G,23-25.

* Eckenfelder, W. W., Ford, D. L. Englande, A. J. (2009). "INDUSTRIAL WATER QUALITY". 4ª edición. Ed. Mc Graw-Hil, New York, USA.

* Environmental Protection Agency (EPA). (2002). Setting Standards for Safe Drinking Water. Office of Water. EPA 816-F-02-013. Washington, D.C.

* Environmental Protection Agency (EPA). (1999). Folleto informativo de tecnología de aguas residuales. Desinfección con Cloro.

* Environmental Protection Agency (EPA). 2000. Wastewater Technology Fact Sheet. Granular Activated Carbon Absorption and Regeneration.

* Esquivel K., Arriaga L.G., Rodríguez F.J., Martínez L., Godínez L.A., (2009). "DEVELOPMENT OF A TiO₂ MODIFIED OPTICAL FIBER ELECTRODE AND ITS INCORPORATION INTO A PHOTOELECTROCHEMICAL REACTOR FOR WASTEWATER TREATMENT". Water research 43 (2009) 3593-3603.

* European Council Directive, (1998). Directive no. 98/83/EC on THE QUALITY OF WATER INTENDED FOR HUMAN CONSUMPTION. Adopted by the Council, on 3 November 1998.

* Fair G.M., Geyer J.C., Okun D.A. (1992) "INGENIERÍA SANITARIA Y DE AGUAS RESIDUALES VOL.II: PURIFICACIÓN DE AGUAS Y TRATAMIENTO Y REMOCIÓN DE AGUAS RESIDUALES" Editorial Limusa- Grupo Noriega editores. DF, México. 764 pp.

*FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. "INFORMATION SYSTEM ON WATER AND AGRICULTURE, AQUASTAT". Available on line: www.fao.org/AG/AGL/aglw/aquastat/main/index.stml. Consultado: Junio de 2010.

* Flores-Vela G., Medina-Ramírez, I.E., Avelar-González, F.J., Ramírez-López, E.M. (2009). "OXIDACIÓN FOTOCATALÍTICA DE FENOL EN SOLUCIÓN ACUOSA". Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Autónoma de Aguascalientes, México. 109 p.p.

* Flox C., Ammar S., Arias C., Brillas E., Vargas-Zavala A., Abdekhedi R. (2006) "ELECTRO-FENTON AND PHOTOELECTRO-FENTON DEGRADATION OF INDIGO CARMINE IN ACIDIC AQUEOUS MEDIUM". Applied Catalysis B: Environmental 67 (2006) 93-104.

* Flox C., Garrido J.A., Rodríguez R.M., Cabot P., Centellas F., Arias C., Brillas E.; (2007). "MINERALIZATION OF HERBICIDE MECOPROP BY PHOTOELECTRO-FENTON WITH UVA AND SOLAR LIGHT". CatalysisToday 129 (2007) 29-36.

* Ghafari S., Hasan M., Kheireddine M. (2008) "BIO-ELECTROCHEMICAL REMOVAL OF NITRATE FROM WATER AND WASTEWATER—A REVIEW" .Bioresource Technology 99 (2008) 3965–3974.

* Gobierno del Estado de Aguascalientes (2009).PORTAL DE GOBIERNO DEL ESTADO. RÍO SAN PEDRO. Disponible en línea: <http://www.aguascalientes.gob.mx/inagua>
Consultado: junio de 2009.

* GOOGLE MAPS (2010). Disponible en la red: <http://maps.google.es/maps/>
Consultado: mayo de 2010

* Guerrero M. (1999) "USO SUSTENTABLE DEL AGUA EN MÉXICO, RETO DE NUESTRO TIEMPO". Ed México Desconocido. México. 262 pp.

* Gutiérrez L.R., Quintana R., Rubio H., Ortega J., Pinedo C. (2008) “ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA EN LA CUIENCA BAJA DEL RIO SAN PEDRO, CHIHUAHUA, MÉXICO” Revista Latinoamericana de Recursos Naturales, 4 (2): 108-115.

* Harrison Roy M. (1999). “UNDERSTANDING OUR ENVIRONMENT. AN INTRODUCTION TO ENVIRONMENTAL CHEMISTRY AND POLLUTION”. 3rd edition. The Royal Society of Chemistry. Cambridge, United Kingdom. 461 pp.

* Henry

* INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA (INEGI). 2010. Disponible en línea: <http://www.inegi.org.mx/>

* Jiménez B. (2005). “LA CONTAMINACIÓN AMBIENTAL EN MÉXICO: CAUSAS, EFECTOS Y TECNOLOGÍA APROPIADA”. Ed. LIMUSA. México. 925 pp.

* Justino, C. I., Duarte, K., Loureiro, F., Pereira, R., Antunes, S.C., Marques, S.M., Goncalves, F., Rocha-Santos, T.A.P. and Freitas, A.C. (2009). “TOXICITY AND ORGANIC CONTENT CHARACTERIZATION OF OLIVE OIL MILL WASTEWATER UNDERGOING A SEQUENTIAL TREATMENT WITH FUNGI AND PHOTO-FENTON OXIDATION”. Journal of Hazardous Materials. Vol. 172 p. 1560 - 1572

* Kiely G., (1999) “INGENIERÍA AMBIENTAL: FUNDAMENTOS, ENTORNOS, TECNOLOGÍAS Y SISTEMAS DE GESTIÓN”. Editorial Mc Graw Hill Interamericana de España. Madrid, España. 1331 pp.

* Kondo, M.M., Leite, K.U.C.G., Silva, M.R.A. and Reis, A.D.P. (2010). “FENTON AND PHOTO-FENTON PROCESSES COUPLED TO UASB TO TREAT COFFEE PULPING WASTEWATER”. Separation Science and Technology. No. 45 p. 1506-1511

* Liu, D.H.F. y Lipták, B.G. (1997). "ENVIRONMENTAL ENGINEER'S HANDBOOK". 2nd edition. Lewis Publishers. 1431 pp.

* López-Baltazar J. (2007). "ESTUDIO SOBRE LA CONCENTRACIÓN DE CONTAMINANTES EN EL AGUA DEL CAUCE DEL RÍO SAN PEDRO" Tesis de Maestría en Ciencias en el área de Toxicología. Universidad Autónoma de Aguascalientes, México. 126 pp.

* López-López A., De la Barrera-Fraire J., Vallejo-Rodriguez R., Barahona-Argueta C. (2008) "ESTUDIO COMPARATIVO ENTRE UN PROCESO FISICOQUÍMICO Y UNO BIOLÓGICO PARA TRATAR AGUA RESIDUAL DE RASTRO". Interciencia. Volumen 33-7. 0378-1844/08/07/490-06

* Margalef R. (1983). "LIMNOLOGÍA". Ed. Omega. Barcelona, España. 779-867 pp.

* Marin-Galvin, R. (1995) "COMPUESTOS ORGÁNICOS EN LAS AGUAS: PRESENCIA E IMPORTANCIA". Universidad de Cordoba. Depto. De Química Física y Termodinámica Aplicada. Cordoba, España. 27(314):159-65.

* Metcalf & Eddy Inc. (1991). "WASTEWATER ENGINEERING – TREATMENT, DISPOSAL AND REUSE". 3ª edición, McGraw-Hill, U.S.A. 1334 pp.

* Movahedian, H.; Bina, B.; Asghari, G. H. (2005). "TOXICITY EVALUATION OF WASTEWATER TREATMENT PLANT EFFLUENTS USING *Daphnia magna*". Iran. J. Environ. Health Sci. Eng.2005, 2(2), 1–4.

* NMX-AA-003-1980. Aguas residuales- Muestreo. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Dirección general de normas. Estados Unidos Mexicanos. 8 pp.

* NMX-AA-005-SCFI-2000. Análisis de Agua – Determinación de grasas y aceites recuperables en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas – Método de prueba. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Estados Unidos Mexicanos. 11 pp.

* NMX-AA-012-SCFI-2001. Análisis de Agua - Determinación de oxígeno disuelto en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba. Secretaría de Economía. Estados Unidos Mexicanos. 20 pp.

* NMX-AA-026-SCFI-2001. Análisis de Agua - Determinación de nitrógeno total kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba. Secretaría de Economía. Estados Unidos Mexicanos. 21 pp.

* NMX-AA-028-SCFI-2001. Análisis de Agua – Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba. Secretaría de Economía. Estados Unidos Mexicanos. 20 pp.

* NMX-AA-029-SCFI-2001. Análisis de Aguas - Determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba. Secretaría de Economía. Estados Unidos Mexicanos. 21 pp.

* NMX-AA-030-SCFI-2001. Análisis de Agua – Determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba. Secretaría de Economía. Estados Unidos Mexicanos. 18 pp.

* NMX-AA-034-SCFI-2001. Análisis de Agua - Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba. Secretaría de Economía. Estados Unidos Mexicanos. 18 pp.

* NMX-AA-039-SCFI-2001. Análisis de Agua – Determinación de sustancias activas al azul de metileno (SAAM) en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas – Método de prueba. Secretaría de Economía. Estados Unidos Mexicanos. 18 pp.

* NMX-AA-050-SCFI-2001. Análisis de Agua – Determinación de fenoles totales en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas – Método de prueba. Secretaría de Economía. Estados Unidos Mexicanos. 7 pp.

* NMX-AA-087-1995-SCFI. Analisis de Agua – Evaluación de toxicidad aguda con *Daphnia magna status* (crustacea – cladecera) – Método de prueba. Secretaría de Economía. Estados Unidos Mexicanos. 39 pp.

* Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

* Park, E.J., Seo, J.K., Kim, M.R., Jung, I.H., Kim, J.K., Kim, S.K., (2001). “SALINITY ACCLIMATION OF IMMOBILIZED FRESHWATER DENITRIFIER. AQUACUL”. Eng. 24, 169–180.

* Peralta-Hernández J.M., Meas-Vong Y., Rodríguez-Valadez F.J., Chapman T.W., Maldonado M.I., Godínez L.A. (2006). “IN SITU ELECTROCHEMICAL AND PHOTO-ELECTROCHEMICAL GENERATION OF THE FENTON REAGENT: A POTENTIALLY IMPORTANT NEW TREATMENT TECHNOLOGY”. Water research 40 (2006) 1754-1762.

* Peralta-Hernández J.M., Meas-Vong Y., Rodríguez-Valadez F.J., Chapman T.W., Maldonado M.I., Godínez L.A. (2008). "COMPARISON OF HYDROGEN PEROXIDE-BASED PROCESSES FOR A TREATING DYE-CONTAINING WASTEWATER: DECOLORIZATION DESTRUCTION OF ORANGE II AZO DYE IN DILUTE SOLUTION". *Dyes and pigments* 2008, 76, 656-662.

* Pérez-Legaspi, I.A., Rico-Martínez R. (2009). "ACUTE TOXICITY TESTS EN THREE SPECIES OF THE GENUS LECANE (ROTIFERA: MONOGONONTA). *Hydrobiologia* . Volume 446-447, Number 1, 375-381.

* Prieto Contreras, F. (2008). "ESTUDIO SOBRE LOS MECANISMOS DE REMOCIÓN Y PRINCIPALES GÉNEROS MICROBIANOS IMPLICADOS EN LA DEPURACIÓN DE METALES PESADOS, EMPLEANDO LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN ENRIQUECIDAS CON BIOFLÓCULOS". Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Aguascalientes. México.

* Ragunathan R., Swaminathan K., (2004) "BIOLOGICAL TREATMENT OF A PULP AND PAPER INDUSTRY EFFLUENT BY *Pleurotus spp*". *World Journal of Microbiology & Biotechnology* 20: 389–393, 2004.

* Ramalho R.S., Jiménez B.D., (1996) "TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES. EDICIÓN REVISADA" Editorial Reverté, S.A. 716pp.

* Ramos Olmos R., Sepúlveda Marqués R., Villalobos Moreto F. (2003). "EL AGUA EN EL MEDIO AMBIENTE, MUESTREO Y ANÁLISIS". Plaza y Valdez editores. Universidad Autónoma de Baja California, Baja California, México. 210pp.

* Rigola L.M. (1989) "TRATAMIENTO DE AGUAS INDUSTRIALES: AGUAS DE PROCESO Y RESIDUALES". Alfaomega- marcombo. 160 pp.

* Ríos-Ruiz Francisco (2010). "COMPORTAMIENTO AMBIENTAL DE TENSIOACTIVOS ANIÓNICOS Y NO IÓNICOS". Tesis de Maestría en Ciencia y Tecnología de Coloides e Interfases. Universidad de Granada, Facultad de Ciencias, depto. De Ingeniería Química. Granada, España.

* Robles-Vargas Daniel. (2011) "ANÁLISIS DE LA TOXICIDAD DEL INFLUENTE Y EFLUENTE DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DEL PARQUE INDUSTRIAL DEL VALLE DE AGUASCALIENTES (PIVA) Y SU REMEDIACIÓN EMPLEANDO HONGOS LIGNINOLÍTICOS, CARBÓN ACTIVADO Y RESINAS DE INTERCAMBIO IÓNICO". Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Aguascalientes, Centro de Ciencias Básicas. Aguascalientes, México.

* Rodríguez-Fernández A., Letón G.P., Rosal G.R., Dorado V.M., Villar F.S., Sanz G.J. (2006) "TRATAMIENTOS AVANZADOS DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES" informe de vigilancia tecnológica, círculo de innovación en tecnología medioambientales, confederación empresarial de Madrid. Madrid, España.136 pp.
Disponible en la red: <http://www.madrimasd.org>. Consultado: mayo de 2009.

* Rodríguez-Martínez J., Martínez-Amador S.Y., Garza-García Y.; (2005). "COMPARATIVE ANAEROBIC TREATMENT OF WASTEWATER FROM PHARMACEUTICAL, BREWERY, PAPER AND AMINO ACID PRODUCING INDUSTRIES". J Ind Microbiol Biotechnol (2005) 32: 691–696.

* Romero J. (1999). "TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES POR LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN". 3ª edición. Alfaomega. México. 281 pp.

* Sánchez-Meza, J.C.; Pacheco-Salazar, V.F.; Pavón-Silva, T.B.; Gutiérrez-García, V.G.; Ávila-González, C.J.; Guerrero-García, P. (2007). "TOXICITY ASSESSMENT OF A COMPLEX INDUSTRIAL WASTEWATER USING AQUATIC AND TERRESTRIAL BIOASSAYS *Daphnia pulex* AND *Lactuca sativa*". J. Environ. Sci. Health Pt. A 2007, 42, 1425–1431.

* Sans Fontia, R., Ribas de Pablo, J., (1999). "INGENIERÍA AMBIENTAL: CONTAMINACIÓN Y TRATAMIENTOS" editorial Alfaomega marcombo. Barcelona, España. 145 pp.

* Santos-Medrano, G.E., Ramírez-López, E.M., Hernández-Flores, S., Azuara-Medina, P.M. and Rico-Martínez, R. (2007). "DETERMINATION OF TOXICITY LEVELS IN THE SAN PEDRO RIVER WATERSHED, AGUASCALIENTES, MEXICO". Journal of Environmental Science and Health Part A. 42, 1403-1410.

* Schrank, S.G.; José, H.J.; Moreira, R.F.P.M.; Schroder, H.F. (2004). "COMPARISON OF DIFFERENT ADVANCED OXIDATION PROCESS TO REDUCE TOXICITY AND MINERALIZATION OF TANNERY WASTEWATER". Water Science and Technology. Vol. 50. No. 5. p. 329 – 334

* SEMARNAT: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (2009). Comité Cosultivo de Normalización de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Disponible en la red: <http://www.semarnat.gob.mx/>

* Skoog, D. A.; Holler, F.G.; Nicman. (2005). "PRINCIPIOS DEL ANÁLISIS INSTRUMENTAL". 5ª Edición. Ed. McGraw Hill. USA. pp. 1028.

* Sumino, T., Isaka, K., Ikuta, H., Saiki, Y., Yokot, T., (2006). "NITROGEN REMOVAL FROM WASTEWATER USING SIMULTANEOUS NITRATE REDUCTION AND ANAEROBIC AMMONIUM OXIDATION IN SINGLE REACTOR". J. Biosci. Bioeng. 102 (4), 346–351.

* Treviño A.B. & Cázares R.E. (1999) "USO SUSTENTABLE DEL AGUA EN MÉXICO, RETO DE NUESTRO TIEMPO". Ed México Desconocido. México. 262 pp.

* Torres-Guzmán F. (2009) "ESTUDIO DE LA TOXICIDAD EN MUESTRAS DE AGUA Y SEDIMENTOS DE LA CUENCA DEL RÍO SAN PEDRO EN EL ESTADO DE AGUASCALIENTES EMPLEANDO PRUEBAS DE TOXICIDAD: INTEGRACIÓN DE ESTUDIOS DE CAMPO Y LABORATORIO". Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Aguascalientes, México. 167 pp.

* Torres-Guzmán, F., Avelar-González, F.J. y Rico-Martínez, R. (2010). "AN ASSESSMENT OF CHEMICAL AND PHYSICAL PARAMETERS, SEVERAL CONTAMINANTS INCLUDING METALS, AND TOXICITY IN THE SEVEN MAJOR WASTEWATER TREATMENT PLANTS IN THE STATE OF AGUASCALIENTES, MEXICO". Journal of Environmental Science and Health Part A Vol 45 p. 1 – 13

* WRI. "THE WORLD RESOURCES INSTITUTE", et al., (2002-2004). Oxford University Press, New York, U.S.A., 2010. Available on line: <http://www.wri.org>
Consultado: octubre de 2010.