# INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL CENTRO DE INVESTIGACIÓN INTERDISCIPLINARIO PARA EL

### **DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL UNIDAD DURANGO**

USO DEL CLORO EN LAS PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMESTICAS: DESINFECCIÓN Y FORMACIÓN DE SUBPRODUCTOS

#### **TESIS**

PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRO EN CIENCIAS EN GESTIÓN AMBIENTAL

PRESENTA

MARÍA GUADALUPE REYES LÓPEZ

#### DIRECTOR

M. en C. MARÍA GUADALUPE VICENCIO DE LA ROSA

CO-DIRECTOR

DRA. ARACELI LOREDO TREVIÑO

**DICIEMBRE 2016** 

SIP-13-BIS



### INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REGISTRO DE TEMA DE TESIS Y DESIGNACIÓN DE DIRECTORES DE TESIS

El Colegio de Profesor	es de Estudios de Posgrado e	e Investigación de	CIIDIR-IPN Dura	ango en su
sesión Ordinaria	No. 4 celebrada el día	a 08 del mes de	abril	conoció la
solicitud presentada po	r el(la) alumno(a):			
REYES	LÓP		MARÍA GUA	
Apellido paterno	Apellido r		Nombr gistro: B 1 4	
		Con re	gistro. B   1   4	10 17 14 10
Aspirante de:	Maestría en Ciencias en Ges	stión Ambiental		
	irante el tema de tesis titulado			
Iso del cloro en las	plantas de tratamiento d	o. Ie aguas residual	es domésticas	s:
	ación de subproductos			
	ema abarcará los siguientes a	aspectos:		
Je manera deneral en	erria abarcara los siguieritos t	аороскос.		
so manera generali s				
Jo manora general				
9				
2 Se designan com	o Directores de Tesis a los Pr	rofesores:		
2 Se designan com M. en C. María Guada	upe Vicencio de la Rosa y Dr	ra. Araceli Loredo Tr		
2 Se designan com M. en C. María Guada	upe Vicencio de la Rosa y Dr	ra. Araceli Loredo Tr		alumno en:
2 Se designan com M. en C. María Guada 3 El trabajo de inve	lupe Vicencio de la Rosa y Dr stigación base para el desarro	ra. Araceli Loredo Tr		alumno en:
2 Se designan com M. en C. María Guada 3 El trabajo de inve El CIIDIR-IPN Unidad	lupe Vicencio de la Rosa y Dr stigación base para el desarro Durango	ra. Araceli Loredo Tr ollo de la tesis será		alumno en:
2 Se designan com M. en C. María Guada 3 El trabajo de inve El CIIDIR-IPN Unidad que cuenta con los rec	lupe Vicencio de la Rosa y Dr stigación base para el desarro Durango sursos e infraestructura neces	ra. Araceli Loredo Ti ollo de la tesis será sarios.	elaborado por el	
2 Se designan com M. en C. María Guada 3 El trabajo de inve El CIIDIR-IPN Unidad que cuenta con los rec 4 - El interesado de	lupe Vicencio de la Rosa y Dr. stigación base para el desarro Durango sursos e infraestructura neces eberá asistir a los seminario	ra. Araceli Loredo Trollo de la tesis será sarios.	elaborado por el	scripción del
2 Se designan com M. en C. María Guada 3 El trabajo de inve El CIIDIR-IPN Unidad que cuenta con los rec 4 El interesado de trabajo desde la	lupe Vicencio de la Rosa y Dr stigación base para el desarro Durango sursos e infraestructura neces eberá asistir a los seminario le fecha en que se suscribe l	ra. Araceli Loredo Trollo de la tesis será sarios.	elaborado por el	scripción del
2 Se designan com M. en C. María Guada 3 El trabajo de inve El CIIDIR-IPN Unidad que cuenta con los rec 4 El interesado de trabajo desde la	lupe Vicencio de la Rosa y Dr. stigación base para el desarro Durango sursos e infraestructura neces eberá asistir a los seminario	ra. Araceli Loredo Trollo de la tesis será sarios.	elaborado por el	scripción del
2 Se designan com M. en C. María Guada 3 El trabajo de inve El CIIDIR-IPN Unidad que cuenta con los rec 4 El interesado de trabajo desde la	lupe Vicencio de la Rosa y Dr stigación base para el desarro Durango sursos e infraestructura neces eberá asistir a los seminario le fecha en que se suscribe l	ra. Araceli Loredo Trollo de la tesis será sarios.	elaborado por el	scripción del
2 Se designan com M. en C. María Guada 3 El trabajo de inve El CIIDIR-IPN Unidad que cuenta con los rec 4 El interesado de trabajo desde la	lupe Vicencio de la Rosa y Dr stigación base para el desarro Durango cursos e infraestructura neces eberá asistir a los seminario fecha en que se suscribe l visora correspondiente:	ra. Araceli Loredo Trollo de la tesis será carios.  os desarrollados el la presente hasta l	elaborado por el	scripción del
2 Se designan com M. en C. María Guada 3 El trabajo de inve El CIIDIR-IPN Unidad que cuenta con los rec 4 El interesado de trabajo desde la	lupe Vicencio de la Rosa y Dr stigación base para el desarro Durango cursos e infraestructura neces eberá asistir a los seminario fecha en que se suscribe l visora correspondiente:	ra. Araceli Loredo Trollo de la tesis será sarios.	elaborado por el	scripción del
2 Se designan com M. en C. María Guada 3 El trabajo de inve El CIIDIR-IPN Unidad que cuenta con los rec 4 El interesado de trabajo desde la	lupe Vicencio de la Rosa y Dr stigación base para el desarro Durango cursos e infraestructura neces eberá asistir a los seminario fecha en que se suscribe l visora correspondiente:	ra. Araceli Loredo Trollo de la tesis será carios.  os desarrollados el la presente hasta l	elaborado por el	scripción del
2 Se designan com M. en C. María Guada 3 El trabajo de inve El CIIDIR-IPN Unidad que cuenta con los rec 4 El interesado de trabajo desde la	lupe Vicencio de la Rosa y Dr stigación base para el desarro Durango cursos e infraestructura neces eberá asistir a los seminario fecha en que se suscribe l visora correspondiente:	ra. Araceli Loredo Trollo de la tesis será carios.  os desarrollados el la presente hasta l	elaborado por el	scripción del
2 Se designan com M. en C. María Guada 3 El trabajo de inve El CIIDIR-IPN Unidad que cuenta con los rec 4 El interesado de trabajo desde la la Comisión Rev	stigación base para el desarro Durango sursos e infraestructura neces eberá asistir a los seminario fecha en que se suscribe l visora correspondiente:  Directores	ra. Araceli Loredo Trollo de la tesis será sarios.  os desarrollados el la presente hasta la ses de Tesis	n el área de ad la aceptación d	scripción del e la tesis por
2 Se designan com M. en C. María Guada 3 El trabajo de inve El CIIDIR-IPN Unidad que cuenta con los rec 4 El interesado de trabajo desde la la Comisión Rev	lupe Vicencio de la Rosa y Dr stigación base para el desarro Durango cursos e infraestructura neces eberá asistir a los seminario fecha en que se suscribe l visora correspondiente:	ra. Araceli Loredo Trollo de la tesis será carios.  sarios.  sos desarrollados el la presente hasta la ses de Tesis	n el área de ad la aceptación d	scripción del e la tesis por viño
2 Se designan com M. en C. María Guada 3 El trabajo de inve El CIIDIR-IPN Unidad que cuenta con los rec 4 El interesado de trabajo desde la la Comisión Rev	stigación base para el desarro Durango sursos e infraestructura neces eberá asistir a los seminario fecha en que se suscribe l visora correspondiente:  Directores	ra. Araceli Loredo Trollo de la tesis será carios.  sarios.  sos desarrollados el la presente hasta la ses de Tesis	n el área de ad la aceptación d	scripción del e la tesis por viño gio
Se designan com     M. en C. María Guada     S El trabajo de inve     El CIIDIR-IPN Unidad     que cuenta con los rec     4 El interesado de     trabajo desde la     la Comisión Rev	stigación base para el desarro Durango cursos e infraestructura neces eberá asistir a los seminario fecha en que se suscribe l visora correspondiente:  Directores  Guadalupe Vicencio de la Rosa	ra. Araceli Loredo Trollo de la tesis será carios.  sarios.  sos desarrollados el la presente hasta la ses de Tesis	n el área de ad la aceptación d	scripción del e la tesis por viño
2 Se designan com M. en C. María Guada 3 El trabajo de inve El CIIDIR-IPN Unidad que cuenta con los rec 4 El interesado de trabajo desde la la Comisión Rev	stigación base para el desarro Durango cursos e infraestructura neces eberá asistir a los seminario fecha en que se suscribe l visora correspondiente:  Directores  Guadalupe Vicencio de la Rosa	ra. Araceli Loredo Trollo de la tesis será carios.  sarios.  sos desarrollados el la presente hasta la ses de Tesis	n el área de ad la aceptación d	scripción del e la tesis por viño centro interdisciplina del nuestra del control interdisciplina del nuestra del control integra la centro integra la centro integra la centro integra la centrol integra l
2 Se designan com M. en C. María Guada 3 El trabajo de inve El CIIDIR-IPN Unidad que cuenta con los rec 4 El interesado de trabajo desde la la Comisión Rev  M. en C. María	stigación base para el desarro Durango cursos e infraestructura neces eberá asistir a los seminario fecha en que se suscribe l visora correspondiente:  Directores  Guadalupe Vicencio de la Rosa	ra. Araceli Loredo Trollo de la tesis será carios.  sarios.  sos desarrollados el la presente hasta la ses de Tesis	n el área de ad la aceptación d	scripción del e la tesis por viño gio

SIP-14-BIS



# INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de Durango, Dgo.	siendo las	14:00	horas o	del día	a _	29	_ del r	mes d	le
noviembre del 2016 se reunieron los	s miembros d	le la Comis	ión Revi	sora o	de la	Tesis	s, desi	ignada	а
por el Colegio de Profesores de Estudios o	de Posgrado	e Investiga	ción del:	CII	DIR-	IPN (	Jnida	d Dur	ango
para examinar la tesis titulada:									
Uso del cloro en las plantas de tratamie	ento de agua	s residual	es dome	éstica	ıs: de	esinf	ecció	n y	
formación de subproductos									
Presentada por el alumno:									
REYES	LÓP	EZ		٨	IARÍ	A GL	JADAI	LUPE	
Apellido paterno	Apellido n	naterno		Nombre(s)					
		Con regis	stro: B	1	4	0	7	4	8
aspirante de:									
MAESTRÍA EN  Después de intercambiar opiniones los m									
M. en C. María Guadalupe Vicencio de Rosa  Drá. María Elena Pérez López	COMISIÓN Directores	REVISOR		Jaceli La	oredo	Trevi	iño - Re	lmo	
Dra. María Adriana Martínez Prado PRESIDENT		<b>1</b>	CEN DE DESAR	TRO INTE INVESTIO RROLLO IN C.I.	GACIÓN I	PARA EL REGIÓN	<b>I</b> AL		



# INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

#### CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de Durango, Dgo., el día 29 del mes de noviembre del año 2016, la que suscribe María Guadalupe Reyes López alumna del Programa de Maestría en Ciencias en Gestión Ambiental, con número de registro B140748, adscrita al Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Durango. CIIDIR-IPN Unidad Durango, manifiesta que es la autora intelectual del presente trabajo de Tesis bajo la dirección de la M. en C. María Guadalupe Vicencio de la Rosa y de la Dra. Araceli Loredo Treviño y cede los derechos del trabajo titulado "Uso del cloro en las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas: desinfección y formación de subproductos", al Instituto Politécnico Nacional para su difusión, con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso de la autora y/o directores del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a las siguientes direcciones <u>guadalupe.reyes.07@gmail.com</u>, <u>vicenciog@yahoo.com</u> y <u>alotre@gmail.com</u>. Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

Quadalupe Reyes LÓPEZ

MARÍA GUADALUPE REYÉS LÓPEZ

La presente investigacion se llevo a cabo en las instalacion del CIIDIR-IPN-Unidad Durango

A mi pequeña familia

## Indice

INDICE DE FIC	GURAS	x
ÍNDICE DE TA	BLAS	x
RESUMEN		XIV
ABSTRACT		XV
INTRODUCCIO	ÓN	XVI
ANTECEDENT	'ES	1
	AS RESIDUALES	
	AMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMESTICAS	
1.2.1	Pre-tratamiento	
1.2.2	Tratamiento primario	
1.2.3	Tratamiento secundario	
1.2.4	Tratamiento terciario	
1.2.5	Desinfección	
_	ITES FÍSICOS	
1.3 AGEN	Calor	
1.3.2	Rayos UV	
1.3.3	Radiación Solar	
	ITES QUÍMICOS	
1.4.1	Oxidantes	
1.4.2	Ozono	
1.4.3	Permanganato de Potasio	
1.4.4	Cobre y Plata	9
1.4.5	Halógenos	10
1.5 FORM	iación de Sub-productos por uso del cloro en la desinfección de aguas residuales tratadas	14
1.5.1	Trihalometanos	15
1.5.2	Ácidos acéticos halogenados	15
1.5.3	Cloraminas	15
1.6 PERM	IANENCIA DE CLORAMINAS Y TRIHALOMETANOS EN EL AMBIENTE	16

	1.6.1	Cloraminas	17
	1.6.2	Trihalometanos	17
1.7	' RIESG	OS A LA SALUD POR LOS SUBPRODUCTOS DE LA CLORACIÓN EN EL HUMANO	17
1.8	SITUA	CIÓN DEL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN MÉXICO	18
	1.8.1	Lodos activados	19
	1.8.2	Lagunas aireadas	20
	1.8.3	Lagunas de oxidación o estabilización	21
1.9	DESCA	argas de aguas Residuales tratadas al ambiente	21
1.1	.0 Usos	DE AGUAS RESIDUALES TRATADAS	23
1.1	.1 LA RE	UTILIZACIÓN EN LA AGRICULTURA	23
1.1	.2 LA RE	UTILIZACIÓN PARA LA INDUSTRIA	25
JUSTII	FICACIÓ	N	26
DDEC		E INVESTIGACIÓN	27
PREG	UNIAD	E INVESTIGACION	21
OBJET	rivos		27
	Objetivo	general	27
	Objetivo	os específicos	27
METO	DOLOG	ÍA	28
2.4	Hava	ICIÓN DE LAS PTAR'S SUR Y ORIENTE	20
3.1			
3.2		POS Y NÚMERO DE MUESTREOS	
3.3		CTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL EN LAS PTAR'S SUR Y ORIENTE	
3.4			
3.5		RMINACIÓN DE LA EFICIENCIA DE LAS PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES	
		Determinación de sólidos totales y sólidos volátiles	
	3.5.2	Determinación de coliformes fecales (CF)	
	3.5.3	Determinación de nitrógeno amoniacal (N-NH <sub>3</sub> /NH <sub>4</sub> +)	
	3.5.4	Determinación de fósforo soluble (PO4 <sup>-3</sup> )	
3.6		JACIÓN DE LA EFICIENCIA DE LAS PTAR'S SUR Y ORIENTE	
	3.6.1	Monitoreo de la cantidad de cloro aplicada en las PTAR's sur y oriente	
	3.6.2	Cuantificación de cloro total y residual después del proceso de desinfección	
	3.6.3	Cuantificación de cloraminas	
	3.6.4	Cuantificación de trihalometanos	32
3.7	DETER	RMINACIÓN DE LA VARIACIÓN DE LOS FACTORES QUE INFLUYEN EN LA FORMACIÓN DE TRIHALOMETANOS Y	

3.8	B EVALU	ACIÓN DE LA FORMACIÓN DE CLORAMINAS Y TRIHALOMETANOS CON RESPECTO A LA TEMPERATURA	33
3.9	9 <b>C</b> ÁLCU	LO DEL ORDEN DE REACCIÓN	34
RESU	LTADO	S Y DISCUSIÓN	36
4.1	1 Par	ÁMETROS EVALUADOS Y EFICIENCIA DE REMOCIÓN	36
	4.1.1	рН	36
	4.1.2	Temperatura	37
	4.1.3	Sólidos totales (ST)	39
	4.1.4	Sólidos volátiles totales (SVT)	41
	4.1.5	Coliformes Fecales (CF)	43
	4.1.6	Nitrógeno amoniacal (N-NH3/NH4 <sup>+1</sup> )	. 45
	4.1.7	Fósforo soluble (PO4 <sup>-3</sup> )	47
	4.1.8	Oxígeno disuelto (OD)	50
	4.1.9	Conductividad eléctrica (CE)	53
4.2	2 CUA	NTIFICACIÓN DE SUBPRODUCTOS FORMADOS EN LA DESINFECCIÓN DEL AGUA TRATADA	54
	4.2.1	Trihalometanos	. 55
	4.2.2	Cloraminas	57
4.3	3 For	MACIÓN DE CLORAMINAS Y TRIHALOMETANOS CON RESPECTO A LA TEMPERATURA	59
	4.3.1	Características fisicoquímicas del agua residual utilizada en las cinéticas de formación de	
	cloran	inas y trihalometanos	60
	4.3.2	Cinética de formación y remoción de cloraminas y trihalometanos	60
	4.3.3	Características fisicoquímicas del agua residual utilizada en las cinéticas de formación de	
	cloran	inas y trihalometanos <b>jError! Marcador no defin</b>	ido.
	4.3.4	Cinética de formación y remoción de cloraminas	61
	4.3.5	Cinética de formación y de remoción de Trihalometanos	. 64
4.4	4 VIDA	A MEDIA DE LOS SUBPRODUCTOS DE LA CLORACIÓN	66
CONC	CLUSIO	NES	67
RECO	MEND	ACIONES	68
BIBLI	OGRAF	ÍA	69
AGRA	DECIM	IIENTOS	78

# Índice de figuras

Figura 1. Composición de las aguas residuales domésticas
Figura 2. Etapas de tratamiento de aguas residuales domésticas 2
Figura 3. Comparación entre procesos de tratamiento aeróbicos y anaeróbicos 4
Figura 4. Cinética de evolución del cloro y punto de quiebre
Figura 5. Relación de la formación de cloraminas con respecto al pH16
Figura 6. Principales procesos de tratamiento de aguas residuales utilizados en
México
Figura 7. Tratamiento convencional de lodos activados
Figura 8. Ubicación de las plantas de tratamiento de aguas residuales oriente y
sur de la ciudad de Durango
Figura 9. Valores promedio en la entrada y la salida de los sistemas de
tratamiento36
Figura 10. Valores promedio de los sólidos totales en la entrada y la salida de las
plantas de tratamiento de aguas residuales (n=8)
Figura 11. Valores promedio de solidos volátiles en la entrada y salida de los
sistemas de tratamiento de aguas residuales
Figura 12. Valores promedio en la entrada y la salida de N-Amoniacal en los
sistemas de tratamiento de aguas residuales
Figura 13. Valores promedio de fósforo en la entrada y la salida de las plantas
tratadoras de agua residual (n=8)
Figura 14. Valores promedio en la entrada y la salida de los sistemas de
tratamiento. Las líneas punteadas indica el intervalo establecido por los criterios
ecológicos para la conservación de la vida acuática (n=4) 51
Figura 15. Valores promedio en la entrada y salida de los sistemas de tratamiento.
La línea punteada indica el máximo permisible para el riego agrícola (n=4) 53
Figura 16. Valores promedio de la generación de trihalometanos en las distintas
estaciones del año en los sistemas de tratamiento
Figura 17. Cantidad de cloraminas generadas en los sistemas de tratamiento en
las distintas estaciones del año

Figura 18. Cinética de formación de cloraminas en los primeros 30 minutos	de
contacto cloro-agua tratada	61
Figura 19. Cinética de remoción de cloraminas	63
Figura 20. Cinética de remoción de trihalometanos de 1 a 30 días de contacto.	65

## Índice de tablas.

CIIDIR-IPN-Unidad Durango

Tabla 1. Formas de desinfección
Tabla 2. Dosis de cloro para diferentes tipos de efluentes    14
Tabla 3. Tiempo y número de muestreos realizados en las PTAR`s
Tabla 4. Valores promedio ± des estándar de pH en la entrada y salida del
tratamiento de aguas (n=4)
Tabla 5. Temperaturas promedio ± desviación estándar en el agua de entrada y
salida de los dos sistemas de tratamiento (n =4)
Tabla 6. Valores promedio ± desviación estándar de los sólidos totales en los
influentes y efluentes de las plantas sur y oriente (n=8)
Tabla 7. Valores promedio ± desviación estándar de los sólidos volátiles en los
influentes y efluentes de las plantas sur y oriente (n=8)
Tabla 8. Valores promedio ± desviación estándar de coliformes fecales en la
entrada y salida de los sistemas de tratamiento (n=8)
Tabla 9. Valores promedio ± desviación estándar de nitrógeno amoniacal (N-
$NH_3/NH_4^{+1}$ ) en la entrada y salida de los sistemas de tratamiento (n=8)47
Tabla 10. Valores promedio ± desviación estándar de PO4-3 en la entrada y salida
de los sistemas de tratamiento (n=8)
Tabla 11. Valores promedio ± desviación estándar de OD en la entrada y salida de
los sistemas de tratamiento (n=4)
Tabla 12. Valores promedio ± desviación estándar de CE en la entrada y salida de
los sistemas de tratamiento (n=4)
Tabla 13. Valores promedio ± desviación estándar de trihalometanos formados en
la cloración en del agua tratada de los sistemas de tratamiento en las cuatro
estaciones del año 56
Tabla 14. Diferencias estadísticas de la generación de cloraminas entre plantas y
estaciones del año
Tabla 15. Valores promedio ± desviación estándar de los parámetros que influyen
en la formación de subproductos de la cloración del agua tratada (n=18) 59

Tabla 16. Valores promedio (n= 2) del agua tratada de la planta oriente antes d	le la
cloración (tercer laguna de aireación)	60
Tabla 17. Valores promedio de del agua tratada de la planta oriente antes d	le la
cloración (tercer laguna de aireación) (n= 2)	60
Tabla 18. Pseudo-orden de reacción en la formación de cloraminas en	los
primeros 30 minutos de contacto agua tratada y cloro	62
Tabla 19. Pseudo-orden de reacción para la remoción de cloraminas	63
Tabla 20. Pseudo orden de reacción de trihalometanos	65
Tabla 21. Vida media de los subproductos de la cloración	66

#### RESUMEN

Se evaluó la formación de cloraminas y trihalometanos (THM), sustancias consideradas cancerígenas generadas en los procesos de desinfección de agua residual, para tal efecto se revisó su generación en las diferentes estaciones del año en las Plantas de Tratamiento de Agua Residual (PTAR) sur y oriente de la ciudad de Durango, tomando cuatro muestras por temporada, así como la eficiencia de remoción en amonio, coliformes fecales, solidos totales y volátiles, cambios en pH, temperatura del agua, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto. Aparte se revisaron el comportamiento de los factores (flujo de agua, cloro aplicado, pH, temperatura, DBO₅) que influyeron en la formación de dichos compuestos con información de tres años de la PTAR-ote donde la temperatura fue el factor con variación estadísticamente significativa durante el año, por lo que para conocer su influencia, se establecieron cinéticas de formación y remoción de cloraminas y THM a nivel laboratorio, usando tres temperaturas (20, 25 y 30°C), 20 mg/L de NaClO y agua residual de la PTAR-ote. Para validar las diferencias se usaron ANOVAS con arreglo factorial y la prueba de medias Student-Newman-Keuls (α=0.05). Se encontró que las eficiencias de remoción de la PTAR-ote fueron menores que en la PTAR-sur, además de una cloración deficiente. En ambas plantas se formaron cloraminas de 439 a 470 µg/L y trihalometanos de 96 a 122 µg/L. Con las cinéticas (órdenes cero y dos) se determinó que después de 30 días se removió en promedio el 91% de cloraminas y el 94% de trihalometanos, donde la vida media de ambos compuestos disminuyó a 30°C; a 7.6 días en cloraminas y a 0.16 días en trihalometanos. Habría que considerar que cuando el contenido de amonio es eliminado por completo y la temperatura en el agua desciende, podría desatar un aumento fuera de la NOM para THM, cuya permanencia en el ambiente sería mayor a 6 días, aumentando con ello el riesgo de contacto con estos compuestos cancerígenos.

Palabras clave: Agua tratada, Cloración, Eficiencia, Cloraminas, Trihalometanos

#### **ABSTRACT**

The formation of chloramines and trihalomethanes (THM), substances considered carcinogenic generated in the disinfection processes of wastewater was evaluated for their effect in the different seasons of the year in the southern and eastern Wastewater Treatment Plants (WWTP) in the city of Durango, taking four samples per season as well as the removal efficiency of ammonia, fecal coliforms, total and volatile solids, changes in pH, water temperature, electrical conductivity and dissolved oxygen. In addition, the behavior of the factors (water flow, applied chlorine, pH, temperature, BOD₅) that influenced the formation of these compounds were reviewed with the three-year information of the eastern WWTP, where the temperature was the factor with statistically significant variation during the year, so to know its influence, kinetics of formation and removal of chloramines and THM were established at a laboratory level, using three temperatures (20, 25 and 30°C), 20 mg/L of NaClO and wasterwater of the eastern WWTP. To validate the differences, ANOVAs with factorial arrangement and Student-Newman-Keuls mean test ( $\alpha = 0.05$ ) were used. It was found that the removal efficiencies of the eastern WWTP were lower than in the southern WWTP in addition to poor chlorination. In both plants, chloramines from 439 to 470 µg/L and trihalomethanes from 96 to 122 µg/L were formed. With the kinetics (zero and second order), it was determined that after 30 days 91% of chloramines and 94% of trihalomethanes were eliminated, where the half-life of both compounds decreased to 30°C; at 7.6 days in chloramines and at 0.16 days in trihalomethanes. It should be considered that when the ammonium content is completely eliminated and the water temperature drops, it could trigger a rise out of the NOM for THM, whose stay in the environment would be more than six days, thereby increasing the risk of contact with these carcinogenic compounds.

#### INTRODUCCIÓN

CIIDIR-IPN-Unidad Durango

En México se generan alrededor de 230.2 m³/s de aguas residuales de los cuales 7.44 m³/s corresponden al estado de Durango. En la ciudad capital se recolecta el 90% de ella (6.85 m³/s) y de esta sólo se trata el 45.8% (3.41 m³/s) (CONAGUA, 2014).

El agua residual de la ciudad es recolectada y tratada principalmente por dos plantas tratadoras de aguas residuales (PTAR): la planta sur de lodos activados y la planta oriente de lagunas aireadas; el principal uso que se le da al agua tratada es el de riego agrícola, por su alto contenido de nutrientes que hacen que incremente la productividad de los cultivos entre un 80 y 150% (Trujillo, 2006), también se usa para regar camellones y jardines públicos.

Ambas plantas usan cloro gas como agente desinfectante (tratamiento terciario); sin embargo, el cloro reacciona con la materia orgánica presente formando compuestos organoclorados, siendo los trihalometanos los más abundantes. Estos compuestos son tóxicos para la salud humana, ya que actúan como depresores del sistema nervioso central y afectan las funciones del hígado y riñones, por lo que se establece como límite máximo permisible en agua potable un valor de 100 μg/L y para protección a la vida acuática de 300 μg/L.

Por otra parte, cuando el agua contiene nitrógeno amoniacal se generan cloraminas que son compuestos derivados del amonio; en el humano estos compuestos pueden llegar a causar problemas respiratorios, mientras que para la vida acuática son tóxicos. (Smith *et al.*, 1993)

Desafortunadamente se han realizado pocas investigaciones acerca de la formación de los subproductos de la cloración de aguas residuales, por lo que es necesario determinar la presencia de dichos compuestos en el agua tratada, así como su comportamiento en el ambiente una vez que es descargada a cuerpos de agua y/o reusada en el riego de diversos cultivos agrícolas.

#### **ANTECEDENTES**

#### 1.1 Aguas Residuales

Las aguas residuales son aquellas cuyas características originales han sido modificadas por actividades humanas y que por su calidad requieren un tratamiento previo, antes de ser reusadas o vertidas a un cuerpo natural de agua, al suelo para recarga del acuífero o descargadas al sistema de alcantarillado (OEFA, 2014). Es una mezcla de sustancias orgánicas e inorgánicas, suspendidas o disueltas. La mayor parte de la materia orgánica consiste en residuos alimenticios, excretas, materia vegetal, sales minerales y materiales diversos como jabones y detergentes sintéticos (OEFA, 2014).

Las aguas residuales se componen básicamente de un 0.1% de sólidos, sean estos disueltos o suspendidos (Figura 1). Se requiere remover del agua el 80% de los sólidos para que pueda ser reutilizada, ya que el agua es el medio de transporte de microorganismos patógenos y agentes tóxicos formados durante el tratamiento de aguas (Aguirre, 2005).

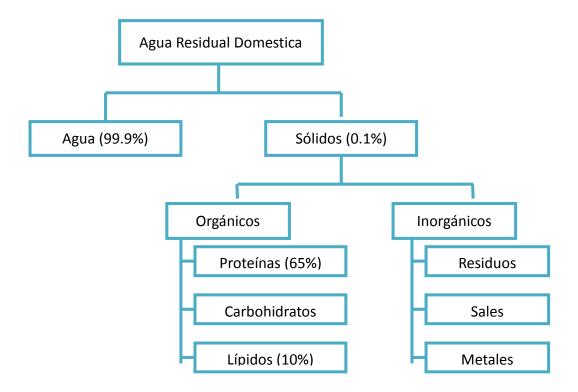


Figura 1. Composición de las aguas residuales domésticas.

#### 1.2 Tratamiento de Aguas Residuales Domesticas

El termino tratamiento de aguas en ingeniería ambiental es el conjunto de operaciones unitarias de tipo físico, y procesos químico o biológico cuya finalidad es la eliminación o reducción de los contaminantes, así como la eliminación de las características no deseables de las aguas (Chuc, 2009).

Por razones de salud pública, no pueden desecharse sin tratamiento previo en lagos o corrientes; la materia inorgánica se elimina por métodos mecánicos y químicos; pero, si el material es de naturaleza orgánica, el tratamiento es biológico, lo que implica actividad de microorganismos. En sí el tratamiento de las aguas residuales es un proceso complejo, donde se distinguen cuatro etapas (Figura 2) que comprenden procesos químicos, físicos y biológicos (Monge y Brenes, 2007).

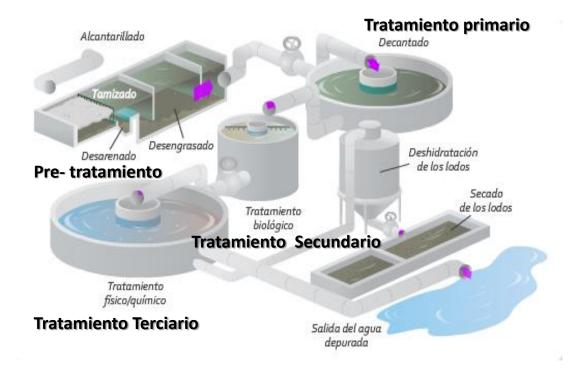


Figura 2. Etapas de tratamiento de aguas residuales domésticas.

#### 1.2.1 Pre-tratamiento

El pre-tratamiento de las aguas residuales se define como el proceso de eliminación de constituyentes de mayor tamaño como: arenas o basura cuya presencia pueda provocar problemas de mantenimiento y funcionamiento de los diferentes procesos, operaciones y sistemas auxiliares. Algunos ejemplos pueden ser: desbaste y dilaceración para eliminar sólidos gruesos y trapos, flotación para eliminar grasas y aceites y el desarenado para la eliminación de la materia en suspensión gruesa (Orta, 2002).

#### 1.2.2 Tratamiento primario

El tratamiento primario es de tipo físico y está destinado a remover sólidos de menor tamaño que los que se retienen en el tratamiento preliminar, a través de la sedimentación, cuyo objetivo es mejorar el tratamiento del agua residual en las unidades subsecuentes. El tratamiento primario permite eliminar el 90% de los sólidos sedimentables y el 65% de los sólidos en suspensión, y disminuye la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), alrededor del 35% (Delgadillo y Condori, 2010).

#### 1.2.3 Tratamiento secundario

Se entiende como tratamiento secundario a la degradación de la materia orgánica presente en el agua residual, mediante un proceso biológico llevado a cabo por microorganismos. Los sistemas biológicos pueden clasificarse en:

- Sistemas con biomasa suspendida (SBS)
- Sistemas con biomasa fija (SBF)

El tratamiento secundario puede ser de naturaleza aeróbica o anaeróbica. En la Figura 3 se muestran las diferencias entre uno y otro (Morato *et al.* 2005).

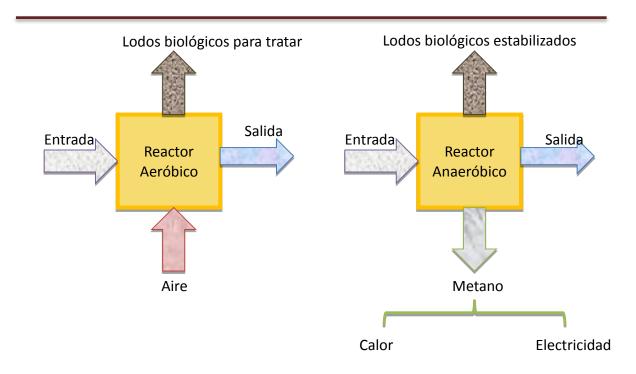


Figura 3. Comparación entre procesos de tratamiento aeróbicos y anaeróbicos.

En el tratamiento aeróbico los microorganismos degradan la materia orgánica, transformándola en dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), moléculas de agua y materia celular, que posteriormente se separan por decantación (Pérez, 2012).

Mientras que en el tratamiento anaerobio la materia orgánica contenida en un sustrato es convertida en una mezcla de gases conocida como "biogás" (principalmente metano y dióxido de carbono), en ausencia de oxígeno (Tchobanoglous *et al.*, 1994) y una suspensión acuosa o lodo que contiene componentes difíciles de degradar y los minerales inicialmente presentes en la biomasa (Colmenares y Santos, 2007).

#### 1.2.4 Tratamiento terciario

Pretende aumentar la calidad del agua, y así esta sea apta para ser descargada, vertida o reusada sin perturbar el ambiente, el tratamiento terciario puede ser químico para eliminar microorganismos patógenos (desinfección con cloro), o de floculación para eliminar sólidos suspendidos, seguido de la remoción física de

sedimentación y decantación, biológico con un humedal artificial para remover nitrógeno y fósforo o fisicoquímico en una laguna de pulimiento para eliminar microorganismos con rayos UV con la luz solar y cambio de pH por formación de bicarbonatos (Curso de lagunas de estabilización, 1998; curso de Humedales, 2003).

#### 1.2.5 Desinfección

En términos prácticos, desinfectar el agua significa eliminar de ella microorganismos capaces de producir enfermedades. El proceso de desinfección puede llevarse a cabo por agentes físicos y agentes químicos como se muestra en la Tabla 1 (Barrenechea y De Vargas, 2004):

Tabla 1. Formas de desinfección.

Agentes físicos	Agentes químicos
Calor Payer LIV	Ozono
Rayos UV	Permanganato de potasio
Radiación solar	Cobre y plata
	Halógenos

#### 1.3 Agentes Físicos

Se caracterizan porque reducen la cantidad de microorganismos patógenos por daño en la pared o membrana celular o alteración de su fisiología ocasionándoles la muerte (CNA, 2007); los más usados son los siguientes:

#### 1.3.1 Calor

Puede usarse de diferentes formas: calor húmedo o vapor, aire seco y agua caliente; el calor húmedo destruye los microorganismos por coagulación de sus proteínas celulares y el principal método es la esterilización por vapor a presión; por su parte el calor seco es un sistema de esterilización apto para material termo resistente, su acción germicida se produce por difusión del calor y oxidación de los

microorganismos presentes. La instalación requerida no es compleja, el inconveniente es la duración del proceso y la alta temperatura que puede acelerar el deterioro del material mientras que el uso del agua caliente no destruye todos los patógenos presentes en el agua y tiene un alto costo de operación al requerir de energía para llevar el agua a 100°C.

#### 1.3.2 Rayos UV

La luz ultravioleta (LUV) ha sido utilizada con éxito en aguas de abastecimiento desde hace varias décadas y su desarrollo tecnológico ha avanzado notablemente en los últimos años; sin embargo, su uso en la desinfección de agua residual depurada es limitada, especialmente por su eficiencia baja cuando se utilizan aguas residuales de composición físico-química diferente e incluso variable en función de los vertidos de zona (Aguirre *et a*l. 2004).

La luz ultravioleta se divide en tres tipos: LUV-A (400-315 nm), LUV-B (315-280 nm) y LUV-C (280-100 nm); los tres tipos de LUV producen daño directo, la radiación es absorbida por el ADN, formando estructuras que evitan la síntesis normal del ADN, ocasionando la muerte de la célula (Martínez y Zúñiga, 2012).

#### 1.3.3 Radiación Solar.

Esta alternativa es un método natural aplicado para desinfectar el agua usando sólo luz del sol; la radiación solar se conforma por varias franjas o tipos de radiación: ultravioleta (UV), visible e infrarroja. La capacidad germicida de la radiación solar se ha relacionado con fracción ultravioleta de esta. Por su parte, la fracción infrarroja contribuye notablemente a incrementar la temperatura del agua, induciendo condiciones adversas para los microorganismos que pudieran estar presentes en el agua (Domínguez, 2012).

#### 1.4 Agentes químicos

Existen determinadas sustancias químicas que pueden actuar sobre los microorganismos, con una acción no selectiva sobre las células en las que actúan, conocidas como desinfectantes y antisépticos. El desinfectante se utiliza para el control de microorganismos sobre objetos inanimados que

pueden causar enfermedades; remueven parte o la totalidad de ellos. Estos agentes destruyen las formas vegetativas de los microorganismos, pero no necesariamente sus esporas (Rodríguez, 2004).

Tradicionalmente un desinfectante tiene las siguientes propiedades ideales:

- Debe tener un amplio rango para inactivar bacterias, hongos, virus y esporas
- Elevada potencia microbicida
- Acción rápida y prolongada
- No debe ser inactivado por la materia orgánica
- Compatible con detergentes
- Estable a la concentración y dilución recomendada
- No tóxico
- No potencial alergénico
- No corrosivo
- Fácil de preparar y usar
- Inodoro
- Con efecto residual
- Económico
- No dañino para el medio ambiente

No existe en el mercado un desinfectante que cumpla todas estas características; se escoge uno u otro en función del tipo de microorganismos que queremos eliminar, del material sobre el que se apliquen, la temperatura y el pH de trabajo, el tiempo de actuación, y de la presencia de materia orgánica sobre el material a desinfectar (Rodríguez, 2004).

#### 1.4.1 Oxidantes

La acción biocida de los agentes oxidantes interfiere con la síntesis de la proteína en las células, resultando en la muerte de los microorganismos. En este grupo están el cloro, bromo, yodo, dióxido de cloro, ozono, peróxido de hidrógeno, juntamente con algunas sales halógenas y de peróxido. Debido a que los agentes

oxidantes operan por contacto, su aplicación preferencial es en sistemas limpios bajo condiciones de tratamiento que aseguren mantenerse limpios para que la acción biocida se mantenga efectiva. La acción de los oxidantes sobre la biopelícula es únicamente en la superficie, manteniendo el interior de esta masa microbiológicamente activa. El uso de oxidantes conjuntamente con tensoactivos incrementa su efectividad substancialmente a un costo relativamente bajo (Castro, 2004).

#### 1.4.2 Ozono

El ozono es un compuesto formado por tres átomos de oxígeno, cuya función más conocida es la de protección frente a la peligrosa radiación ultravioleta del sol; pero también es un potente oxidante y desinfectante con gran variedad de utilidades. La más destacada es la desinfección de aguas (Pérez, 2013).

Cuando este gas es inyectado en el agua, puede ejercer su poder oxidante mediante dos mecanismos de acción:

- 1. Oxidación directa de los compuestos mediante el ozono molecular.
- 2. Oxidación por radicales libres hidroxilo.

Los radicales libres generados en el agua se combinan con las moléculas de ozono, constituyendo uno de los oxidantes más potentes; pero su vida media es de microsegundos. De los oxidantes más utilizados en el tratamiento de aguas son los radicales libres de hidroxilo y el ozono que tienen el potencial más alto.

La oxidación directa de la pared celular de las bacterias con el ozono constituye su principal modo de acción, provocando su rotura y con ello la salida de los constituyentes celulares al exterior (Crites y Tchobanouglous, 2000). De la misma forma, la producción de radicales hidroxilo con la desintegración del ozono en el agua provoca un efecto similar. Los daños producidos por el ozono sobre los microorganismos no solo se limita a la oxidación de su pared, también ocasiona la ruptura de enlaces carbono-nitrógeno de los ácidos nucleicos (ADN y ARN), provocando su despolimerización. Los microorganismos, por tanto, no son

capaces de desarrollar inmunidad al ozono como hacen frente a otros compuestos (Pérez, 2006).

El ozono también es efectivo para la eliminación de virus y en general se cree que puede ser más efectivo que el cloro, además de que no se producen sólidos disueltos y no es afectado por el amonio o influenciado por el pH. Por estas razones la ozonización se considera una alternativa viable junto con la cloración y la hipocloración (Crites y Tchobanouglous, 2000).

#### 1.4.3 Permanganato de Potasio

El permanganato de potasio (KMnO<sub>4</sub>), obtenido a partir del dióxido de manganeso (MnO<sub>2</sub>) es utilizado para control de olor y color, mejora el sabor e inactiva a coliformes *Vibrio cholerae*, *Salmonella typhi*, poliovirus y bacteriófagos en el tratamiento de agua para consumo. El KMnO<sub>4</sub> oxida y destruye enzimas celulares, siendo el ion MnO<sub>4</sub> el responsable de esta acción. El KMnO<sub>4</sub> también forma dióxido de manganeso, el cual tiene una capa externa de grupos oxhidrilos capaces de fijar por absorción partículas neutras o cargadas, incluyendo microorganismos, inactivados en el precipitado que se forma. Actualmente el permanganato de potasio se emplea en actividades agrícolas para la desinfección del agua superficial; sin embargo, la información científica que demuestra su eficacia como agente desinfectante no es suficiente (Chaidez *et al.*, 2008).

#### 1.4.4 Cobre y Plata

Metales como la plata, el cobre, el mercurio, el magnesio y el hierro a bajas concentraciones pueden ser potenciales desinfectantes del agua, estos metales inactivan enzimas claves de los microorganismos al reaccionar con los grupos del ácido sulfhídrico.

Los iones de plata y cobre son átomos que han perdido un electrón quedando con carga positiva. Los iones se introducen al interior de la célula a través de trasportadores de metales presentes en la membrana, compitiendo con ellos por los lugares de captación. Actúan interfiriendo en la permeabilidad gaseosa de la membrana (respiración celular) y una vez en el interior de la celular alteran su sistema enzimático, inhibiendo su metabolismo, producción de energía y

modificando su material genético, llevando al microorganismo a perder su capacidad de reproducirse y crecer (Pancorbo, 2009).

#### 1.4.5 Halógenos

Los halógenos en particular el yodo y el cloro, son agentes antimicrobianos eficaces, tanto solos como parte de compuestos inorgánicos u orgánicos. El yodo (l2) es uno de los antisépticos más antiguos y más efectivos; actúa contra toda clase de bacterias y contra muchas endosporas, diversos hongos y algunos virus. El yodo altera la síntesis proteíca y de membranas celulares, por la formación de complejos con los aminoácidos y los ácidos grasos insaturados (Tortora *et al.*, 2007).

En todo el mundo, el mecanismo de desinfección más aplicado en los sistemas de tratamiento del agua residual es el del cloro y sus derivados. Fue introducido masivamente a principios del siglo XX y constituyó una revolución tecnológica, que complementó el proceso de filtración ya conocido y utilizado para el tratamiento del agua (Mendoza y Vera, 2010).

El cloro es un gas tóxico de olor penetrante más pesado que el aire y no combustible ni explosivo, su poder desinfectante radica en la capacidad de oxidación, destruyendo la célula tras provocar la rotura de la pared celular; en general, puede decirse que las reacciones redox del cloro con las sustancias inorgánicas son muy rápidas, mientras que la oxidación de la materia orgánica suele ser más lenta, llegando en ocasiones a necesitar varias horas para que se produzca la oxidación total de algunos compuestos (Pérez y Espigarez, 1995).

El cloro es un oxidante fuerte que se suministra en forma gaseosa o como soluciones de hipoclorito de sodio o de calcio y reacciona con el agua para formar Ácido Clorhídrico (HCI) y acido hipocloroso (HOCI), este último es el principal agente desinfectante como se muestra en la ecuación 1:

$$Cl_2 + H_2O \leftrightarrow HOCl + HCl \dots ec 1$$

La reacción se lleva a cabo en segundos; el ácido hipocloroso se ioniza en forma instantánea en hidrogeno e ion hipoclorito según la ecuación 2:

$$HOCl \leftrightarrow OCl^- + H \dots ec 2$$

La suma de estas dos formas (HOCl y ClO<sup>-</sup>) constituye lo que llamamos cloro libre o residual. El cloro reacciona con numerosos compuestos minerales (hierro, magnesio, nitrógeno amoniacal, nitritos, bromuros, yoduros, sulfuros y cianuros), así como con materia orgánica presente en las aguas (sustancias húmicas) (Rodier J, 1990).

Se deja siempre una cantidad excedente de cloro (cloro residual) para tener capacidad desinfectante. Para ello es conveniente rebasar el punto de quiebre; en la figura 5 se presenta la evolución del cloro residual y el punto de quiebre; a medida que se agrega el cloro las sustancias oxidantes y la materia orgánica reaccionan con el cloro y lo reducen en gran parte a iones de cloro (punto A), después de alcanzar esta demanda, el cloro continúa reaccionando con el amonio para formar cloraminas (puntos A y B); entre el punto B y el punto de quiebre, algunas cloraminas son convertidas a tricloruro de nitrógeno (N<sub>3</sub>O) y el cloro es reducido a ion cloro finalmente después del punto y con una continua adición de cloro habrá un aumento directamente proporcional en el cloro libre disponible (Crites y Tchobanoglous, (2000).

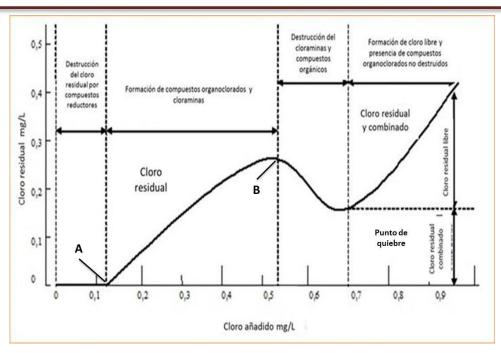


Figura 4. Cinética de evolución del cloro y punto de quiebre (Serrano, 2008).

En la práctica de la cloración del agua residual implica el suministro de entre 10 y 30 mg/L de cloro con tiempo de contacto de 30 minutos (Jiménez, 2001). Otros autores como Crites y Tchobanoglous (2000), recomiendan dosis de cloro de 28 mg/L con un tiempo de contacto de 60 minutos. Para determinar la dosis y el tiempo óptimo en la desinfección existen características del agua residual que tienen que ser consideradas como: a) el tamaño, distribución y concentración de SST, b) la naturaleza de los organismos, número y distribución en el líquido y c) componentes químicos que pueden reaccionar con el desinfectante. La dosis para un desinfectante químico se define con la siguiente ecuación:

Donde

C = concentración del agente quimico

t = tiempo de contacto

En 1908, Chick propuso el siguiente modelo de primer orden para describir la disminución de los microorganismos con respecto del tiempo

$$N = N_0 e^{-kt} \dots ec 4$$

#### Donde:

N = Numero de microorganismos que permanecen despúes de la desinfección

 $N_0 = Numero de microorganismos antes de la desinfección$ 

K = connstante de decaimiento

t = tiempo

Si el modelo de Chick se combina con el concepto propuesto por Watson (1908), el modelo Chick-Watson es:

$$N = N_0 e^{-kCnt}... ec 5$$

#### Donde

N = Numero de microorganismos que permanecen después de la desinfección

 $N_0 = Numero \ de \ microorganismos \ antes \ de \ la \ desinfección$ 

k = constante de decaimiento

t = tiempo

n = constante empirica

Los valores usuales de la demanda de cloro para diferentes aguas residuales basados en el tiempo de contacto de 15 a 30 minutos se muestran en la tabla 2

**Tabla 2.** Dosis de cloro para diferentes tipos de efluentes

Tipo de efluente	Dosis recomendada de cloro (mg/L)
Efluente primario	10 a 25 mg/L
Efluente de filtros percoladores	5 a 15 mg/L
Efluente proveniente de lodos activados	4 a 10 mg/L
Efluente de lodos activados filtrados	4 a 8 mg/L
Efluente nitrificado	4 a 8 mg/L
Efluente de pozo séptico	10 a 30 mg/L
Efluente de filtro de arena intermitente	2 a 6 mg/L

La principal desventaja de la cloración es la generación de subproductos tóxicos, fenómeno descubierto y ampliamente investigado desde los años 70, encontrándose subproductos como las cloraminas, los trihalometanos, ácidos haloacéticos y halógenos orgánicos disueltos, que han sido identificados como potencialmente cancerígenos en concentraciones menores de 0.1 mg/L. Un problema importante es el impacto que estos efluentes clorados pueden ocasionar en los ecosistemas que los reciben (Gordillo, 2013).

# 1.5 Formación de Sub-productos por uso del cloro en la desinfección de aguas residuales tratadas

El agua que va a ser sometida al proceso de desinfección, puede contener precursores orgánicos, fundamentalmente ácidos húmicos y fúlvicos, que proceden de la degradación microbiana y química de carbohidratos y proteínas. Estos precursores reaccionan con el desinfectante, dando lugar a la aparición de una serie de compuestos orgánicos clorados, muchos de los cuales son tóxicos y/o mutagénicos para el hombre. Los principales subproductos de la cloración son: trihalometanos, ácidos acéticos halogenados y cloraminas (Olmedo, 2008).

#### 1.5.1 Trihalometanos

Constituyen un grupo de compuestos orgánicos, que como su nombre lo indica, son derivados del metano (CH<sub>4</sub>), en cuya molécula, tres átomos de hidrógeno han sido sustituidos por igual número de halógenos (cloro, flúor, bromo o yodo). Por su bajo peso molecular, estos compuestos se caracterizan por ser volátiles.

Rook (1974) encontró que el ácido hipocloroso y el ácido hipobromoso también reaccionan con materia orgánica de origen natural formando algunos subproductos de la desinfección del agua, incluyendo los cuatro trihalometanos principales (Gómez y Ordoñez, 2014).

- Cloroformo (CHCl<sub>3</sub>)
- Bromodiclorometano (CHBrCl<sub>2</sub>)
- Dibromoclorometano (CHBr<sub>2</sub>CI)
- Bromoformo (CHBr<sub>3</sub>)

#### 1.5.2 Ácidos acéticos halogenados

Después de los trihalometanos, los ácidos acéticos halogenados son los más abundantes, forman un conjunto de 9 compuestos con diferente contenido de cloro y bromo: ácidos cloroacético, dicloroacético, tricloroacético, bromoacético, dibromoacético, tribromoacético, bromocloroacético, dibromocloroacético y bromodicloroacético. La concentración total de ácidos acéticos halogenados en el agua clorada suele ser la mitad que la de THM; los más abundantes son los que contienen dos cloros y/o bromos.. El pH es el factor que más influye en su formación: al disminuir, la concentración de ácidos acéticos trihalogenados aumenta y la de ácidos acéticos dihalogenados permanece constante (Villanueva et al., 2001).

#### 1.5.3 Cloraminas

Son derivados de amonio por sustitución de uno, dos o tres átomos de hidrógeno con átomos de cloro (Secretaria Comercio y Fomento Industrial, 2001). La acción del cloro sobre el nitrógeno amoniacal forma en primer lugar monocloramina (ec 6) y en segundo la dicloramina (ec 7) y tricloramina (ec 8) de acuerdo con las siguientes ecuaciones (Rodier, 1990):

$$NH_3 + HClO \leftrightarrow NH_2Cl + H_2O \dots ec 6$$
  
 $NH_2Cl + HClO \leftrightarrow NHCl_2 + H_2O \dots ec 7$   
 $NHCl_2 + HClO \leftrightarrow NCl_3 + H_2O \dots ec 8$ 

La formación de una u otra cloramina, así como la velocidad de reacción, dependen del pH del agua, la temperatura y la relación de cloro/amoníaco; en la figura 6 se muestra la relación entre las diferentes especies de cloraminas en función del pH. A pH superior a 7 y una relación molar de cloro/amoníaco igual a 1 o menor, predominará la formación de monocloramina; su tasa de formación es muy rápida, la dicloramina se alcanza a pH de 4.5 y a pH entre 7 y 8 la cloramina que se encuentra presente es la monocloramina (Ramírez, 2005).

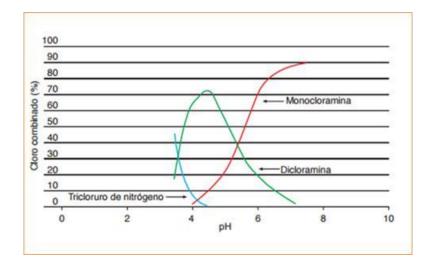


Figura 5. Relación de la formación de cloraminas con respecto al pH

#### 1.6 Permanencia de cloraminas y trihalometanos en el ambiente

El tiempo de permanencia de los compuestos clorados en el ambiente una vez que el agua ha salido de las plantas de tratamiento de aguas residuales dependerá de diferentes factores como el pH, la temperatura, la cantidad de materia orgánica y el cloro residual presente en el agua.

#### 1.6.1 Cloraminas

A medida que transcurre el tiempo de contacto de cloro con el agua la cloramina se va degradando. Las cloraminas dependen principalmente del pH, de la temperatura, de la relación inicial del cloro con las aminas, de la demanda del cloro y del tiempo de reacción. Ambas formas de cloro (libre y combinado) pueden subsistir simultáneamente y por lo tanto en el ambiente, ya sea en el aire, en el agua o en el suelo (Beta 2011).

#### 1.6.2 Trihalometanos

La permanencia de los trihalometanos en el ambiente depende de factores tales como su solubilidad en el agua; la cual está íntimamente relacionada con la movilidad del compuesto, de tal forma que cuanto mayor es la solubilidad, también su movilidad es mayor, disminuyendo la permanencia y su bioacumulación en lípidos en la cadena trófica, principalmente en animales que consumen estos compuestos mediante el agua de ríos. Otro factor de importancia es la volatilización y su bajo punto de ebullición (Comisión del Medio Ambiente, 2008).

#### 1.7 Riesgos a la salud por los subproductos de la cloración en el humano

Aparentemente, la existencia de riesgo en el consumo de agua clorada radica en la toxicidad indirecta de sus subproductos. Los efectos tóxicos de los trihalometanos (THMs) se manifiestan como depresores del sistema nervioso central y afectan las funciones del hígado y los riñones. En estudios efectuados en animales, se ha descubierto que el cloroformo en altas dosis es cancerígeno y que los otros THM's (pruebas en bacterias) son mutagénicos (Castro, 1992).

Aunque los riesgos para la salud humana de los subproductos de la desinfección son pequeños si se comparan con los riesgos asociados a las enfermedades de transmisión hídrica, no se deben obviar. La exposición a estos contaminantes a través del agua clorada durante largos periodos de tiempo da lugar a efectos adversos para la salud; además hay que tomar en cuenta que la exposición a dichos agentes no ocurre sólo por la ingestión de agua, sino también por la inhalación y la absorción dérmica.

#### En general se pueden considerar:

- Daño en las funciones reproductoras (disminución de la fertilidad, riesgo de aborto espontáneo, etc.)
- 2) Daños en el desarrollo fetal dentro del útero (defectos del tubo neural, bajo peso al nacer, crecimiento intrauterino retardado, etc.)
- Desarrollo de cáncer por exposición a subproductos de la cloración sobre todo el de vejiga urinaria, colon y recto (Oller y Sanz, 2012).

Si bien el método de desinfección soluciona un problema de contaminación biológica, los productos generados pueden estar relacionados con la aparición de casos de cáncer de recto y de vejiga. El nivel de riesgos para la salud humana resultante de la cloración del agua es difícil de determinar (Nunja, et al., 2014).

#### 1.8 Situación del tratamiento de aguas residuales en México

En México, durante las últimas décadas, el crecimiento poblacional y el desarrollo industrial han producido efectos que degradan al medio ambiente y deterioran sus recursos. Así los procesos de deterioro, como la contaminación del agua, han dado lugar a mayores riesgos a la salud y a la calidad de vida de la población.

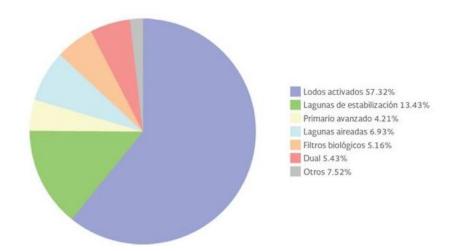
El gobierno federal ha manifestado una alta prioridad a la gestión del agua desde la década de los 70's y ha considerado la depuración de las aguas residuales como una herramienta de gestión, con el fin de controlar y prevenir la contaminación de los cuerpos de agua nacionales (Garrido, 2000).

El tratamiento de aguas residuales se ha convertido en una prioridad dentro de las agendas políticas en México. Entre los años 2000-2012, se lograron avances importantes al incrementar el porcentaje de agua residual tratada del 23% al 47%. Para el 2015, la meta fue del 60%, permitiendo la generación de un mayor volumen de agua tratada que se pueda destinar al abastecimiento de la demanda de sectores como el agrícola y el industrial (De la peña *et al.*, 2013).

Existe una gran variedad de tecnologías utilizadas en el saneamiento de las aguas residuales. Estas tecnologías se dividen principalmente en dos grupos

dependiendo del tipo de microorganismos que remueven la materia orgánica: procesos aerobios y procesos anaerobios (Limón, 2013).

En la figura 6 se muestran los principales procesos de tratamiento utilizados en México. En zonas con poblaciones mayores a 50,000, las plantas de lodos activados son las más utilizadas mientras que en poblaciones menores a 50,000 habitantes se utilizan lagunas aireadas y lagunas de estabilización, aun cuando requieren mayor extensión de terreno son eficientes, de bajo costo y fácil operación. A continuación se describen brevemente los procesos involucrados en estas plantas de tratamiento.



**Figura 6.** Principales procesos de tratamiento de aguas residuales utilizados en México (CONAGUA, 2014).

#### 1.8.1 Lodos activados

El tratamiento mediante lodos activados se desarrolló por primera vez en Inglaterra en el año de 1914, tiene como objetivo la remoción de materia orgánica en términos de la demanda química de oxígeno (DQO). Se clasifica como un método de tratamiento biológico aerobio en suspensión. Su nombre proviene de la producción de una masa activada de microrganismos contenidos en un reactor capaces de metabolizar y consumir la materia orgánica presente en el agua

residual en un medio aerobio (Varilla y Díaz, 2008). En este proceso de tratamiento, el agua residual y el lodo biológico (microorganismos) son mezclados y aireados en un tanque denominado aireador, los flóculos biológicos formados en este proceso se sedimentan en un tanque de donde son recirculados nuevamente al tanque aireador (Pérez y Camacho, 2011).

En la figura 7 se muestra un esquema del proceso de lodos activados convencional, donde la mezcla completa se consigue mediante el uso de aireadores mecánicos que pueden estar ubicados en el lecho superficial del mismo.

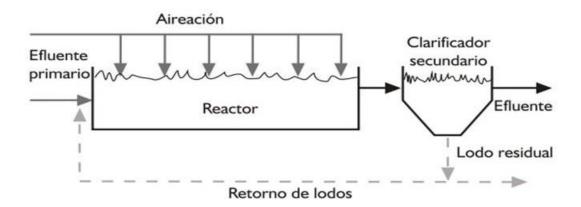


Figura 7. Tratamiento convencional de lodos activados (Pérez y Camacho, 2011).

#### 1.8.2 Lagunas aireadas

Las lagunas aireadas son estanques con profundidades de 1 a 4 metros en las que la oxigenación de las aguas residuales se realiza mediante unidades de aireación ya sean superficiales, turbinas o difusores. La diferencia fundamental entre las lagunas aireadas y el sistema de lodos activados es que en este último se recircula el lodo como medida de control en la cantidad de lodo biológico en el reactor de aireación. Las lagunas aireadas son sistemas sin reciclado de lodos. La concentración de sólidos en las lagunas está en función de las características del agua residual y el tiempo de residencia (Ramalho, 2003).

# 1.8.3 Lagunas de oxidación o estabilización

Son excavaciones poco profundas cercadas por taludes de tierra, generalmente de forma rectangular o cuadradas abiertas al sol y al aire, donde se almacena el agua residual y cuyo fin es el de lograr su tratamiento a través de procesos naturales, pero controlados; la implementación de esta tecnología ha definido como objetivos remover de las aguas residuales la materia orgánica y eliminar los microorganismos patógenos. Aunque en muchas ocasiones se presenta un tercer objetivo y es utilizar el efluente con finalidades como la agricultura o piscicultura (Correa, 2008).

Los recursos hídricos en México, al igual que en el resto del mundo, se encuentran bajo una creciente presión. El crecimiento demográfico, la urbanización y el incremento en el consumo de agua en los hogares, la agricultura y la industria, han aumentado significativamente el uso global del agua (De la peña *et al.*, 2013).

En las regiones donde la población de las ciudades ha crecido más del doble los requerimientos de servicios también han aumentado. Este incremento es notorio a partir del año 2000 en casos como Monterrey, Ciudad Juárez, Tijuana, Chihuahua, Saltillo y Durango; siendo un claro ejemplo el Estado de Durango (Aguilar, 2013).

En el estado de Durango se trata un aproximado de 6,241.8 L/s, cuenta con 191 plantas de tratamiento de aguas residuales de las cuales 164 funcionan, 32 de ellas se encuentran en la ciudad capital y 18 se encuentran operando, 16 son lagunas de estabilización, una de laguna aireadas (PTAR Oriente) y la otra es de lodos activados (PTAR sur) as últimas dos plantas tratan caudales de 1600 L/s y 350 L/s respectivamente (CNA, 2014).

## 1.9 Descargas de aguas Residuales tratadas al ambiente

Las aguas residuales causan serios problemas al ambiente y a la salud, especialmente en zonas costeras. Durante siglos, las bajas densidades poblacionales en las economías rurales prevalecientes tenían como resultado niveles modestos de consumo de agua y la contaminación por aguas residuales era localizada. Adicionalmente, el ambiente natural era capaz de absorber esta

pequeña carga de contaminación. Hoy en día, la contaminación ha rebasado la capacidad de la naturaleza de atenuarla, tan solo en las últimas tres décadas, las descargas de aguas residuales municipales al medio ambiente se han incrementado paralelamente con el crecimiento de la población (UNEP *et al.*, 2004).

Durante muchos años, la evacuación de los efluentes de aguas residuales a cuerpos receptores de agua se lleva a cabo directamente mediante tubería, la mezcla y dilución del efluente se da de manera variable, dependiendo de las características naturales del cuerpo receptor de corrientes de ríos, lagos, etc. (Guzmán *et al.*, 2005).

El vertido no controlado de las aguas residuales domésticas (incluidas las aguas negras y las aguas grises) en los sistemas acuáticos puede provocar, entre otras cosas, la contaminación microbiana y química de las aguas receptoras, una reducción de oxígeno, un aumento de la turbidez y eutrofización, ocasionando el deterioro de la vida acuática y de la población que tiene contacto con ésta agua (Corporación Financiera Internacional, 2007).

Para evitar impactos ambientales adversos, la calidad de los efluentes tratados y vertidos debe ser coherente con los objetivos locales en materia de calidad del agua, en cumplimiento con la normatividad vigente (NOM-001-SEMARNAT-1996; NOM-003-SEMARNAT-1997; Criterios Ecológicos de Calidad del Agua de SEDUE, 1989).

La PTAR oriente de la ciudad de Durango empezó a funcionar desde 1996 y durante los primeros cuatro años el agua tratada fue descargada a la acequia grande, agua que más adelante se une al rio El Tunal. Del 2000 al 2013 han reusado el agua para regar y sólo el 10.3% fue vertido a la acequia, aproximadamente 7 millones de metros cúbicos (Mm³), cuyo efecto adverso ha sido notorio en el rio El Tunal (eutrofización del agua), ya que el agua tratada no cumple con los parámetros de descarga a cuerpos de agua de acuerdo a la NOM-001-SEMARNAT-1996 y Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (SEDUE, 1989).

En la época de lluvia, el agua tratada es vertida a la acequia, pero su efecto en el agua en el río se reduce porque se diluye con el agua de lluvia (Vicencio *et al.*, 2015).

#### 1.10 Usos de aguas residuales tratadas

El continuo aumento de la población, el deterioro progresivo de las aguas superficiales y subterráneas, la desigual distribución de los recursos hídricos y las sequías periódicas, han forzado a los agentes involucrados en la gestión del agua, a la búsqueda de nuevas fuentes de suministro. Hoy, la reutilización de aguas residuales urbanas (domésticas y municipales) tratadas es una práctica habitual en la mayoría de países desarrollados, con ello se evita el vertido de las aguas residuales al mar o a los cauces fluviales donde provocan efectos indeseables, como la eutrofización, malos olores, impacto visual o la propia contaminación directa de otras aguas (Comas, 2012).

En México, principalmente en las grandes ciudades y en las zonas con mayores requerimientos de agua se ha presentado el reúso de agua residual principalmente en la agricultura y se han desarrollado sistemas para el reúso urbano; sin embargo, las tarifas de agua son bajas lo que pone en desventaja su tratamiento y reúso. Los costos por reúso deberían agregarse a los costos de los benéficos obtenidos por ahorros al disminuir problemas de salud pública y de protección al ambiente, por la atenuación de los impactos ambientales, reducción de la explotación de acuíferos y en general por reducir la tasa de consumo de agua limpia (Escalante *et al.*, 2003)

#### 1.11 La reutilización en la agricultura

La reutilización en agricultura de las aguas residuales tratadas es una opción que se está estudiando y adoptando cada vez más en regiones con escasez de agua. Esto se debe al crecimiento implacable de la demanda de agua frente a unos recursos hídricos estáticos o en disminución y a las periódicas sequías debidas a factores climáticos. En tiempos de escasez extrema, se suele optar por derivar el agua de los agricultores hacia las ciudades. En estas circunstancias, el uso de agua tratada en la agricultura recibe un suministro de agua fiable y rico en

nutrientes, intercambio que acarrea beneficios ambientales, al permitir la asimilación de los nutrientes de las aguas residuales por las plantas y reducir así la contaminación de aguas abajo. La falta de recursos hídricos convencionales provenientes de acuíferos, ríos y lagos ha llevado al creciente reciclaje de las aguas residuales domésticas y municipales (ya sea tratadas o sin tratar) para el riego (Winpenny *et al.*, 2013).

Los usos que se dan a las aguas tratadas son diversos, aunque predominan los usos para todo tipo de riego. El uso más común es para riego agrícola (cultivos forrajeros y de semillas), riego de parques, jardines, campos de golf y cementerios, reutilización industrial (refrigeración y alimentación de calderas), usos urbanos no potables (riego de zonas verdes, contra incendios, sanitarios, aire acondicionado, lavado de coches, riego de calles) y uso medio ambiental (caudales ecológicos y zonas húmedas).

La reutilización de aguas residuales tratadas para el riego presenta múltiples ventajas, en primer lugar el agua tratada representa una fuente constante y segura de agua aún en los años más secos. También es un aporte continuo de nutrientes para las plantas que a su vez representa un ahorro en gastos de fertilización. Y finalmente con su uso se contribuye a la conservación de los recursos hídricos y a la reducción del coste económico del agua destinada a riego ya que el agua de otra procedencia pueden resultar a mayor precio (Comas, 2012).

En México, entre los años 2000 y 2006, los usuarios del agua de riego tenían un acuerdo para usar aguas residuales tratadas de la ciudad a fin de complementar su suministro normal de agua del embalse. El principal motivo fue su necesidad de asegurar el suministro en los períodos de sequía (Winipeny *et al.*, 2013).

Ante la sequía recurrente que se ha venido presentando en los últimos años en el estado de Durango, el Modulo III de la unidad riego Guadalupe Victoria del Distrito de Riego 052, en el año 2000 realizó un proyecto de interconexión entre la PTAR oriente de la ciudad de Durango y la red de riego del módulo para utilizar el agua tratada para regar 2,774 ha, beneficiando 670 familias (Villarreal, 2001). Al inicio

se proporcionaba agua tratada a 410 usuarios para regar 1,406 ha y para el año 2012 se incrementó el número de usuarios a 683 y con ello la superficie de riego a 1,837 ha (Vicencio, *et al.*, 2014). Sin embargo, es importante mencionar que las vacas abrevan del agua tratada que se distribuye por los canales del módulo, lo que puede ser un riesgo porque el agua está clorada y no se sabe si durante la desinfección de ésta se forma cloruro de cianógeno u otras cloraminas, compuestos tóxicos para los seres vivos.

En el municipio de Durango, ante la carencia de agua y el éxito obtenido con el reúso del agua tratada, a partir del ciclo otoño invierno del 2012, 48 usuarios de la sección 1 del módulo III empezaron a regar 262 ha con agua tratada proveniente de la PTAR sur de la ciudad de Durango (Vicencio *et al.*, 2014).

# 1.12 La reutilización para la industria

El reúso del agua residual tratada es actualmente un recurso valioso y su demanda aumentará en la medida que decrezca la disponibilidad. Si bien el reúso de agua es una práctica ya conocida, todavía no ha sido difundido totalmente en la industria. Los principales reúsos que le dan en son: el enfriamiento de calderas y la limpieza dentro de la zona industrial.

Las ventajas de utilizar agua tratada son:

- Bajos costos operativos
- Disminución de costos energéticos
- Disminución de costos en el tratamiento de agua cruda
- Reúso del recurso
- Menor volumen de efluente para disponer

En el 2014, la PTAR oriente de la ciudad de Durango vendió a la industria minera 6.86 Mm³ de agua tratada y en el futuro tiene proyectado vender a la industria eléctrica 0.5 Mm³ (Comunicación personal del Jefe de Saneamiento de Aguas del Municipio de Durango, 2015).

# **JUSTIFICACIÓN**

En el municipio de Durango existen 24 plantas de tratamiento de aguas (PTAR) ubicadas en distintas localidades de la ciudad, las cuales tratan el agua por procesos biológicos tales como: lagunas de estabilización, filtros percoladores, sépticas, rodillos giratorios, lodos activados y lagunas aireadas (SEMARNAT, 2011). En la ciudad de Durango el agua residual doméstica es tratada por las plantas oriente (lagunas aireadas) y sur (lodos activados) que utilizan como tratamiento terciario un proceso químico de cloración para bajar la carga de microorganismos patógenos para alcanzar el límite máximo permisible de coliformes fecales para riego agrícola; desafortunadamente esta forma de desinfección genera compuestos organoclorados al reaccionar el cloro con la materia orgánica y el amonio presente en el agua. Dichos compuestos afectan la salud humana ya que son considerados como agentes cancerígenos. Las plantas de tratamiento de aguas vierten sus efluentes a la Acequia Grande y al Arroyo Seco que se unen al rio El Tunal y este a su vez a los ríos Durango y El Mezquital los cuales atraviesan los municipios de Durango, Nombre de Dios y El Mezquital en el Estado de Durango para posteriormente desembocar en las costas del Estado de Navarit. Los animales beben éstas aguas esporádicamente, quedando expuestos al consumo de dichos compuestos; otra parte del agua tratada es destinada al riego agrícola y de jardines públicos desconociendo si los compuestos organoclorados permanecen en el suelo y afecten la cantidad de microorganismos encargados de la mineralización de los nutrientes. Por estas razones se realizó una evaluación en la eficiencia del proceso de desinfección de las aguas tratadas, así como la formación y cuantificación de cloraminas y trihalometanos en ellas.

## PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Existe formación de subproductos del proceso de desinfección de las PTAR's sur y oriente de la ciudad de Durango?

### **OBJETIVOS**

# Objetivo general

Evaluar el proceso de desinfección de las aguas residuales domésticas y determinar subproductos de la cloración.

# Objetivos específicos

- Evaluar de la eficiencia de las PTAR's sur y oriente.
- Cuantificar la formación de subproductos en el proceso de desinfección del agua tratada de la PTAR's sur y oriente.
- Determinar la formación de cloraminas y trihalometanos a diferentes temperaturas.

# **METODOLOGÍA**

## 3.1 Ubicación de las PTAR's sur y oriente

El presente estudio se llevó a cabo en las plantas de tratamiento sur de lodos activados (PTAR sur) y la oriente de lagunas aireadas (PTAR oriente) de la ciudad de Durango, que utilizan como tratamiento terciario la desinfección del agua tratada con cloro gaseoso.

La PTAR sur se encuentra ubicada en la carretera Durango-Mezquital en el km 3.8 en el predio rustico Sánchez Revueltas camino La Martinica (23°58'30.6"N - 104°38'13.1"W) y la PTAR Oriente en la carretera Durango México en el km 3.5 en el Ejido 20 de Noviembre (24°01'29.22"N - 104°36'23.48"), ver figura 8.



**Figura 8.** Ubicación de las plantas de tratamiento de aguas residuales oriente y sur de la ciudad de Durango.

# 3.2 Tiempos y número de muestreos

La frecuencia y el número de muestreos realizados se resumen en la tabla 3:

**Tabla 3.** Tiempo y número de muestreos realizados en las PTAR`s.

Temporada 2015-2016	Número de Muestreos/estación	Cantidad de Muestras/estación*
Verano	2	12
Otoño	2	12
Invierno	2	12
Primavera	2	12

<sup>\*</sup>Las muestras proceden de dos tomas con un intervalo de 15 minutos entre ellas del: afluente (entrada), luego del tratamiento biológico y del efluente posterior a la cloración.

El muestreo se realizó durante 1 año dos veces por estación (primavera, verano, otoño e invierno), tomando dos muestras en cada etapa del proceso de las PTAR's generando un total de 48 muestras por cada planta, los análisis en laboratorio se hicieron por duplicado para cada parámetro.

# 3.3 Caracterización del agua residual en las PTAR's sur y oriente

Se realizó la caracterización del agua de las entradas y salidas de las PTAR's mediante análisis fisicoquímicos y microbiológicos de acuerdo con las NOM-001-SEMARNAT-1996, de donde se usaron los límites máximos permisibles que se señalan en descargas a cuerpos de agua y riego agrícola la NOM-003 SEMARNAT-1997, para ver los de riego a jardines públicos.

### 3.4 Muestreo

Se tomaron muestras simples de los influentes a la entrada de las plantas, del clarificador (PTAR sur), tercer laguna aireada (PTAR oriente) y del efluente a salida de la etapa de desinfección, con intervalos de tiempo de 15 minutos, colectadas en frascos de vidrio y conservadas en hielo para su transporte. Para la determinación de N-NH<sub>3</sub>/NH<sub>4</sub>+, la muestra se fijó agregando 0.5 mL ácido sulfúrico concentrado.

En el sitio se determinaron pH, conductividad eléctrica (CE), temperatura y oxígeno disuelto (OD), con un equipo multiparamétrico de campo marca HACH modelo HQ40d.

Todo el material utilizado para el muestreo y análisis de las muestras de agua fue lavado con ácido sulfúrico al 10% y enjuagados perfectamente con agua desionizada, excepto el material utilizado en la cuantificación de los coliformes fecales.

# 3.5 Determinación de la eficiencia de las plantas de tratamiento de aguas residuales

Se solicitó información de 3 años anteriores de las plantas para analizar las condiciones de operación y el monitoreo que han llevado a cabo de los parámetros que piden las normas NOM-001-SEMARNAT-1996 y NOM-003 SEMARNAT-1997 de la calidad del agua tratada.

Las diferencias de los valores promedios de cada una de los parámetros medidos en el agua residual (entrada) y tratada (salida) en las temporadas del año y entre las plantas fueron evaluadas estadísticamente con un análisis de varianza (ANOVA) y prueba de Student-Newman-Keuls (SNK) con un nivel de confianza de 95% ( $\alpha$ =0.05) con el paquete Statistica® versión 7. De la misma forma fueron evaluados los resultados de las cinéticas de cloraminas y trihalometanos.

## 3.5.1 Determinación de sólidos totales y sólidos volátiles

Se hicieron conforme a la norma NMX-AA-034-SCFI-2001; este método se basa en la medición cuantitativa de los sólidos, sales disueltas (sólidos fijos) así como la cantidad de materia orgánica contenida (sólidos volátiles), mediante la evaporación y calcinación de la muestra a temperatura de 105° y 550°C, respectivamente.

# 3.5.2 Determinación de coliformes fecales (CF)

La determinación de CF se realizó mediante la técnica de vaciado en placa con medio de cultivo selectivo de agar verde bilis brillante e incubación a una temperatura de 35°C de 24 a 48 horas, reportados como UFC/100 mL. La

evaluación de CF se llevó en un lapso menor a 6 horas después de la toma de muestra para evitar la proliferación de otro tipo de bacterias.

## 3.5.3 Determinación de nitrógeno amoniacal (N-NH<sub>3</sub>/NH<sub>4</sub>+)

El nitrógeno amoniacal se analizó por espectrofotometría (método del Salicilato 10031) a temperatura ambiente; se colocó una alícuota de 0.1 mL de la muestra en 5 mL de agua desionizada, se le añadió salicilato de sodio y diclorocianurato de sodio; las muestras se dejaron reposar por 15 min y posteriormente se midió la absorbancia, con el programa número 343 en un equipo HACH DR1900 (longitud de onda de 655 nm).

# 3.5.4 Determinación de fósforo soluble (PO<sub>4</sub>-3)

El fósforo soluble se analizó por espectrofotometría (método del ácido ascórbico 8048). En tubos de vidrio se colocaron 10 mL de muestra y se les agregó un sobre de fósforo reactivo y se dejaron reaccionar por 3 minutos, posteriormente se midió la absorbancia en un equipo HACH DR1900 con el programa 492 (longitud de onda de 710 nm).

## 3.6 Evaluación de la eficiencia de las PTAR's sur y oriente.

La eficiencia de la planta se determinó por la remoción de contaminantes en el agua residual llevando a cabo un balance general a la entrada y salida de cada uno de los parámetros medidos, de acuerdo con la *ec 6*:

$$m_{total} = m_{entrada} - m_{salida} \dots \dots ec 6$$

Dónde:

 $m_{total} = cantidad total del contaminante$ 

 $m_{entrada} = cantidad \ del \ contaminante \ antes \ del \ tratamiento \ de \ aguas$ 

 $m_{salida} = cantidad del contaminante después del tratamiento de aguas$ 

Una vez determinadas las cantidades de cada parámetro en la entrada y salida del proceso se utiliza la siguiente ecuación (ec 7) para calcular la eficiencia del proceso:

$$E = m_{entrada} - m_{\underbrace{salida}_{m \; entrada}} \; x \; 100 \; \dots \dots ec \; 7$$

# 3.6.1 Monitoreo de la cantidad de cloro aplicada en las PTAR's sur y oriente.

Se visitaron las PTAR's dos veces por estación para consultar los registros de la cantidad de cloro aplicadas en el proceso de desinfección del agua tratada a lo largo del año 2015 y se tomaron muestras para su cuantificación.

# 3.6.2 Cuantificación de cloro total y residual después del proceso de desinfección.

La cantidad de cloro en el agua se analizó por espectrofotometría en un equipo HACH DR 1900. Para esto las muestras fueron colectadas en frascos Winkler de vidrio previamente lavados con ácido sulfúrico al 10% y enjuagados con agua desionizada.

Se empleó el método del N, N-dietil-p-fenilendiamina (DFD) 8167 para cloro total y en cloro residual DFD 816, donde se colocaron 10 mL de la muestra en tubos de vidrio a temperatura ambiente y se añadió un sobre de cloro total y cloro libre respectivamente; se dejaron reposar por 3 minutos y posteriormente se midió la absorbancia en un equipo HACH DR 1900 con el programa número 80 para cloro total y 87 para cloro libre (longitud de onda de 530 nm).

#### 3.6.3 Cuantificación de cloraminas

El cloro al reaccionar con el amonio que está en el agua forma compuestos aminados conocidos como cloraminas (cloro combinado), las cuales fueron calculadas por la diferencia del cloro total y el cloro residual o libre (ec 8):

$$Cloraminas = Cloro\ total - cloro\ residual ... ... ec 8$$

#### 3.6.4 Cuantificación de trihalometanos

Las muestras fueron colectadas en frascos de vidrio Winkler previamente lavados con ácido sulfúrico al 10% y selladas herméticamente para evitar la pérdida de

trihalometanos. La cuantificación se llevó a cabo en un tiempo no mayor a 4 horas después de la toma de la muestra.

Se empleó la técnica espectrofotométrica de Trihalometanos (THM) Plus – método 10132, en un equipo HACH DR 1900: se colocó 10 ml de la muestra a temperatura ambiente y se agregó 3 gotas de THM #1. Se agregó 3 ml de THM #2 y se agitó vigorosamente para mezclar, se colocan a baño maría por 5 min, enseguida se pasaron a baño frio hasta alcanzar una temperatura entre 18 y 25°C, se invierten los tubos 3 veces para homogenizar la temperatura; se agrega 1 ml de THM #3 y colocar en baño frio por tres minutos, finalmente se agrega un sobre de THM #4 y se agitan vigorosamente. La lectura de las muestras se realizó 15 minutos después a una longitud de onda de 515 nm con el programa 725.

# 3.7 Determinación de la variación de los factores que influyen en la formación de trihalometanos y cloraminas.

Los factores que influyen en la variabilidad son: temperatura (°C), pH, flujo de agua (L/s) y cloro aplicado en la desinfección (mg/L/día); los datos usados fueron de los años: 2013, 2014 y 2015; de la PTAR oriente; porque tuvo un mayor contenido de amonio y materia orgánica en su efluente; con respecto a la PTAR sur y por tanto la probabilidad de que se formen compuestos clorados es mayor.

Para validar las diferencias entre las temporadas para cada parámetro se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de bloques al azar donde se evaluó la influencia de la temperatura, el pH, el flujo de agua y la concentración de cloro en la formación de cloraminas y trihalometanos en la PATR ote y prueba de medias Student-Newman-Keuls (SNK) con un nivel de confianza de 95% ( $\alpha$ =0.05) usando para esto el paquete Statistica versión 7.

# 3.8 Evaluación de la formación de cloraminas y trihalometanos con respecto a la temperatura

Se encontró que la temperatura fue significativa en la formación de subproductos de la cloración, en acuerdo a esto y para determinar su influencia se evaluó la cantidad de cloraminas y trihalometanos que se forman a 3 temperaturas (20, 25 y 30°C) las cuales fueron observadas a lo largo de las evaluaciones hechas al

efluente durante el año 2015 y a los resultados del análisis estadístico previamente realizado.

Procedimiento: Para la cloración del agua se utilizó hipoclorito de sodio, ya que no se pudo obtener cloro gas; la cantidad de cloro aplicada fue la misma para las 3 temperaturas, 20 mg/L, concentración recomendada para tratar efluentes secundarios (Comett, 1996; Crites y Tchobanoglous, 1998). El agua tratada se colectó en la tercera laguna aireada en garrafones de plástico de 20 L previamente lavados con ácido sulfúrico al 10% y enjuagados con agua desionizada.

En frascos de vidrio de 2 L se colocaron 1.7 litros de agua tratada y se atemperaron a 20, 25 y 30 °C a baño maría, posteriormente se cloraron 2 frascos de agua para cada temperatura y se dejaron dos frascos sin clorar (testigo); para cloraminas se tomaron muestras a los tiempos 0, 2.5, 5, 10, 15, 20 y 30 minutos, 1, 3, 5, 8, 15, 20, y 30 días; mientras que para trihalometanos se tomaron muestras a los tiempos de contacto 0 y 30 min, 1, 3, 5, 8, 15, 20 y 30 días de acuerdo a la disminución de THM's observada durante el experimento.

#### 3.9 Cálculo del orden de reacción

Como la determinación no se llevó con el rigor debido, por problemas de falta de reactivos (no llegaron a tiempo), se estableció una pseudo-orden de reacción, la cual se obtuvo por el método gráfico.

En una hoja de Excel se graficaron los tiempos de contacto contra la concentración para pseudo orden 0, el tiempo de contacto contra el logaritmo natural de la concentración para pseudo orden 1 y el tiempo de contacto contra la inversa de la concentración para pseudoorden 2, obteniendo 3 gráficos por temperatura; se agregó el coeficiente de correlación (R²) a cada gráfico y posteriormente se eligió el grafico con la R² más cercana a 1, asignando el pseudo orden de reacción que le corresponde.

# 3.10 Cálculo de la vida media de las cloraminas y trihalometanos

La vida media se calculó utilizando la constante de velocidad (es igual a la pendiente (m) de la ecuación de la recta) de la ecuación de mejor ajuste de: la ecuación 9 para orden cero, la10 para primer orden y la 11 para segundo orden:

$$t_{1/2} = \frac{1}{kC_0} \dots \dots \dots ec 9$$

$$t_{1/2} = \frac{ln2}{k} \dots \dots ec \ 10$$

$$t_{1/2} = \frac{C_0}{2k} \dots \dots ec \ 11$$

donde:

 $t_{1/2}=tiempo\;de\;vida\;media$ 

k = contante de velocidad

 $C_0 = Concentracion\ inicial$ 

.

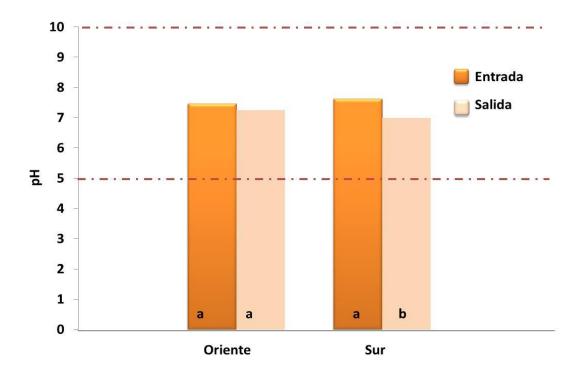
# **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

## 4.1 Parámetros evaluados y eficiencia de remoción

En esta sección se presenta la caracterización fisicoquímica del agua residual que entra a las PTAR's oriente y sur y la del agua tratada por ellas, información con la que posteriormente se calculó la eficiencia de remoción.

### 4.1.1 pH

El pH del agua de entrada en las dos plantas fue igual estadísticamente (**Figura 9**), fue ligeramente alcalina de 7.4 y 7.6 para la PTAR ote y la PTAR sur, respectivamente. Valores que están entre 7.1 y 8.1 reportados para influentes de agua residual sin tratar por Galvis y Rivera (2013).



**Figura 9.** Valores promedio en la entrada y la salida de los sistemas de tratamiento. Las líneas punteadas representan los límites establecidos para descarga. Letras iguales indican que no hay diferencias estadísticas significativas a un  $\alpha$ =0.05.

El acuerdo de criterios ecológicos para calidad de agua y la NOM-001 SEMARNAT-1996 indican un rango de pH entre 5 y 10 para la descarga de efluentes tratados a cuerpos de agua; por lo que las dos plantas tratadoras de

agua cumplieron con este parámetro, durante el año el agua tratada por la planta oriente presentó valores de pH entre 7.2 a 7.4 y la sur de 6.9 a 7.1.

En el pH del agua de entrada de los dos sistemas no hubo diferencias estadísticas significativas (F = 0.33 y p = 0.57); sin embargo, a la salida se presentan diferencias entre las plantas (F = 47.87 y p = 0.00001) como se observa en la tabla 4.

**Tabla 4.** Valores promedio ± des estándar de pH en la entrada y salida del tratamiento de aguas (n=4).

Planta	Estación	pH entrada	pH salida
	Verano	7.6 ± 0.01	$6.9 \pm 0.04$
		С	bc
	Otoño	$7.6 \pm 0.05$	$6.9 \pm 0.02$
Sur		С	bc
	Invierno	$7.7 \pm 0.08$	$6.9 \pm 0.08$
		С	bc
	Primavera	$7.4 \pm 0.01$	7.1 ± 0.15
		bc	b
	Verano	$7.6 \pm 0.01$	$7.3 \pm 0.02$
	verano	С	а
	Otoño	$7.6 \pm 0.04$	$7.4 \pm 0.05$
Oriente	Otorio	С	а
Official	Invierno	$7.5 \pm 0.04$	$7.3 \pm 0.19$
	inviento	bc	а
	Primavera	$7.4 \pm 0.08$	$7.3 \pm 0.32$
	Filliavela	bc	ab

Letras iguales indican que no hay diferencias estadísticas significativas a un α=0.05

## 4.1.2 Temperatura

La temperatura promedio del agua residual en la entrada de la planta oriente durante el año monitoreado fue de  $24.1 \pm 1.6$  °C y en la planta sur fue de  $23.3 \pm 1.5$  °C. El análisis estadístico indicó que existen diferencias significativas (F= 10.16 y p = 0.002) en la temperatura del agua de la entrada en la planta sur durante la época de invierno, como se puede observar en la tabla 5. En lo que se refiere a la planta oriente la temperatura del agua de entrada con respecto a la de la salida, las diferencias fueron obvias (F = 31.4 y p = 0.000001) así como en las que hubieron entre temporadas del año (F = 139.98 y p = 0.000000) ver tabla 5.

**Tabla 5.** Temperaturas promedio ± desviación estándar en el agua de entrada y salida de los dos sistemas de tratamiento (n =4).

DTAD	Fatasián	Temperatura °C	Temperatura °C
PTAR	Estación	entrada	salida
	Verano	25 ± 0.4	26 ± 0.6
	verano	cde	е
	Otoño	$24 \pm 0.5$	$25 \pm 0.4$
Sur	Otono	cde	cde
Sui	Invierno	$20 \pm 0.4$	21 ± 0.3
	inviento	b	b
	Primavera	$24 \pm 0.3$	$23 \pm 0.3$
	Filliaveia	cd	С
	Verano	26 ± 1.1	$26 \pm 0.9$
	verano	е	е
	Otoño	$24 \pm 0.9$	22 ± 1.3
Oriente	Otono	cd	b
	Invierno	$22 \pm 0.2$	$18 \pm 0.9$
	iliviellio	b	а
	Primavera	$25 \pm 0.3$	21 ± 1.5
	Fiiillavela	de	b

Letras iguales indican que no hay diferencias estadísticas significativas a un  $\,\alpha$ =0.05

La temperatura en el agua de salida de la planta sur fue estadísticamente igual a la de entrada debido a que en el lodo hay una gran cantidad de microorganismos que generan energía y mantienen la temperatura del agua. En el caso del agua de salida de la planta oriente, la temperatura disminuyó significativamente en otoño, invierno y primavera (F = 2.9 y p = 0.04).

Para que el agua pueda ser descargada a cuerpos de agua o reusarse en riego agrícola, la NOM-001-SEMARNAT-1996 marca un rango que debe ser menor a 35°C por lo que ambas plantas cumplieron con éste parámetro.

## 4.1.3 Sólidos totales (ST)

Los resultados de los sólidos totales mostraron que existen diferencias significativas entre el agua de entrada de la PTAR oriente con respecto a la planta sur, siendo esta última la de menor contenido (Figura 10); Hidalgo y Mejía (2010) mencionan que la concentración de sólidos totales en aguas residuales está relacionada con el consumo de agua de la población y de su nivel socioeconómico, por lo que la planta oriente al tratar la mayor cantidad de agua generada de la ciudad, 1513 ± 185 L/s (promedio de 3 años consecutivos obtenidos de las hojas de campo de la PTAR oriente), tiene un mayor contenido de sólidos que la planta sur que sólo trata en promedio 334 ± 59 L/s.

Como se observa en la figura 10 la planta oriente presentó valores promedio en la entrada de 534 mg/L y a la salida de 494mg/L mientras que en la planta sur el promedio en la entrada fue de 483 mg/L y en la salida de 469 mg/L; por otra parte Vicencio *et al* (2015) reportó valores de solidos totales a la salida de las plantas de 448 y 390 mg/L en la planta oriente y en la planta sur, respectivamente.

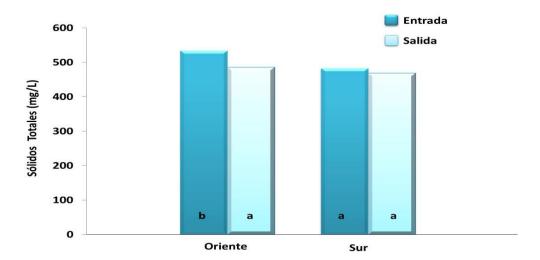


Figura 10. Valores promedio de los sólidos totales en la entrada y la salida de las plantas de tratamiento de aguas residuales (n=8). Letras iguales indican que no hay diferencias estadísticas significativas a un α=0.05.

En cuanto a la eficiencia de remoción de sólidos totales la planta oriente logró una remoción del 9 %; mientras que en la planta sur fue de un 2%; valores similares a los reportados por Almonte (2013) donde obtiene una eficiencia de remoción del 19% en la planta oriente y de 1% en la planta sur.

El porcentaje de remoción de sólidos en las plantas quedó por debajo del marcado por Hill y Kolb (1999) que establece una eliminación entre el 85 y 95% y de acuerdo con Riveros (2013) cuando la concentración de solidos totales en la entrada es de 350 mg/L es una concentración débil, de 750 mg/L es considerada media y fuerte si es de 1,200 mg/L; por lo que la concentración de solidos de ambas plantas estuvo entre débil y media.

La remoción baja de sólidos en la planta oriente se puede deber a que durante el periodo de muestreo estuvieron cambiando el sistema de oxigenación (inyectores de burbuja grande a pequeña) y los microorganismos descomponedores de la materia orgánica se fueron adaptando paulatinamente a éste flujo de aire. Respecto a la planta sur, tal vez la recirculación de los lodos influyó en la reproducción de los microorganismos descomponedores, por lo que la eficiencia de remoción de los sólidos disminuyó.

Los dos sistemas de tratamiento presentaron diferencias significativas (F = 3.06 y p = 0.03), en sus influentes. Para las estaciones de invierno y primavera en la planta oriente y en en otoño y primavera para la planta sur como se observa en la tabla 6 y entre las PTAR's en primavera (F = 7.4 y p = 0.03).

En los efluentes no se presentaron diferencias significativas en los sistemas tanto entre temporadas como entre plantas.

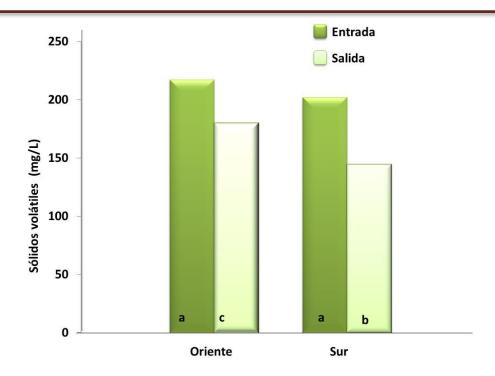
**Tabla 6.** Valores promedio ± desviación estándar de los sólidos totales en los influentes y efluentes de las plantas sur y oriente (n=8).

Planta	Estación	ST (mg/L) Entrada	ST (mg/L) salida	Eficiencia de remoción %
	Verano	468 ±51 ab	443 ± 152 ab	5
Sur	Otoño	552 ± 43 bc	505 ± 41 abc	8
	Invierno	486 ± 40 abc	464 ± 56 ab	4
	Primavera	423 ± 69 a	463 ± 37. ab	-9
	Verano	526. ± 90 abc	457 ± 71 ab	13
	Otoño	550 ± 111 bc	459.5 ± 47 ab	16
Oriente	Invierno	468 ± 53 ab	481 ± 33 ab	-3
	Primavera	591 ± 73 c	543 ± 36 bc	8

Letras iguales indican que no hay diferencias estadísticas significativas a un α=0.05

# 4.1.4 Sólidos volátiles totales (SVT)

La cantidad de solidos volátiles corresponde a la cantidad de materia orgánica presente en el agua residual. En la figura 11 se ilustra la cantidad promedio de sólidos volátiles en promedio en mg/L en el agua de entrada y salida de los sistemas de tratamiento.



**Figura 11.** Valores promedio de solidos volátiles en la entrada y salida de los sistemas de tratamiento de aguas residuales. Letras iguales indican que no hay diferencias estadísticas significativas a un  $\alpha$ =0.05.

En el influente de la planta oriente el promedio de solidos volátiles fue de 217 mg/L y a la salida de 180 mg/L teniendo una eficiencia de remoción del 17%. En la planta sur, la entrada tiene una concentración de 202 mg/L y a la salida de 144.31 mg/L con una eficiencia de remoción de 29%; Vicencio *et al* (2015) reportó una concentración de sólidos volátiles en el agua de salida de 132 mg/L en la planta oriente y 56 mg/L en la planta sur; por otra parte, Almonte (2013) reportó eficiencias de remoción bajas en la planta oriente del 28% y en la planta sur de 37%.

Esta diferencia puede deberse al desgaste de maquinaria en la planta sur y a la falta de mantenimiento en la planta oriente; además de la modificación del sistema de inyección de aire que perturbó la actividad de los microorganismos que metabolizan la materia orgánica, reduciendo su remoción.

La cantidad promedio de sólidos volátiles en los influentes de las dos plantas fue similar (F = 1.9 y P = 0.17); sin embargo, el análisis por estación mostró que

existen diferencias entre plantas durante la época de primavera (F = 3.05 y p = 0.03), en la planta sur en otoño con las otras estaciones y en la planta oriente en el verano e invierno con la de otoño y primavera.

En el caso de los efluentes, el análisis arrojó que hay diferencias en la cantidad de sólidos volátiles entre plantas (F = 10.9 y p = 0.001) y entre las épocas del año (F = 34.4 y p = 0.00001), con la remoción más alta en otoño en la planta oriente y en invierno en la planta sur y la remoción más baja de estos sólidos en primavera para ambas plantas (Ver tabla 7).

**Tabla 7.** Valores promedio ± desviación estándar de los sólidos volátiles en los influentes y efluentes de las plantas sur y oriente (n=8).

Planta	Estación	SV (mg/L) entrada	SV (mg/L) salida	Eficiencia de remoción %
	Verano	130 ± 24 abc	96 ± 49 efg	26
	Otoño	291 ± 37 h	218 ± 30 a	25
Sur	Invierno	205 ± 53 defg	111 ± 61 ab	46
	Primavera	182 ± 24 cde	153 ± 55 abcde	16
	Verano	170 ± 69 bcde	144 ± 23 abcd	15
Oriente	Otoño	253 ± 13 gh	180 ± 15 cde	29
	Invierno	190 ± 31 cdef	151 ± 43 abcde	20
	Primavera	254 ± 51 gh	245 ± 60 fgh	3

Letras iguales indican que no hay diferencias estadísticas significativas a un  $\alpha$ =0.05

## 4.1.5 Coliformes Fecales (CF)

La NOM-001-SEMARNAT-1996 establece que el límite máximo permisible de CF es de <1000 UFC/100mL para reúso en riego agrícola y de 240 UFC/100mL para riego de áreas verdes de la ciudad (NOM-003-SEMARNAT-1997), ya que estos lugares puede haber mayor contacto con la población. En la Tabla 8 se muestran

los resultados de CF de la entrada y salida de los dos sistemas y la eficiencia de eliminación.

**Tabla 8.** Valores promedio ± desviación estándar de coliformes fecales en la entrada y salida de los sistemas de tratamiento (n=8).

Planta	Estación	CF (UFC/100mL) entrada	CF (UFC/100mL) salida	Eficiencia de remoción %
	Verano	4.19E+07 ± 1.14E+07	1 ± 1.4	99.9999
		С	ab	
	Otoño	$3.25E+07 \pm 1.83E+07$	1 ± 1	99.9999
Sur		С	ab	
	Invierno	$4.10E+07 \pm 2.06E+07$	$1 \pm 0.7$	99.9999
		С	а	
	Primavera	$3.14E+07 \pm 5.97E+07$	$0 \pm 0$	99.9999
		С	а	
	Verano	$3.65E+07 \pm 1.30E+07$	$7 \pm 7.9$	99.9999
		С	ab	
	Otoño	$5.80E+07 \pm 1.75E+07$	5460 ± 5980	99.9905
Oriente		С	b	
	Invierno	$5.35E+07 \pm 3.25E+07$	1360 ± 1480	99.9974
		С	b	
	Primavera	$5.75E+07 \pm 3.28E+07$	2 ± 2	99.9999
		С	ab	

Letras iguales indican que no hay diferencias estadísticas significativas a un  $\alpha$ =0.05

El agua que trata la planta sur cumplió con los límites máximos permisibles de CF en las cuatro temporadas del año por lo que pueda reusarse para regar cultivos agrícolas y jardines, mientras tanto que el efluente de la planta oriente sólo cumplió con los límites permisibles en verano y primavera, lo que indica que el proceso de desinfección del agua tratada no es constante, ya sea por mantenimiento de las instalaciones o por falta de cloro.

La eficiencia de remoción de microorganismos patógenos en las plantas de tratamientos se determinó con base a la cantidad de coliformes fecales eliminados del agua, en las dos plantas fue del 99.9999% excepto en otoño que fue del 99.9905% y en invierno de 99.9974% en la planta oriente.

Rojas (2002) establece una eficiencia de remoción de CF para tratamiento de aguas por lodos activados entre 90 y 98% y para lagunas de 90 y 95% mientras que Chávez (2002) menciona que debe ser de 99.99%.

En el agua de entrada de las dos plantas no hubo diferencias en la cantidad de CF para las cuatro temporadas del año, en tanto que en el agua de salida se presentaron diferencias entre las plantas en invierno (F = 7.8 y p = 0.006), y entre en entradas y salidas de las plantas (F = 692.8 y p = 0.00001).

# 4.1.6 Nitrógeno amoniacal (N-NH<sub>3</sub>/NH<sub>4</sub>+1)

Los tres principales problemas ambientales generados por la presencia de compuestos nitrogenados en el sistema acuático son: aumento en la acidez, el desarrollo de eutrofización y el aumento de su concentración hasta niveles tóxicos (Sardiñas y Pérez, 2004). En la figura 12 se ilustra las entradas y salidas de las plantas sur y oriente.

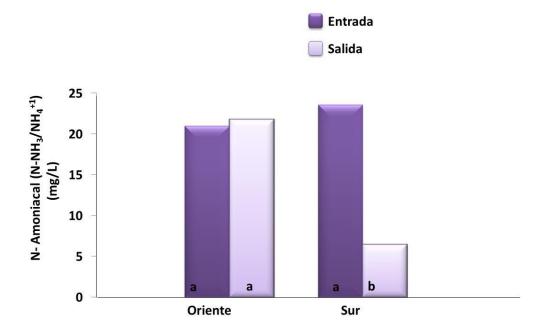


Figura 12. Valores promedio en la entrada y la salida de N-Amoniacal en los sistemas de tratamiento de aguas residuales. Letras iguales indican que no hay diferencias estadísticas significativas a un  $\alpha$ =0.05

Se encontró en el efluente de la planta oriente se incrementó ligeramente el contenido, de 21 mg/L a 221.85 mg/L de compuestos amoniacales esto se asocia con procesos de amonificacion, donde la falta de una buena aireación lo incrementa.

Lo anterior puede estar relacionado con la presencia de espacios muertos que ocurren al obstruirse los inyectores con los sólidos suspendidos (pelusa) y sedimentables que no se removieron en el tratamiento primario (cribas, desarenadores, otros en malas condiciones), generando la acumulación y posterior descomposición del material orgánico en condiciones anaeróbicas; también en algunas ocasiones, con el incremento de la carga orgánica se reduce la concentración del oxígeno disuelto favoreciendo la amonificación (Vásquez et al., 2010).

Lo antepuesto, promueve que en la planta oriente la eficiencia de remoción sea negativa (-4 %) ya que en el pretratamiento del agua, se observaron problemas mecánicos en las cribas y desarenador, además que durante el periodo de muestreo cambiaron el sistema de aireación de las lagunas (inyectores de burbuja grande por inyectores de burbuja fina).

En el caso de la planta sur, la eficiencia de remoción fue del 72 %, la cual fue menor con respecto a lo que reportan otros autores para nitrógeno amoniacal del 78% (Tejero *et al.*, 2007), cuya deficiencia de remoción se puede atribuir a un mal control en la operación del proceso.

Vicencio (2015) encontró valores en el agua de salida muy similares a los obtenidos en este trabajo de 24.5 mg/L en la planta oriente y de 0.4 mg/L en la planta sur; también presentó concentraciones de nitrógeno amoniacal entre 0.001 y 40.8 mg/L en plantas cercanas a la ciudad de Durango como la planta ubicada en Villa Unión (lagunas de estabilización) que tiene concentraciones de 26.6 mg/L y Vicente Guerrero de 24.1 mg/L valores semejantes a los obtenidos en este trabajo (ver tabla 9).

**Tabla 9.** Valores promedio ± desviación estándar de nitrógeno amoniacal (N-NH<sub>3</sub>/NH<sub>4</sub><sup>+1</sup>) en la entrada y salida de los sistemas de tratamiento (n=8).

Planta	Estación	N-NH <sub>3</sub> /NH <sub>4</sub> +1 (mg/L) entrada	N-NH₃/NH₄ <sup>+1</sup> (mg/L) salida	Eficiencia de remoción %
	Verano	26 ± 11	$0.5 \pm 0.3$	98
Sur	Otoño	d 26± 4 d	a 0.3± 0.2 a	98
Gui	Invierno	20 ± 2 cd	12 ± 5 b	42
	Primavera	21 ± 2 cd	13± 2 b	35
	Verano	14 ± 5.4	19 ± 0.3	-39
Oriente	Otoño	b 23 ± 3.7 cd	c 32± 5 cd	7
<b>CCC</b>	Invierno	22± 1 cd	22 ± 0.4 Cd	-0.5
	Primavera	24 ± 2.1 cd	24 ± 1 cd	-1. 5

Letras iguales indican que no hay diferencias estadísticas significativas a un  $\alpha$ =0.05

En resumen, la cantidad de amonio promedio a la entrada de las plantas fue similar, excepto en verano, en la planta oriente no se remueve amonio, mientras que en la planta sur, sí hay remoción del ion, siendo mayor en verano y otoño. De acuerdo con los Criterios Ecológicos y la NOM-001-SEMARNAT-1996, no existe un máximo permisible para nitrógeno cuando el agua se utiliza para el riego agrícola, sin embargo si es descargada a ríos y arroyos la concentración de nitrógeno no debe exceder de los 40 mg/L, de acuerdo con lo establecido por la normatividad ambas plantas cumplieron con este parámetro.

# 4.1.7 Fósforo soluble (PO<sub>4</sub>-3)

El fósforo es un nutriente esencial para la vida, pero su exceso en el agua provoca eutrofización (García, 2015).

El fósforo en las aguas residuales proviene principalmente de los desechos humanos, actividades industriales, detergentes sintéticos y productos de limpieza. La concentración típica en un agua residual municipal es de 23 mg/L de fósforo en forma de ortofosfatos, polifosfatos y fosfatos insolubles (Manahan, 2006), la

concentración promedio de fósforo en el agua residual de la planta sur fue de 6.57 mg/L en la entrada, valor por debajo al establecido por Manahan (2006). De acuerdo con la NOM-001-ECOL-1996, el límite máximo permisible para descarga en riego agrìcola es de 20 mg/L, mientras que en el efluente la concentración fue de 2 mg/L, teniendo una eficiencia de remoción del 52 %.

Villaseñor (1998) indica que la concentración de fósforo total en un agua residual sin tratar es de 25 mg/L, el medido aquí, fue fosforo soluble, lo cual significa que debes ser superiores los contenidos de fosforo en los efluentes por lo que: een la planta oriente en la entrada se obtuvo un valor de 5 mg/L, a la salida aumenta a 6 mg/L, por lo que la eficiencia fue negativa; Vicencio (2015) reportó valores en el agua de salida de 9.4 mg/L en la planta oriente y 5.1 mg/L en la planta sur y en las ubicadas cerca de la ciudad se obtuvieron valores entre 24 y 4 mg/L. Estas concentraciones fueron de las plantas ubicadas en San Vicente (lagunas de estabilización) y Sombrerete (filtros biológicos), respectivamente.

El aumento de la cantidad de fósforo soluble en el agua tratada puedes se producto de la mineralización de la materia orgánica, además de que los sistemas no manejan sistemas de remoción de este ion (Putz 2010).

También el cambio del sistema de aireamiento en la planta puede ser otra de las causas por la cual el fósforo no es eliminado del agua residual ya que como lo menciona Bódalo *et al* (2002), se elimina de un 10 a un 30% de fósforo total en las lagunas de oxidación y si se cuenta con un buen sistema de aireación, se puede llegar a eliminar hasta un 60%.

En la figura 13 se muestran los valores promedio medidos en la entrada y salida de las dos plantas tratadoras de agua.

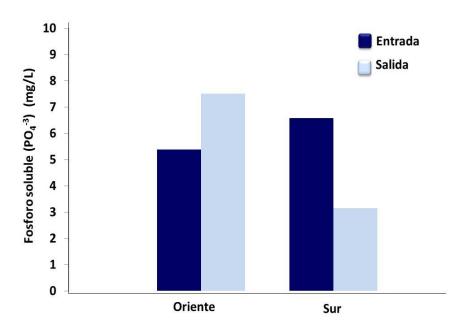


Figura 13. Valores promedio de fósforo en la entrada y la salida de las plantas tratadoras de agua residual (n=8). Letras iguales indican que no hay diferencias estadísticas significativas a un  $\alpha$ =0.05.

En este parámetro se encontraron diferencias significativas en la entrada y salida de los sistemas de tratamiento (F = 123.4 y p = 0.00001) entre temporadas (F = 52.3 y p = 0.00001) y entre plantas como se muestra en la tabla 10; la cantidad de fósforo a la entrada fue diferente en las temporadas y entre plantas, excepto para invierno. En la planta sur la cantidad de fósforo removido en el año fue evidente, mientras que en la planta oriente fue mínima la remoción en otoño y primavera (Tabla 10).

**Tabla 10.** Valores promedio ± desviación estándar de PO4-3 en la entrada y salida de los sistemas de tratamiento (n=8).

Planta	Estación	(PO <sub>4</sub> -³) (mg/L) entrada	(PO₄ <sup>-3</sup> ) (mg/L) salida	Eficiencia de remoción %
	Verano	5 ± 2	1 ± 0	84
	verano	d	а	
	Otoño	9± 1	2 ± 0	73
Sur	Otorio	g	ab	
	Invierno	5 ± 1	2 ± 1	64
	IIIVIEIIIO	d	b	
	Primavera	7 ± 1	3 ± 1	55
	Pilinavera	ef	С	
	Verano	2 ± 1	7 ± 0.5	-280
	verano	ab	ef	
	Otoño	6 ± 1	$5 \pm 0.3$	3
Oriente	Otorio	d	d	
Invierno	6. ± 1	$6 \pm 0.6$	78	
	inviemo	de	ef	
	Drimovoro	8 ± 1	8 ± 1	7
	Primavera	g	fg	

Letras iguales indican que no hay diferencias estadísticas significativas a un α=0.05

La cantidad de fósforo en el agua tratada no aplica para riego, sin embargo cuando el agua va a ser descargada a cuerpos de agua, tanto la NOM-001 (5 mg/L de fosforo total) como Criterios Ecológicos de Calidad de agua (0.5 mg/L de PO<sub>4</sub>-3) manifiestan un valor permisible.

Por tanto el agua tratada de la planta oriente no cumplió en ninguna de las épocas del año, cabe mencionar que durante la época de verano se observó una generación de fósforo, este dato puede no ser muy confiable ya que en las demás épocas del año la cantidad de fósforo observada fue muy similar, por otra parte la planta Sur cumplió solo con los máximos permisibles establecidos por la NOM-001. Cuando existen altas cantidades de fósforo en el agua y ésta es descargada a ríos y arroyos, se corre con el riesgo de eutrofización..

## 4.1.8 Oxígeno disuelto (OD)

La figura 14 ilustra las concentraciones de OD de los dos sistemas monitoreados en la entrada y la salida. Los criterios ecológicos de calidad de agua especifican que los vertidos en cuerpos receptores acuáticos el agua debe contener de 4 a 5 mg/L de oxígeno disuelto; en este caso el agua tratada de ninguno de los dos sistemas de tratamiento cumplió con lo especificado por Criterios Ecológicos de Calidad de Agua (SEDUE, 1987).

De acuerdo a los criterios ecológicos, existe un agravamiento de hipoxia (escases de oxigeno) el cual además de ser perjudicial para los organismos vivos de los ecosistemas acuáticos repercute en el resto del medio ambiente, porque pueden haber pérdidas sustanciales de biodiversidad, de funciones y de servicios del ecosistema como la pesca y la acuicultura, además de que se pueden generar y emitir un mayor volumen de gases efecto invernadero (CORDIS, 2015).

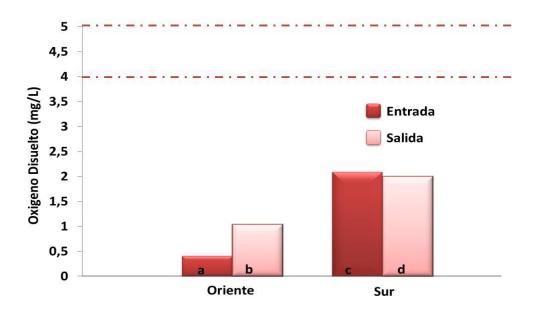


Figura 14. Valores promedio en la entrada y la salida de los sistemas de tratamiento. Las líneas punteadas indica el intervalo establecido por los criterios ecológicos para la conservación de la vida acuática (n=4). Letras iguales indican que no hay diferencias estadísticas significativas a un α=0.05.

Los valores resultantes del análisis indicaron que la planta oriente tuvo una concentración promedio de OD a la entrada de 0.40 mg/L que se encuentra entre los reportados por Olea (2013), que van desde 0.02mg/L hasta 4.1 mg/L y en la salida del tratamiento el OD aumenta a 1.04 mg/L; una causa del aumento puede

ser la baja en el contenido de microorganismos por el efecto del proceso de desinfección al mezclarse el agua con el cloro, cabe mencionar que durante el año monitoreado se cambió la tecnología utilizada para la inyección del aire en las lagunas por lo que se esperaban variaciones en los valores de salida del oxígeno disuelto, que fue lo que se encontró de 1.04 a XXX mg/L. En la planta sur se encontraron cantidades de OD de 2 mg/L en la entrada y en la salida de 2.4 mg/L, mayores a las de la planta oriente y a los reportados por Peña (2010) de 0.18 a 0.41 mg/L.

Los resultados del análisis estadístico mostraron diferencias significativas en la entrada y la salida de las plantas (F = 37.3 y p = 0.00001), en las temporadas (F = 7.9 y p = 0.0002) y entre plantas (F = 131.3 y p = 0.000001). La cantidad de OD en el agua de entrada a la planta oriente fue similar durante las cuatro estaciones del año, la cual se incrementó a la salida, pero sólo fue significativa en invierno (Tabla 11), en el caso de la planta sur también se incrementó la cantidad de OD, siendo significativa en el verano.

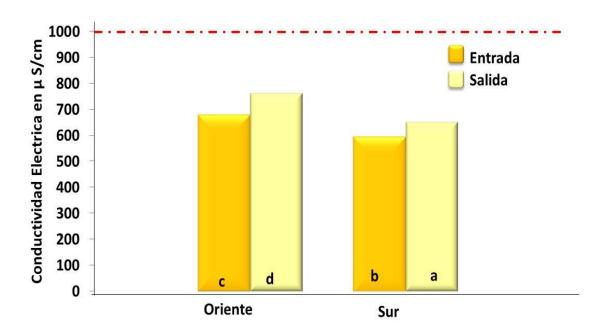
**Tabla 11.** Valores promedio ± desviación estándar de OD en la entrada y salida de los sistemas de tratamiento (n=4).

Planta	Estación	OD (mg/L) Entrada	OD (mg/L) Salida
	Verano	$2 \pm 0.4$	4 ± 1
	Otoño	cd 1 ± 0.3	e 2 ± 0.2
Sur		bc	cd
	Invierno	$3 \pm 0.1$	$2 \pm 0.1$
		d	cd
	Primavera	$2 \pm 0.3$	$2 \pm 0.4$
		cd	cd
	Verano	1 ± 1	$1 \pm 0.5$
		ab	ab
Oriente	Otoño	$0.21 \pm 0$	$1 \pm 0.8$
		а	ab
	Invierno	$0.21 \pm 0$	$3 \pm 0.4$
		a	d
	Primavera	$0.17 \pm 0$	$0.17 \pm 0.5$
		а	ab

Letras iguales indican que no hay diferencias estadísticas significativas a un α=0.05

# 4.1.9 Conductividad eléctrica (CE)

En el acuerdo de Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (CE-CCA-001-89, SEDUE, 1987) la conductividad eléctrica del agua no debe rebasar los 1000 μS/cm para el riego agrícola debido a que una alta concentración de sales puede llegar a salinizar el suelo y con ello provocar deficiencia nutrimental y estrés por agua. Los resultados de la conductividad eléctrica (CE) en los dos sistemas de tratamiento se muestran en la figura 15.



**Figura 15.** Valores promedio en la entrada y salida de los sistemas de tratamiento. La línea punteada indica el máximo permisible para el riego agrícola (n=4). Letras iguales indican que no hay diferencias estadísticas significativas a un α=0.05

La CE del agua tratada de ambas plantas estuvo debajo del límite máximo recomendado por criterios ecológicos; otros autores mencionan que el agua con una CE > a 700  $\mu$ S/cm puede ocasionar problemas en cultivos sensibles a la salinidad (Tchobanoglous y Crites, 1992), por lo que el agua tratada de la planta oriente debe ser restringida de acuerdo al cultivo a regar. Para la planta oriente, Almonte (2013) reportó una CE de 753 ± 22  $\mu$ S/cm similar a la obtenida en éste trabajo de 727 ± 22  $\mu$ S/cm, mientras que Vicencio *et al* (2015) reportó 405  $\mu$ S/cm

para esta planta. En el caso del agua tratada de la planta sur, la CE fue mayor  $(670 \pm 150 \,\mu\text{S/cm})$ , a la obtenida en éste trabajo de  $587 \pm 136 \,\mu\text{S/cm}$ .

Como se puede observar en la figura 15 en la planta oriente la conductividad eléctrica del agua de salida (727  $\mu$ S/cm  $\pm$  46) fue mayor a la de la entrada (675  $\mu$ S/cm  $\pm$  80), lo que indica que hubo mineralización de la materia orgánica, en tanto que en la planta sur disminuyó de 587  $\mu$ S/cm  $\pm$  136 a 565  $\mu$ S/cm  $\pm$  123. Se presentaron diferencias estadísticas significativas entre el agua de entrada y salida (F = 5.4 y p = 0.025), entre plantas (F = 383.05 y p=0.00001) y en las temporadas del año (F = 213.5 y 0.00001) (ver tabla 12).

**Tabla 12.** Valores promedio ± desviación estándar de CE en la entrada y salida de los sistemas de tratamiento (n=4).

Planta	Estación	CE (μS/cm) Entrada	CE (μS/cm ) Salida
	Verano	387± 9	$360 \pm 6$
Sur	Otoño	a 748 ± 26 f	a 613 ± 2 bcd
- Cui	Invierno	621 ± 46	634 ± 10
		bcd	cd
	Primavera	$599 \pm 17$	653 ± 11.22
		bc	е
	Verano	$575 \pm 24$	$701 \pm 72$
Oriente	Otoño	b 748 ± 14	eg 749 ± 11
Offerfile	Invierno	fg 628 ± 12 cd	fg 692 ± 14 e
	Primavera	748 ± 24 f	748 ± 13 f

Letras iguales indican que no hay diferencias estadísticas significativas a un α=0.05

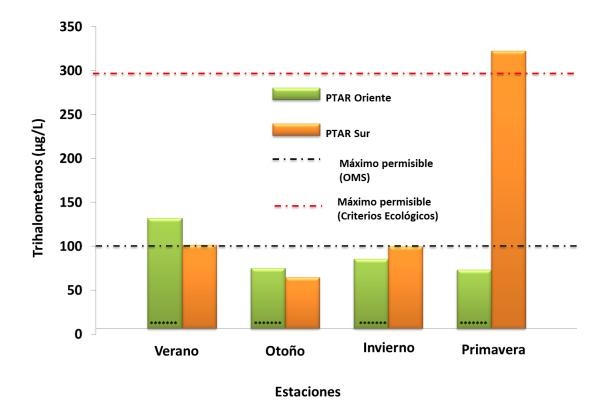
# 4.2 Cuantificación de subproductos formados en la desinfección del agua tratada

En la desinfección del agua tratada se controlan dos variables: la cantidad de cloro aplicada y el tiempo de contacto entre el cloro y el agua, pero no se monitorea la formación de compuestos clorados, por lo que en éste trabajo se llevó a cabo su cuantificación.

### 4.2.1 Trihalometanos

Los resultados fueron obtenidos a partir de la estación de verano del año 2015 hasta la primavera del 2016. Se hizo una comparación con respecto a la normatividad existente donde se establece un máximo permisible en el contenido de trihalometanos en el agua potable de 100  $\mu$ g/L y para protección de vida acuática de 300  $\mu$ g/L (Criterio Ecológico de Calidad del Agua SEDUE, 1987).

En la figura 16 se ilustra las cantidades de trihalometanos que se formaron por cada una de las plantas en las distintas estaciones del año donde se observó que en verano en las dos plantas se rebasa el límite permitido para agua potable y aun cuando la cantidad de trihalometanos fue mayor en la planta oriente (ver tabla 12), en primavera la planta sur rebasa tanto el límite permitido para agua potable como para protección de vida acuática (Figura 16).



**Figura 16.** Valores promedio de la generación de trihalometanos en las distintas estaciones del año en los sistemas de tratamiento.

En otoño la cantidad de THM's disminuyó en ambas plantas que puede asociarse con el descenso de temperatura, pero no fue significativo de una temporada a otra. Para invierno la temperatura del agua tratada fue aún menor que en el verano y otoño, sin embargo la cantidad de THM's que se formaron fue estadísticamente igual al de las temporadas anteriores. En primavera en la planta sur se encontraron cantidades de THM's arriba de 300  $\mu$ g/L, por lo que sólo en esta temporada se observan diferencias significativas en la formación de éstos compuestos (F = 11.62 y p = 0.000005) y entre plantas (F = 11.62 y p = 0.0012), esto puede atribuirse a la sobrecloracion que hubo durante esta temporada, ver tabla 13.

De acuerdo con lo anterior, la cantidad de trihalometanos que se formaron en el agua clorada de las plantas no dependió de los cambios de temperatura que hay de una temporada a otra y las desviaciones estándar que hay de 20 hasta 175 µg/L en la planta sur en las cuatro temporadas del año se pueden deber a que la cloración no ha sido estandarizada y/o hay errores de un operador a otro.

**Tabla 13.** Valores promedio ± desviación estándar de trihalometanos formados en la cloración en del agua tratada de los sistemas de tratamiento en las cuatro estaciones del año.

Estación	Oriente THM's (µg/L)	Sur THM's (µg/L)
Verano	132 ± 22	101 ± 20
	a	a
Otoño	75 ± 6	$64.9 \pm 37.2$
	a	a
Invierno	85 ± 14	100 ± 41
	a	a
Primavera	73 ± 8	323 ± 175
	а	b

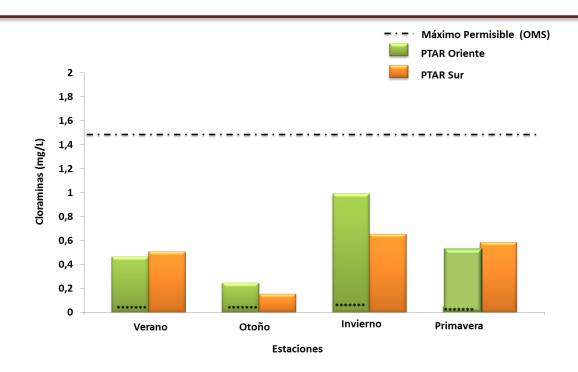
Letras iguales indican que no diferencias estadísticas a un  $\alpha$ = 0.05.

Cabe mencionar que Carreón (2009) reportó cantidades de trihalometanos de 19 µg/L, valores muy cercanos a los obtenidos por Serra (2010) de <20 µg/L en aguas residuales tratadas. Sin embargo, estos resultados no son comparables con los obtenidos porque el método de cuantificación por el que se realizó la determinación de trihalometanos fue diferente al utilizado en el presente trabajo.

#### 4.2.2 Cloraminas

La formación de cloraminas en el agua tratada dependerá de la cantidad de amonio presente en ella y el tipo de estas dependerá de la temperatura y del pH, a temperatura (25°C) y a pH (7) se favorece la formación de monocloraminas. En el agua tratada de las plantas se encontraron valores de temperatura y pH similares, por lo que probablemente se formen estos compuestos. En verano la cantidad de cloraminas generadas en ambas PTAR's fue semejantes y con el descenso de temperatura en otoño la formación de estas disminuyó en ambas plantas, ver figura 17.

En la temporada de invierno la actividad de los microorganismos de los sistemas biológicos tiende a disminuir, por lo que para alcanzar el límite de coliformes fecales que marca la NOM-001 y NOM-003 en las plantas sobrecloran, aumentando la cantidad de cloraminas (Figura 17). Aunque la cantidad de cloraminas en la PTAR sur fue menor y no fue significativa entre las plantas para esta temporada (F = 0.1095 y p = 0.7418). Posteriormente en primavera la cantidad de cloraminas formadas fue similar a las de verano y otoño, ver tabla 14.



**Figura 17.** Cantidad de cloraminas generadas en los sistemas de tratamiento en las distintas estaciones del año. La línea punteada indica el máximo permisible para consumo humano establecido por la Organización Mundial de la Salud.

Al igual que con los THM's, la cantidad de cloraminas se incrementó en invierno, habiendo sólo diferencias significativas en la planta oriente entre temporadas (F = 5.7 y p = 0.0017) (ver tabla 14).

**Tabla 14.** Diferencias estadísticas de la generación de cloraminas entre plantas y estaciones del año.

Estación	Oriente	Sur	
Estacion	Cloraminas (mg/L)	Cloraminas (mg/L)	
Verano	0.5 ± 0.4	0.5 ± 0.4	
	ab	ab	
Otoño	$0.3 \pm 0.3$	$0.15 \pm 0$	
	a	а	
Invierno	1 ± 1	$0.6 \pm 0.2$	
	b	ab	
Primavera	$0.5 \pm 0.5$	$0.6 \pm 0.3$	
	a	а	

Letras iguales indican que no diferencias estadísticas a un  $\alpha$ = 0.05.

Las desviaciones estándar altas que mostraron los resultados se atribuyen a la deficiencia que hay en el proceso de cloración, principalmente en la planta oriente,

ya que en algunos muestreos no cloraron por falta de cloro o bien porque se estaba dando mantenimiento en el equipo de esta sección del proceso.

El agua tratada contiene cloraminas que pueden matar los microorganismos del suelo regado. En Durango en el módulo de riego III del Distrito de Riego 052 se han regado 1700 ha durante 16 años con esta agua, pero no se sabe si ha habido modificación en la vida microbiana de estos suelos, por lo que es importante que estos compuestos sean considerados en la normatividad vigente.

# 4.3 Formación de cloraminas y trihalometanos con respecto a la temperatura

La formación de compuestos clorados se evaluó en el agua tratada de la PTAR oriente porque la eficiencia de remoción de amonio y materia orgánica fue menor con respecto a la PTAR sur y la probabilidad de formación de estos compuestos es mayor. La temperatura fue el parámetro con mayor influencia en la formación de compuestos clorados por desinfección en la PTAR oriente, usando datos de temperatura, pH, materia orgánica, flujo de agua y cantidad de cloro aplicado, de 3 años consecutivos (2013, 2014 y 2015), ver tabla 15.

**Tabla 15.** Valores promedio ± desviación estándar de los parámetros que influyen en la formación de subproductos de la cloración del agua tratada (n=18).

Parámetro	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	F	Р
Flujo de agua (L/s)	1503 ± 231 a	1455 ± 72 a	1584 ± 110 a	1518 ± 202 a	2.2	0.096
mg/ Cl₂ aplicado	6 ± 0.2 a	6 ± 0.3 a	6 ± 0 a	6 ± 0.3 a	1.1	0.361
Materia Orgánica (mg/L)	39 ± 9 a	41 ± 12 a	40 ± 9 a	40 ± 10 a	0.2	0.922
рН	7 ± 0.1 a	7 ± 0 a	7 ± 0.1 a	7 ± 0.1 a	0.76	0.520
Temperatura °C	25 ± 1 b	24 ±1 a	19 ± 1 b	21 ± 0.3 c	23.5	0.000

Las letras iguales indican que no hay diferencias estadísticas significativas a un  $\alpha$ =0.05.

# 4.3.1 Características fisicoquímicas del agua residual utilizada en las cinéticas de formación de cloraminas y trihalometanos

Se realizó la caracterización inicial del agua tratada de la PTAR Oriente, cuyos resultados se muestran en la tabla 16.

**Tabla 16.** Valores promedio (n= 2) del agua tratada de la planta oriente antes de la cloración (tercer laguna de aireación).

Parámetro	Unidades	Valor	
pH		7	
CE	μS/cm²	745	
Temperatura	° C	19	
ST	mg/L	510	
SV	mg/L	149	
SST	mg/L	75	
CF	UFC/100ml	3.07E+07	
N- Amoniacal	mg/L	25	
Fosforo soluble	mg/L	7	

Los parámetros mostrados en la tabla anterior son típicos de aguas urbanas tratadas (Carreón, 2009), pero para que puedan ser utilizadas en riego agrícola o de jardines públicos es necesario bajar la cantidad de coliformes fecales para que cumpla con los límites permisibles de la NOM-001, SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1996.

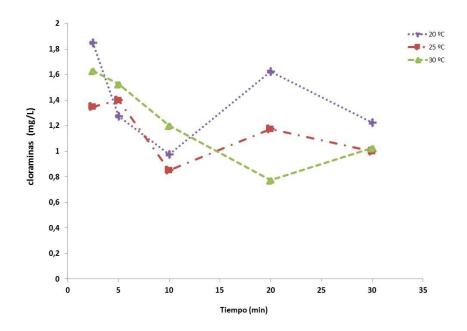
# 4.3.2 Cinética de formación y remoción de cloraminas y trihalometanos

Después de revisar los parámetros involucrados en la formación se subprodutos, (sección 3.21) donde la temperatura es el único que ejerce influencia en la formación, se diseñó un experimento en laboratorio para establecer sus cinéticas con tres temperaturas de formación

**Tabla 17.** Valores promedio de del agua tratada de la planta oriente antes de la cloración (tercer laguna de aireación) (n= 2).

## 4.3.3 Cinética de formación y remoción de cloraminas

Se obtuvieron las cinéticas de formación de cloraminas en los primeros 30 minutos de contacto agua tratada-cloro a 20, 25 y 30°C y su remoción durante 30 días. Las cinéticas de formación de las cloraminas a las tres temperaturas fue similar (F = 1.4 y p = 0.26), ver figura 18; sólo se presentaron diferencias significativas en los primeros 5 minutos de reacción (F = 5 y p = 0.003). A partir de los 10 minutos la concentración de cloraminas se mantuvo en promedio en 1.4 ±0.3 mg/L a 20°C, 1.2 ±0.2 mg/L a 25°C y 1.2 ±0.3 mg/L a 30°C.



**Figura 18.** Cinética de formación de cloraminas en los primeros 30 minutos de contacto cloro-agua tratada.

El pseudo-orden de reacción a los 30 minutos de contacto con agua tratada y cloro para las tres temperaturas se muestra en la tabla 17. Cabe mencionar que por la falta de reactivos y los tiempos mencionados en la literatura, no fue más mayor el lapso de tiempo, por lo que se considera una pseudo-orden de reacción, que en trabajos posteriores los tiempos deberán ser ampliados para afirmar esto.

El pseudo-orden de reacción cero indica que la velocidad de reacción es independiente de la concentración de los reactantes en la desinfección del agua y

de la temperatura a la que se llevó a cabo la reacción ya que no hubo diferencias significativas en la concentración de cloraminas (F = 1.4 y p = 0.26) en los primeros 30 min de contacto.

**Tabla 18.** Pseudo-orden de reacción en la formación de cloraminas en los primeros 30 minutos de contacto agua tratada y cloro.

Temperatura °C	Ecuación	R²	Orden de reacción
20	y = -0.0089x + 1.5547	0.1228	0
25	y=-0.0014x + 1.2509	0.0068	0
30	y=-0.0253x + 1.5722	0.6684	0

La pendiente de la recta es igual a la constante de velocidad de formación de cloraminas.

A las 24 h se encontró casi el doble de la concentración de cloraminas,  $2.5 \pm 0.1$  mg/L a  $20^{\circ}$ C,  $2.03 \pm 0.5$  mg/L a  $25^{\circ}$ C y  $2.08 \pm 0.7$  mg/L a  $30^{\circ}$ C; posteriormente disminuyó paulatinamente hasta  $0.15 \pm 0.04$  mg/L a  $20^{\circ}$ C,  $0.16 \pm 0.03$  mg/L a  $25^{\circ}$ C y  $0.1 \pm 0.01$  mg/L a  $30^{\circ}$ C al día 30, ver figura 19.

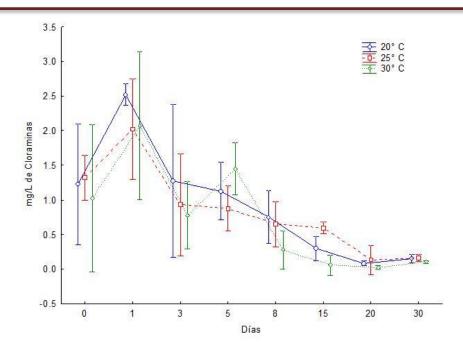


Figura 19. Cinética de remoción de cloraminas.

Las cinéticas de remoción de las cloraminas fueron también de pseudo-orden cero, además hubo diferencias significativas (F = 76 y p = 0.00001) entre temperaturas, donde la mejor correlacionada (0.58) fue la de 25°C (Fig. 19 y Tabla 18), con una constante de remoción de 0.0476 mg/L\*día; para las cinéticas de 20°C y 30°C (F = 4 y p = 0.02), se presentó un incremento de 0.0123 mg/L\*dia cuando la temperatura aumenta.

**Tabla 19.** Pseudo-orden de reacción para la remoción de cloraminas.

Temperatura °C	Ecuación	R²	Orden de reacción
20	y= -0.0568x + 1.392	0.4846	0
25	y= -0.0476x + 1.1764	0.5878	0
30	y=-0.0445x + 1.0864	0.3622	0

La constante de velocidad de remoción es igual a la pendiente de la recta.

La problemática de la generación de cloraminas se ha abordado desde los años 40's, principalmente en la potabilización del agua, por la toxicidad que estos

compuestos representan a la salud humana y a la vida acuática. Para abordar el problema algunos autores han evaluado los mecanismos de reacción de la descomposición de la N-cloramina en modelos sintéticos, reportando un orden de reacción de remoción de 1 (Stanbro y Smith, 1979).

En el presente trabajo se obtuvo un pseudo-orden de cero en las tres temperaturas; que como ya se explicó, la falta de reactivos, impidió dar un seguimiento mayor por, lo que se consideró como una pseudo-orden de reacción, también puede ser es atribuible a que el cloro reaccionará con otros compuestos presentes en el agua tratada o bien porque los sólidos suspendidos interfirieron en la formación de las cloraminas (Crites y Tchobanoglous, 2000), ya que había 74.7 mg/L como concentración inicial.

### 4.3.4 Cinética de formación y de remoción de Trihalometanos

A los 30 minutos de contacto del cloro con el agua tratada se formaron una gran cantidad de trihalometanos:  $442 \pm 6.8 \,\mu\text{g/L}$  a  $20^{\circ}\text{C}$ ,  $383 \pm 80.5 \,\mu\text{g/L}$  a  $25^{\circ}\text{C}$  y  $247.5 \pm 25.8 \,\mu\text{g/L}$  a  $30^{\circ}\text{C}$ . Después de  $24 \, \text{h}$ , la concentración de estos empezó a disminuir en las tres temperaturas. En la figura  $20 \, \text{se}$  muestran las cinéticas de remoción, donde se observa que al tercer día la concentración bajó considerablemente, habiendo diferencias significativas en las tres temperaturas (F=124.84 y p=0.0001).

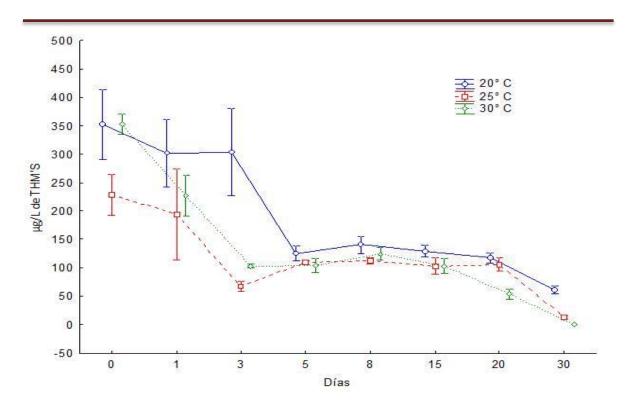


Figura 20. Cinética de remoción de trihalometanos de 1 a 30 días de contacto.

Diez días después, la cantidad de trihalometanos permaneció más o menos constante en las tres temperaturas, a partir del día 15 a 30°C la remoción de éstos fue mayor, ver figura 20. Al igual que en las cloraminas la temperatura influyó en la permanencia de estos compuestos en el ambiente y al determinar el pseudo-orden de reacción se encontró que fue de 2 en las tres temperaturas (ver tabla 19), en donde la constante de velocidad de remoción es igual a la pendiente de la recta.

Tabla 20. Pseudo orden de reacción de trihalometanos.

Temperatura °C	Ecuación	R²	Orden de reacción
20	y = 0.0004x + 0.003	0.867	2
25	y = -0.0017x + 0.0001	0.6135	2
30	y = 0.0239x - 0.0992	0.5722	2

La constante de velocidad de remoción es igual a la pendiente de la recta.

Los datos actuales aconsejan utilizar el hipoclorito para minimizar el riesgo que puede comportar la reutilización planificada de un agua residual, pero necesita que en el agua exista también amonio para limitar la formación de THM.

### 4.4 Vida media de los subproductos de la cloración

De acuerdo al pseudo-orden de reacción y con las constantes de velocidad de remoción de cloraminas y trihalometanos, se estimó su vida media. En la tabla 20 se muestran la k para cada temperatura así como la ecuación y la vida media para cada compuesto. A 30°C se observó que ambos compuestos se degradan con mayor rapidez, siendo las cloraminas las que subsisten mayor tiempo en el ambiente, ya que los trihalometanos son más volátiles.

Tabla 21. Vida media de los subproductos de la cloración.

	THM's			Cloraminas		
	20°C	25°C	30°C	20°C	25°C	30°C
Ecuación	1/k(C <sub>0</sub> )	1/k(C <sub>0</sub> )	1/k(C <sub>0</sub> )	C <sub>0</sub> / 2(k)	C <sub>0</sub> / 2(k)	C <sub>0</sub> / 2(k)
k (mg/L día)	0.0004	0.017	0.0239	0.0568	0.0476	0.0445
Vida media (días)	5.6	1.5	0.16	27.1	13.6	7.6

#### CONCLUSIONES

De acuerdo con los resultados obtenidos se concluye:

- Deberá ser considerado, para valorar riesgo a la salud, la ocurrencia de eventos favorables para la aparición de THM, como una mejora en las eficiencias de las PTAR´s donde se elimine por completo el contenido de amonio y una baja en la temperatura ambiente, lo cual podrían desatar un aumento fuera de NOM de los THM, cuya permanencia en el ambiente seria mayor a 6 días.
- La eficiencia de remoción en las plantas no es óptima para nitrógeno amoniacal y fósforo soluble, por lo que se debe implementar un sistema de eliminación de nutrientes cuando el agua va a ser descargada a la Acequia Grande y Arroyo Seco ya que el agua de las dos plantas se une al rio El Tunal y el exceso de nutrientes causa problemas de eutrofización, además de que estos compuestos son tóxicos para la vida acuática.
- ➤ La cantidad de CF fue rebasada en la planta oriente durante el otoño y el invierno. Esto indicó que la eficiencia del proceso de la cloración no es óptima debido a la falta de cloro aplicado y a problemas de operación de la planta.
- ➤ La cantidad de cloraminas generadas en ambas PTAR's no rebasan lo establecido por la normatividad en ninguna época del año por lo que no representan un posible riesgo a la salud humana, pero se desconoce lo que ocurre en el suelo cuando el agua clorada es utilizada para regar.
- Los THM's rebasan la normatividad en la planta sur durante la primavera. Esto se debe al cloro en exceso y el cambio de un operador a otro.
- La temperatura influye en la permanencia de los subproductos de la cloración en el ambiente a mayor temperatura estos compuestos se remueven en menor tiempo.
- De acuerdo con las cinéticas de formación y remoción de los subproductos clorados, las cloraminas tienen un tiempo de residencia mayor en el agua que los trihalometanos.

## **RECOMENDACIONES**

- Optimizar el proceso de cloración para minimizar el gasto en cloro y contar con una cloración constante.
- Realizar un seguimiento del agua tratada desinfectada para conocer si los subproductos de la cloración son arrastrados a los campos de cultivo y que efectos pueden ocasionar en el suelo.
- Actualizar la tecnología empleada en el pretratamiento con el fin de remover la mayor cantidad de sólidos y así evitar una sobre cloración.
- Modificar el objetivo de las plantas de acuerdo al uso del agua tratada con la finalidad de evitar problemas de eutrofización en los ríos y la sobre cloración.

## **BIBLIOGRAFÍA**

- Aguilar C. I. T. 2013. Agua y crecimiento urbano: El caso de la gestión integrada en la región del Guadiana Durango, México. Ciudades y Regiones. 34 pp.
- Aguirre C. A. L. 2005. Tratamiento de agua residual doméstica con lodos activados. Universidad Autónoma Metropolitana. Iztapalapa, México D.F. Tesis de Licenciatura. 50 pp.
- Aguirre P., García J. y Mujeriego R. 2004. Desinfección con cloro y luz UV en un proceso convencional de regeneración de agua. Rev. Ingeniería del Agua. Vol. 11 75-89pp.
- Almonte G. O. A. 2013. Evaluación de plantas de tratamiento de aguas residuales domesticas en el municipio de Durango. Tesis de maestría, Instituto Politécnico Nacional CIIDIR-Durango. Durango, Dgo. México. 38-40.
- 5. Barrenechea A. y De Vargas L. 2004. Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de Filtración rápida. En: Desinfección. Organización Panamericana de la Salud y Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Lima, Perú.
- 6. Bódalo A., Gómez E. y Máximo M. F. Química en Murcia 2002. Primera Edición. Editorial F.G. Graf S.L. Murcia, España. 341 pp.
- Castro E. 2004. Principios de control microbiológico con oxidantes. <u>https://www.micof.es/bd/archivos/archivo1956.pdf</u> consulta: 17-marzo.2016.
- 8. Castro E. M. L. 1992. Uso de cloro para la desinfección de agua para consumo humano: efectos en la salud humana. Hoja de divulgación técnica CEPIS.

http://www.bvsde.paho.org/eswww/proyecto/repidisc/publica/hdt/hdt049.html consulta 17-marzo-2016

- 9. Chaidez Q. C., Soto B. M., Martínez R. C. y Medrano F. A. 2008. Actividad Bactericida del KMnO<sub>4</sub> en Agua Superficial para el Riego de Campos Agrícolas. Revista Agua Latinoamericana 1(8): 1-2 pp.
- 10. Chávez M. A. 2002. Remoción de microorganismos en dos drenes de tratamiento de agua residual domestica con fines agrícolas. <a href="http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico26/ii-026.pdf">http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico26/ii-026.pdf</a> consulta: 3-octubre-2016.
- 11. Chuc A. N. N. 2008. Reducción de la carga orgánica en el agua residual en una planta industrial mediante la aplicación de la reacción de Fenton. Universidad Veracruzana. Coatzacoalcos, Veracruz, México. Tesis de licenciatura. 84 pp.
- 12.Comas V. 2012. ¿A qué usos se destinan las aguas residuales?. <a href="http://www.interempresas.net/Quimica/Articulos/100020-A-que-usos-se-destina-la-reutilizacion-de-aguas-residuales.html">http://www.interempresas.net/Quimica/Articulos/100020-A-que-usos-se-destina-la-reutilizacion-de-aguas-residuales.html</a> consulta: 22-mayo-2015.
- 13. Comisión Nacional del Agua (CNA). 2007. Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento, <a href="mailto:ftp://ftp.conagua.gob.mx/Mapas/libros%20pdf%202007/Desinfecci%F3n%20para%20Sistemas%20de%20Agua%20Potable%20y%20Saneamiento.pdf">ftp://ftp.conagua.gob.mx/Mapas/libros%20pdf%202007/Desinfecci%F3n%20para%20Sistemas%20de%20Agua%20Potable%20y%20Saneamiento.pdf</a> consulta: 23-marzo-2016.
- 14. Comisión del Medio Ambiente. 2008. Antecedentes de la desinfección con cloro de los residuos líquidos de plantas de matanza y proceso de salmónidos y sus efectos en formación y evolución de compuestos órganoclorados, Santiago de Chile. <a href="http://www.sinia.cl/1292/articles-45598">http://www.sinia.cl/1292/articles-45598</a> recurso 3.pdf. Consulta 17-febrero-2015.
- 15.CORDIS. 2015. El agotamiento del oxígeno en los ecosistemas acuáticos. <a href="http://cordis.europa.eu/result/rcn/90958">http://cordis.europa.eu/result/rcn/90958</a> es.html consulta: 30-septiembre-2016.
- 16. Correa R. G. 2008. Evaluación y monitoreo del sistema de lagunas de estabilización del municipio de Santa Fe de Antioquia Colombia. Universidad de Antioquia Facultad de ingeniería. Medellín, Colombia. Tesis de maestría. 21-23 pp.

- 17. Corporación Financiera Internacional. 2007. Guías sobre medio ambiente, salud y seguridad para agua y saneamiento. Grupo Banco Mundial. <a href="http://www.ifc.org/wps/wcm/connect/4cbd33804885596f830cd36a6515bb18/0000199659ESes%2BFish%2BProcessing%2Brev%2Bcc.pdf?MOD=AJPERES">http://www.ifc.org/wps/wcm/connect/4cbd33804885596f830cd36a6515bb18/0000199659ESes%2BFish%2BProcessing%2Brev%2Bcc.pdf?MOD=AJPERES</a> consulta 17-marzo-2016.
- 18. Crites R. y Tchobanoglous J. 1998. Small and Decentrallized Wastewater Management Systems, In: Land Treatment System. Ed. G. Tchobanoglous, McGraw-Hill, USA: 666-668.
- 19. Crites R. y Tchobanoglous J. 2000. Sistemas de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados. Ed. Mc. Graw Hill 850-860 pp.
- 20. Cubillos A. 1996. Parámetros y características de las aguas residuales.

  CEPIS. Lima, Perú.

  <a href="http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/scan2/011643/011643-09.pdf">http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/scan2/011643/011643-09.pdf</a> Consulta

  18-Mayo-2016
- 21. De la Peña, M. E., Ducci J. y Zamora V. 2013. Tratamiento de aguas residuales en México. Banco Interamericano de Desarrollo. <a href="http://idbdocs.iadb.org/wsdocs/getdocument.aspx?docnum=37783778">http://idbdocs.iadb.org/wsdocs/getdocument.aspx?docnum=37783778</a>. Consulta 25-mayo-2015
- 22. Delgadillo Z. M. y Condori C. L. J. 2010. Planta de tratamiento de aguas residuales con macrófitas para comunidades cercanas al lago Titicaca, Cochabamba, Perú. 16-21 pp.
- 23. Domínguez G. R. 2012. Limitaciones del efecto germicida de la radiación solar, como alternativa en la desinfección del agua para consumo humano. <a href="https://es.scribd.com/doc/115705292/Limitaciones-Radiacion-Solar-Agua-Consumo-Humano">https://es.scribd.com/doc/115705292/Limitaciones-Radiacion-Solar-Agua-Consumo-Humano</a>. Consulta: 10- marzo-2016.
- 24. Escalante V., Cardoso L., Ramírez E. Maoller G., Mantilla G., Montecillos J., Servín C. y Villavicencio F. 2003. El reusó de agua residual tratada en México. <a href="http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/agua2003/reus.pdf">http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/agua2003/reus.pdf</a> Consulta 28-Agosto-2016.

- 25. García G. M. C. F. 2015 Estudio del crecimiento de plantas y evaluación de la capacidad de remoción de contaminantes en aguas residuales mediante microcosmos de humedales artificiales. Universidad Veracruzana. Tesis de Licenciatura. 77 pp.
- 26. Garrido H. S. E. 2000. Evaluación de la eficiencia de la planta de tratamiento de aguas residuales, localizada en Ixtapan de la Sal, Estado de México. Universidad Autónoma del Estado de México. <a href="http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/i-167.pdf">http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/i-167.pdf</a> Consulta: 19-Mayo-2016.
- 27. Gómez S. O. E. y Ordoñez G. E. M. 2014. Determinación de trihalometanos (THMs) en aguas tratadas de la ciudad de Pereira mediante cromatografía de gases por micro captura de electrones. Universidad Tecnológica de Pereira Facultad de Tecnología Química Industrial, Pereyra, Colombia. Tesis de licenciatura. 133 pp.
- 28. Gordillo de C. G. E. 2013. Investigación técnica y económica sobre desinfección de aguas residuales por sistemas de oxidación. E.T.S.I. de Caminos, canales y puertos. Tesis Doctoral. 99-102 pp.
- 29. Guzmán J. E., Renderos V. y Guerrero L. A. 2005. Aspectos importantes sobre manejo sanitario de aguas residuales. Ministerio de Salud Pública y Asistencia Social. El Salvador. <a href="http://usam.salud.gob.sv/archivos/pdf/aresiduales/aguas residuales.pdf">http://usam.salud.gob.sv/archivos/pdf/aresiduales/aguas residuales.pdf</a> Consulta: 15-Mayo-2016.
- 30. Hernández H. J. M. 2004. Uso de lodos residuales procedentes de la ciudad de Durango y su efecto en la productividad y concentración de metales en sorgo forrajero. Universidad Autónoma de Nuevo León. Tesis doctoral. 2-4 pp.
- 31. Hidalgo S. M. y Mejía A. E. 2010. Diagnóstico de la contaminación por aguas residuales domésticas, cuenca baja de la quebrada la macana, San Antonio de Prado. Municipio de Medellín. Tesis de maestría. Universidad de Antioquia. Medellín España. 68 pp.

- 32. Hill W. J. y Kolb D. K. 1999. Química para el nuevo milenio. 8va Edición. PRENTICE HALL. México. 709 pp.
- 33. Jiménez B. E. 2001. La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada. Limusa, Colegio de ingenieros ambientales en México, A. C.. Instituto de ingeniería de la UNAM y PEMISCA. 253 pp.
- 34. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales "NOM-001-SEMARNAT-1996". Diario de la federación. 2003.
- 35. Límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público. "NOM-00-EC OL-1997". Diario de la federación. 1998.
- 36. Limón M. J. G. 2013. Los lodos de las plantas de tratamiento de aguas residuales, ¿problema o recurso? Guadalajara, Jalisco. <a href="http://www.ai.org.mx/ai/images/sitio/201309/ingresos/jglm/doc\_ingreso\_gual-berto\_limon\_trabajo\_de\_ingreso.pdf">http://www.ai.org.mx/ai/images/sitio/201309/ingresos/jglm/doc\_ingreso\_gual-berto\_limon\_trabajo\_de\_ingreso.pdf</a> Consulta: 16- May-2016.
- 37. Manahan. S.E. 2006. Introducción a la química ambiental. Primera Edición México D.F: Editorial REVERTÉ S.A. 34pp.
- 38. Martínez G. M. A. y Zúñiga G. G. M. 2012. Los efectos de la luz ultravioleta. Revista de divulgación científica y tecnológica de la Universidad Veracruzana 3 (25) <a href="https://www.uv.mx/cienciahombre/revistae/vol25num3/articulos/neurobiologia/">https://www.uv.mx/cienciahombre/revistae/vol25num3/articulos/neurobiologia/</a> consulta: 1-mayo-2016.
- 39. Mendoza S. M. D. y Vera M. S. M. 2010 "Formación de trihalometanos y la manera más factible de su eliminación en el sistema de agua potable Universidad Técnica De Manabí Facultad de Ciencias Matemáticas Físicas y Químicas Manabí Ecuador. Tesis de licenciatura. 102 pp.
- 40. Monge A. S. y Brenes M. B., 2007. Contaminación del agua. Revista Biocenosis, 20 (1);137-139 pp.
- 41. Morato J., Pires A., Subirana A., Vidal G., Jarpa M., Plaza de los Reyes C., Belmonte M., Mariangel L., Borin M., Abud M.F., Pañuela G., O'Hogain S., Escalas A. y Barajas M. G. 2005. Manual de tecnologías sostenibles en

- tratamiento de aguas. 117 pp. <a href="http://www.unescosost.org/wp-content/uploads/2014/04/Manual-de-Tecnologias-Sostenibles-en-">http://www.unescosost.org/wp-content/uploads/2014/04/Manual-de-Tecnologias-Sostenibles-en-</a>
  Tratamiento-de-Aguas.pdf consulta 21-marzo-2016.
- 42. Nunja G. J. V., Narvasta T. I. y Luna G. G. M. 2014. Subproductos de la desinfección en el agua potable y sus riesgos en la salud humana. Universidad Nacional José Faustino Sánchez Carrión. Huacho, Perú. <a href="http://190.116.38.24:8090/xmlui/bitstream/handle/123456789/144/NUNJA-SUBPRODUCTOS%20DE%20LA%20DESINFECCION%20EN%20EL%20AGUA%20POTABLE.pdf?sequence=1">http://190.116.38.24:8090/xmlui/bitstream/handle/123456789/144/NUNJA-SUBPRODUCTOS%20DE%20LA%20DESINFECCION%20EN%20EL%20AGUA%20POTABLE.pdf?sequence=1</a> consulta: 20-Mayo-2016.
- 43. Olea M. R. C. 2013. Evaluación de la planta de tratamiento de aguas residuales del municipio de Coatepec, Veracruz. Tesis de licenciatura. Jalapa Veracruz. 83 pp.
- 44. Oller A. V. y Sanz V. J., 2012. Cáncer por contaminación química del agua de consumo humano en menores de 19 años: una revisión sistemática. Universidad Miguel Hernández, Valencia, España. Revista Panamá Salud Pública, 6 (32): 435-443.
- 45. Olmedo S. M. T. 2008. Subproductos de la desinfección del agua por el empleo de compuestos de cloro. Efectos sobre la salud. Rev. Higiene y Sanidad Ambiental. Granada España. 1 (8): 335-342 pp.
- 46. Organismo de evaluación y fiscalización ambiental-OEFA. 2014. Fiscalización Ambiental en las Aguas residuales. Lima, Perú. https://www.oefa.gob.pe/?wpfb\_dl=7827 Consulta 22- Marzo-2016.
- 47. Orta A. L. 2002. Contaminación de las aguas por plaguicidas químicos. Instituto de Investigaciones de Sanidad Vegetal La Habana, Cuba. Fitosanidad, 3 (6):55-62 pp.
- 48. Pancorbo F. J., 2009. Desinfección del agua mediante procedimientos electrofisicos cobre/plata. <a href="https://drive.google.com/file/d/0Byue8josyXkOM2VIOTY5ODctNjcyMS00Yjg">https://drive.google.com/file/d/0Byue8josyXkOM2VIOTY5ODctNjcyMS00Yjg</a> 3LTgwMjYtMzM2NjdiZWFiNWI0/view?pli=1 consultado: 12-junio-2016.

- 49. Peña P. R. E. 2010. Implementación de un sistema para la remoción de materia orgánica y nutrientes en aguas residuales municipales. Tesis de maestría. Universidad autónoma de México. 98 pp.
- 50. Pérez A. F. E. y Camacho A. K. L. Tecnologías para el tratamiento de aguas servidas. Universidad Veracruzana. Facultad de ciencias químicas. Poza Rica, Veracruz. Tesis de Licenciatura. 32-35 pp.
- 51. Pérez C. M. M. 2006. Tratamiento avanzado de aguas residuales para riego mediante oxidación con ozono: una alternativa ecológica. <a href="https://www.cosemarozono.es/pdf/noticia\_22.pdf">https://www.cosemarozono.es/pdf/noticia\_22.pdf</a> 11-mayo-2016.
- 52. Pérez C. M. M. 2013. Tratamiento con Ozono. <a href="https://www.cosemarozono.com/descargas/GRANJAS%20AVICOLAS.pdf">https://www.cosemarozono.com/descargas/GRANJAS%20AVICOLAS.pdf</a> 22-Agosto-2016.
- 53. Pérez L. J.A. y Espigares G. M. 1995. Desinfección del agua, cloración.

  Universidad de Granada.

  <a href="http://cidta.usal.es/cursos/ETAP/modulos/libros/CLORACION.pdf">http://cidta.usal.es/cursos/ETAP/modulos/libros/CLORACION.pdf</a> consulta

  1-marzo-2016.
- 54. Pérez P. C. 2012. Diseño y cálculo del tratamiento secundario mediante aireación prolongada de una EDARU, Universidad Carlos III de Madrid Escuela Politécnica Superior departamento de Ingeniería Química, Madrid, España. Tesis de licenciatura. 93 pp.
- 55. Putz P. 2010. Eliminación y formación de fosfato. <a href="http://www.interempresas.net/Quimica/Articulos/37743-Eliminacion-y-determinacion-de-fosfato.html">http://www.interempresas.net/Quimica/Articulos/37743-Eliminacion-y-determinacion-de-fosfato.html</a> consulta: 25-septiembre-2016.
- 56. Ramalho R. S. 2003. Introducción a los procesos de tratamiento de aguas residuales. Editorial Reverte, S.A. Segunda edición. Barcelona, España. 437-439 pp.
- 57. Ramírez Q. F. 2005. Desinfección del agua con cloro y cloraminas. Consejo general de la técnica industrial. <a href="http://www.tecnicaindustrial.es/tifrontal/a-1199-Desinfeccion-agua-cloro-cloraminas.aspx">http://www.tecnicaindustrial.es/tifrontal/a-1199-Desinfeccion-agua-cloro-cloraminas.aspx</a> consulta: 25-marzo-2016.
- 58. Riveros O. B. 2013. Tratamiento de aguas residuales municipales en la ciudad de México. Tesis de licenciatura. México D.F. 148 pp.

59. Rodier J. 1990. Análisis de las aguas. Aguas naturales, aguas residuales, agua de mar: química, fisicoquímica, bacteriología, biología. Ediciones Omega. Barcelona: 616 pp.

CIIDIR-IPN-Unidad Durango

- 60. Rodríguez G. D. P. 2004. Desinfección y esterilización. A la Salud Pública: 103 pp.
- 61.Rojas R. 2002. Eliminación de microorganismos por diversos procesos de tratamiento.
  CEPIS.
  13pp.
  <a href="http://www.bvsde.paho.org/bvsaar/e/fulltext/gestion/micro.pdf">http://www.bvsde.paho.org/bvsaar/e/fulltext/gestion/micro.pdf</a> consulta 5-octubre-2016.
- 62. Sardiñas P. O. y Pérez C. A. 2004. Determinación de nitrógeno amoniacal en aguas de consumo y residuales por el mentado del fenato. Revista Cubana de Higiene y Epidemiologia. 42 (2) La Habana Cuba. <a href="http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci">http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci</a> arttext&pid=S15610032004000200 002 Consulta : 22-Mayo-2016
- 63. Secretaria Comercio y Fomento Industrial, 2001. Norma Oficial Mexicana, NMX-AA-108-SCFI-2001, calidad del agua determinación de cloro libre y cloro total método de prueba.
- 64. Serra E. B. Jover E. Tremens J. M. B. Sebarrasa P. E. Mensilla R. M. Contreras C. 2010. Metodo de eliminación de trihalometanos y/o contaminantes emergentes mediante plasma. <a href="https://www.google.com/patents/WO2010084233A1?cl=es">https://www.google.com/patents/WO2010084233A1?cl=es</a> consulta 28-septiembre-2016.
- 65. Serrano F. N. A. 2008. Tratamiento de aguas residuales. Universidad Nacional Abierta y a Distancia. Bogota Colombia.
- 66. Tejero G.J. L. Cuevas D. J. Gonzales B. J.L. Ávila C. y Carrión J. J. M. 2007. Análisis del reactor de lodos activados de la planta centenario. Rev. Caos Conciencia 2(1) 63-71 pp.
- 67. Tchobanoglous G., Theisen H. y Vigil S. A. 1994. Gestión Integral de Residuos Sólidos. McGraw, N° de Edición. Madrid España: páginas
- 68. Tortora G. J., Funke B. R. y Case C. L. 2007. Introduccion a la microbiología. Medica Panamericana, 9ª ed. Buenos aires: 200 pp.

69. UNEP, WHO, HABITAT, WSSCC. 2004 Lineamientos sobre el Manejo de Aguas Residuales Municipales. UNEP/GPA Oficina de Coordinación, La Haya, Países Bajos. <a href="https://esa.un.org/iys/docs/san\_lib\_docs/lineamientos\_sobre\_el\_manejo\_spanish.pdf">https://esa.un.org/iys/docs/san\_lib\_docs/lineamientos\_sobre\_el\_manejo\_spanish.pdf</a> consulta: 22-marzo-2016.

CIIDIR-IPN-Unidad Durango

- 70. Vásquez S. N,. Rodríguez V. J. A. y Torres L. P. 2010. Comportamiento del nitrógeno en un sistema de lodos activados en la modalidad de estabilización por contacto en el tratamiento de aguas residuales domésticas. AFINIDAD. 67(548): 283 pp.
- 71. Vicencio de la Rosa M. G., López G. I. C., Arreola O. A. E. y Ortega Ch. M. A. 2014. Salinidad y sodio en suelo regado con agua tratada en el municipio de Durango. Informe Técnico de Proyecto (SIP20131133), Secretaría de Investigación y Posgrado del Instituto Politécnico Nacional. México: 19 p.
- 72. Vicencio de la Rosa M. G., Martínez Prado M. A., Ordaz Díaz L. A. Flores Vichi F. y Teutli León M. Evaluación del desempeño de los sistemas de tratamiento de aguas residuales en la cuenca San Pedro Mezquital. Informe Técnico de Proyecto (SIP: 20150300). Secretaría de Investigación y Posgrado del Instituto Politécnico Nacional. México: 66 p.
- 73. Villanueva C. M., Manolis K. y Grimaltb J. O. 2001. Cloración del agua potable y efectos sobre la salud: revisión de estudios epidemiológicos. Barcelona, España. Medicina clínica, 1(117): 27-36 pp.
- 74. Villarreal J. A. 2001. Uso de aguas residuales, una alternativa para riego agrícola en el distrito No. 052 Durango. XI CONGRESO NACIONAL DE IRRIGACIÓN Simposio 9. Contaminación, Tratamiento y Reusó del Agua: 44-47pp.
- 75. Villaseñor C. J. 1998. Eliminación biológica de fósforo en aguas residuales urbana. Universidad de castilla-La mancha. Tesis doctoral. 15-17 pp.
- 76. Winpenny J., Heinz I., y Koo-Oshima S. 2013. Reutilización del agua en la agricultura: ¿Beneficios para todos?. Informe Sobre temas Hídricos FAO. http://www.fao.org/docrep/017/i1629s/i1629s.pdf consulta: 24-marzo-2016.

#### **AGRADECIMIENTOS**

- Al CIIDIR-IPN por la oportunidad de realizar la Maestría en Ciencias en Gestión Ambiental.
- > A CONACYT por el apoyo económico
- ➤ A mis directores de tesis la M. en C. María Guadalupe Vicencio de la Rosa y la Dra. Araceli Loredo Treviño por el tiempo y el conocimiento aportado a la realización del proyecto de tesis.
- A mis asesores y revisores la Dra. María Elena Pérez López, al Dr. Ignacio Villanueva Fierro y la Dra. Adriana Martínez Prado por refinar mi documento.
- Al Ing. José Luis encargado de la PTAR sur y al Ing. Esteban encargado de la PTAR oriente por facilitarme el material para trabajar y el exceso a sus registros
- > A Karla Yatziri Valles Arriaga por el apoyo durante el trabajo en el laboratorio.