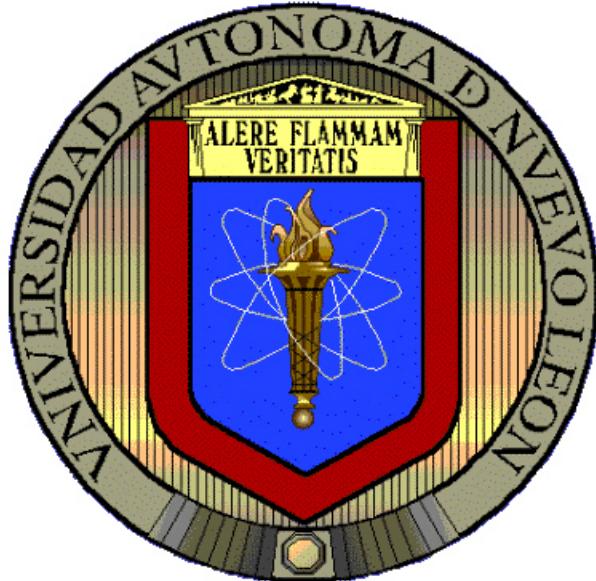


**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE AGRONOMÍA**



TESIS

**CONSTRUCCIÓN Y EVALUACIÓN DE UN SISTEMA HÍBRIDO DE
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES**

PRESENTA

MILTON TORRES CERÓN

**PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS EN PRODUCCIÓN AGRÍCOLA**

DICIEMBRE, 2015

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE AGRONOMÍA
SUBDIRECCIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO**



TESIS

**CONSTRUCCIÓN Y EVALUACIÓN DE UN SISTEMA HÍBRIDO DE
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES**

PRESENTA

BIOL. MILTON TORRES CERÓN

**PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS EN PRODUCCIÓN AGRÍCOLA**

DICIEMBRE, 2015

ESTA TESIS FUE REVISADA Y APROBADA POR EL
COMITÉ PARTICULAR COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRO EN CIENCIAS EN PRODUCCIÓN AGRÍCOLA

COMITÉ PARTICULAR

Ph.D. Juan Antonio Vidales Contreras

Director de Tesis

Dr. Humberto Rodríguez Fuentes

Co-Director

Dr. Alejandro Isabel Luna Maldonado

Co-Asesor

Dr. Ernesto Javier Sánchez Alejo

Co-Asesor

Dra. Donaji Josefina González Mille

Asesor Externo

Dr. Ernesto Javier Sánchez Alejo

Subdirector de Estudios de Posgrado

Dejad que el más absorto de los hombres se precipite en el más profundo de sus sueños; levantadlo y poned sus pies en movimiento. Infaliblemente os conducirá al agua, si la hay en la región [...]

[...] Id a visitar las praderas en junio, cuando durante millas y millas, os tenéis que abrir paso a través de los lirios. ¿Qué encanto falta? No hay ni una gota de agua. Si el Niágara no fuese más que unas cataratas de arena, ¿Viajaríais mil millas para verlas? ¿Por qué el pobre poeta de Tennessee, al recibir de repente dos puñados de plata, duda entre comprarse una chaqueta, que necesita lastimosamente, o invertir el dinero en un viaje a pie hasta la playa de Rockaway? ¿Por qué cualquier muchacho robusto y sano, dotado de un alma robusta y sana, se vuelve loco, en una época u otra, por irse al mar? ¿Por qué en vuestro primer viaje como pasajeros sentisteis la vibración mística al anunciaros por vez primera que vosotros y vuestro barco habíais perdido de vista la tierra? ¿Por qué los antiguos poetas consideraban sagrado el mar? ¿Por qué los griegos lo consideraban deidad y lo hicieron hermano de Júpiter? Seguro todo esto no carece de significado. Y todavía es más profundo el significado de la historia de Narciso que, al no poder asir la torturante y suave imagen que veía en la fuente, se precipitó en ella y se ahogó. Y, sin embargo, esa misma imagen es la que nosotros vemos en todos los ríos y océanos. Es la imagen inasequible del fantasma de la vida, y esto es la clave de todo.

HERMAN MELVILLE

Moby Dick

DEDICATORIA

Al Único Dios. Al Dios de Abraham, de Isaac y de Jacob. Al Dios de Israel. Tu me has dado vida y con tu mano de poder me has sostenido y traído hasta este momento. Te dedico este trabajo y este grado, Adonai, pues me diste la sabiduría y el entendimiento para culminarlo con éxito.

ברוך אתה יהוה אלֹהינוּ מֶלֶךְ הָעוֹלָם שְׁהַפְּתִיחֵנוּ וּקְיַמֵּנוּ וְהַגִּיעֵנוּ
לַזָּמֵן כָּזָה

A mis padres, quienes siempre me han apoyado de forma incondicional en cada decisión personal, profesional y académica que he tomado. Por todo el amor que me han dado y por ser quienes son les dedico este trabajo.

A todos mis amigos, que el Eterno me ha dado.

Esas personas que me han apoyado y acompañado en este caminar tanto de la obtención del grado como en mi vida personal.

Gracias por su amistad.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar agradezco al Eterno, bendito sea, que me sostuvo con su diestra de poder y misericordia hasta este momento. Porque ahora entiendo que no importan las inquisiciones que hayan venido en el pasado, los problemas en el presente o las tribulaciones que pudieran venir en el futuro. Ya que tú me cuidas y estás conmigo, porque yo sé que mi Redentor vive. Por ello es que puedo decir “Bendito seas tú, H, Dios nuestro, Rey del Universo” porque me has dado vida, me has sostenido y me has traído hasta este momento.

A mis padres, **Everardo Torres Rodríguez** y **María Susana Cerón Díaz**, por su apoyo, comprensión y compañía, durante mis estudios de maestría y durante todas las dificultades, logros, alegrías y demás momentos que implicó esta etapa. Muchas gracias por estar siempre para mí.

Agradezco al **Dr. Juan Antonio Vidales Contreras**, por aceptarme como su alumno de posgrado. Gracias por apoyarme en todo lo posible para la realización de este proyecto y la obtención del grado de Maestro en Ciencias. Sin usted nada de esto hubiera sido posible. Gracias por su apoyo y su amistad.

También deseo expresar mi agradecimiento a mi codirector de tesis. El **Dr. Humberto Rodríguez Fuentes**. El agrónomo más biológico que he conocido. Disfruté mucho el poder convivir con usted en clases y fuera de ellas. En verdad aprecio mucho

todo el tiempo que me dedicó y los consejos que me dio. Gracias por su amistad y por formar parte de mi comité.

Al **Dr. Alejandro Isabel Luna Maldonado**, por su interés, apoyo y sugerencias dadas para la realización de este proyecto. Muchas gracias por creer en mí y en el presente proyecto. Fue un placer el convivir con usted y tenerlo como parte de mi comité de tesis.

Dr. Ernesto Javier Sánchez Alejo, muchas gracias por su amistad y apoyo, no solo como parte de mi comité de tesis, sino como amigo y como subdirector de posgrado. Usted verdaderamente hizo más disfrutable mi estancia en la Facultad. Gracias por su apoyo en las clases, los congresos y en general, por todo.

Dra. Donaji Josefina González Mille, muchas gracias por aceptar ser mi asesora externa. En verdad disfruté las estancias en su laboratorio y de verdad agradezco por las facilidades prestadas y la asesoría brindada. Aunque he terminado esta etapa, espero seguir en contacto con ustedes y en algún futuro poder trabajar en conjunto.

Agradezco a la administración del **Dr. Francisco Zavala García** por los apoyos otorgados para las estancias, congresos y demás facilidades que apoyaron en la realización de este proyecto.

Biól. Brenda Yazmín Ganoa Zamora. Tú tienes una mención muy especial por la realización de dibujos a mano que se incluyen en los anexos de esta tesis. Muchas gracias porque siempre me has apoyado en cada idea por más loca que he tenido. Muchas gracias por tu amistad y compañerismo. Espero que Dios te bendiga con

muchos éxitos, paz y alegría. Y espero que cudes bien tu mano para que puedas hacer los dibujos de mi tesis doctoral. Gracias por todo.

A mi amiga **Biól. Arely Irasema Ruiz García**. ¡Nunca creí que terminaríamos conviviendo tanto después de la licenciatura! Ha sido un verdadero placer el poder contar con tu amistad a lo largo de estos más de nueve años de conocernos. ¡Y que vengan más años de buena amistad y compañerismo! Gracias por todo tu apoyo laboral y personal durante estos dos años. Dios te bendiga a ti y a tu familia.

Al **Ing. Fernando Cabrieles Luna** por su amistad y apoyo en enseñarme y ayudarme a realizar algunos de los análisis de parámetros de calidad de agua. Usted hizo que mis visitas al Campus Marín fueran muy agradables y llevaderas. Muchas gracias por todo “inge”.

Al **Dr. Edgar Vladimir Gutiérrez Castorena**, pues sin conocerme, estuvo dispuesto a ayudarme en lo que necesitaba. Es una gran persona y amigo.

Agradezco al futuro ingeniero **Eliud Piña Sandoval** por enseñarme a utilizar el espectrofotómetro de absorción atómica, y por estar ahí para responder mis dudas. Eres una persona muy accesible, amable e inteligente. Por tu amistad y apoyo te agradezco infinitamente.

Agradezco al **Laboratorio de Ciencias Naturales** por las facilidades prestadas para la identificación de los microorganismos eucariotas en este proyecto. Asimismo, agradezco al **M.C. Gerardo Guajardo Martínez** por su valiosa ayuda con algunas dudas que me surgieron al momento de la identificación de protozoarios.

No puedo dejar de mencionar al **Dr. José de Jesús Mejía Saavedra**, por aceptar ser mi profesor en la materia de Ecotoxicología. Usted me enseñó muchas cosas, no sólo de la materia, sino a tener un criterio más amplio en las ciencias ambientales. Espero que podamos seguir en contacto. También agradezco al **Dr. Cesar Ilizaliturri Hernández**, por su amistad y apoyo durante mis estancias en San Luis Potosí. Espero podamos seguir en contacto.

M.C. Cecilia Galicia Campos, por tu apoyo en mi primera estancia en San Luis Potosí. Por tu amistad y por todas las risas y troleos que hemos pasado juntos. Muchas gracias por todo, mi hermana, te quiero mucho y te deseo lo mejor en esta etapa que empezarás en tu vida. Que el Dios siempre llene de bendiciones.

Dra. Patricia Tamez Guerra, de la Facultad de Ciencias Biológicas, también a usted le agradezco por facilitarme el poder llevar la materia de Ecología de los Microorganismos como parte de mi formación en el posgrado. Pero más allá de eso, por la amistad que me ha brindado usted y todo su equipo de trabajo a lo largo de estos años. Realmente muchas gracias.

También quiero agradecer a la compañía que me ofreció mi primer trabajo, **GeoServicios de Consultoría Ambiental SC** y, en especial, al **M.C. Aldebarán Contreras Rivera**, por seguir creyendo y confiando en mí. Espero que en un futuro podamos seguir trabajando y colaborando juntos. No puedo dejar de mencionar también al **Dr. Emanuel Rincón Saucedo** y la **Dra. Pilar Huante Pérez**. Gracias por seguir creyendo en mí y brindarme su confianza y apoyo. Igualmente, a mis excompañeros de trabajo, **M.C. Alejandro Alcalá Rojas, Ing. Luis Rechy Palmeros, M.C. Elisa Margarita Gómez Páez, Ing. Marilyn Rodríguez Castillo, M.C. Ivan E.**

Ramos Cabello y todo el personal del área de Medio Ambiente de Ternium. Su amistad ha sido una gran alegría para mi vida. Les deseo lo mejor en el futuro, tanto a nivel personal como laboral. Que sus éxitos sigan en futuro, y las no conformidades siempre vayan en bajada.

El **Dr. Antonio Leija Tristán**, mi primer director de tesis. Gracias por continuar con su amistad durante todo este tiempo. Por estar siempre dispuesto a aconsejarme y a prestarme algún espacio para trabajar. Es usted un gran amigo y una magnífica persona y científico. Espero que su vida esté llena de éxitos y bendiciones.

Mis amigos del Departamento de Botánica de la Facultad de Ciencias Biológicas, que siempre estuvieron ahí cuando necesité algún consejo o ayuda referente a botánica. Además de permitirme participar en las Jornadas Botánicas. Siempre les tendrá mucho aprecio: **Dr. Rahim Foroughbackh Purnavab**, **Dr. Marco Alvarado Vázquez**, **Dra. Alejandra Rodríguez Rocha** y **M.C. Consuelo González de la Rosa**. Gracias por su amistad y apoyo y, como dijo el **Dr. Rahim**, por “considerarme parte de la familia aunque ya no esté en la Fac. de Biología”.

A mis eternos amigos, **Ing. Omar Abelardo Barbosa Quiroz** y su esposa **Profra. Perla Judith Pecina Santana**. Me alegra mucho el poder seguir siendo parte de su vida y que la amistad pueda perdurar a pesar del tiempo y la distancia. Que el Eterno les continúe llenando su vida de bendición y amor.

A mi gran amiga, **Biól. Flor Esthela Moreno Guel**. Aunque en esta ocasión no tuviste mucha relación con mi tesis sabes que siempre agradeceré tu apoyo y amistad. Agradezco el hecho de que siempre me escuches y que a pesar de las distancias que

la vida ha puesto entre nosotros, nuestra amistad pueda prevalecer. Te quiero mucho, y además, mi celoma ya está regenerado☺. ¡Gracias!

A mi compañera de laboratorio y amiga, **Ing. Carina I. Almaguer Alonso**, porque hiciste mi estancia en el laboratorio y en la facultad más amena y agradable. Y por esos ratos de diversión troleando gente. Espero que culmines con éxito tu tesis y tengas un futuro brillante.

A todas las personas que pude conocer en estos dos años, durante el período de mi maestría, que me brindaron su amistad y pude pasar momentos muy agradables con ustedes: **Dr. Rigoberto, Dr. Elías, Dr. Omar, Dr. Victor, Dr. Emilio, Dr. Hugo Bernal** así como todo el personal administrativo de la Facultad de Agronomía; mis amigas colombianas **M.C. Nury, M.C. Diana**, futura **M.C. Jesica Acevedo**; la futura **M.C. Romy** del CIACyT (que bárbara ¡eres bien troll!). **Ing. Janet Guardiola, M.C. Alejandro Ibarra**. A toda esa maravillosa gente que he conocido en los congresos donde tuve la bendición de asistir. Por mencionar a algunos, **Íngrid Pérez** (una simpática *bat anussim* sefaradí de la FCQ, síguele echando ganas que H" te acompaña), **Darithsa, Esnaira, Enrique, Pedro** ¡Y muchos más! A la amistad de mis compañeros de generación **Biólogos 2006-2010** ¡Que la amistad perdure por siempre! En fin. Son tantas las personas que de alguna manera contribuyeron a que estos dos años fueran realmente inolvidables, que enlistarlas a cada una tomaría mucho tiempo (y hojas). Pero a todos los que han formado y forman parte de mi vida. Muchas gracias. Que el Eterno los bendiga y los cuide, que haga resplandecer su rostro sobre ustedes, que muestre a ustedes su misericordia y les de paz. Gracias por todo y B"H por la vida de cada uno de ustedes.

Atte. Milton Torres Cerón.

ÍNDICE DE CONTENIDO

Dedicatoria	I
Agradecimientos	II
Índice de Contenido.....	VIII
Índice de Cuadros	XII
Índice de Figuras.....	XVIII
Listado de Abreviaturas.....	XXIII
Resumen Autobiográfico	XXV
Listado de Publicaciones Originadas de la Tesis	XXVIII
Participación en Congresos Nacionales e Internacionales Durante el Curso de los Estudios de Posgrado	XXIX
Reconocimientos Derivados del Trabajo de Investigación	XXXII
Resumen	XXXIII
Abstract	XXXV
1. Introducción	1
1.1. Hipótesis.....	3
1.2. Objetivos.....	3
1.2.1. Objetivo general.....	3
1.2.2. Objetivos específicos	4
2. Revisión de Literatura	5
2.1. Problemas e Implicaciones de la Contaminación Acuática.....	6
2.1.1. Aspectos legales de la contaminación acuática.....	8
2.2. Características de las Aguas Residuales	10
2.2.1. Parámetros físico-químicos	10
2.2.1.1. Turbidez	11
2.2.1.2. pH.....	12
2.2.1.3. Conductividad eléctrica	13
2.2.2. Constituyentes inorgánicos.....	14
2.2.2.1. Nitrógeno.....	14
2.2.2.2. Fósforo	16
2.2.2.3. Magnesio.....	18

2.2.2.4. Calcio	18
2.2.2.5. Sodio	19
2.2.2.6. Carbonatos y bicarbonatos	19
2.2.2.7. Cloruros.....	20
2.2.2.8. Sulfatos	20
2.2.2.9. Salinidad y dureza.....	21
2.2.2.10. Metales pesados	23
2.2.2.11. Sólidos suspendidos totales	26
2.2.3. Constituyentes orgánicos e indicadores de contaminación por materia orgánica	28
2.2.3.1. Grasas y aceites.....	28
2.2.3.2. Demanda química de oxígeno	31
2.2.4. Indicadores microbiológicos de calidad del agua.....	33
2.2.4.1. Coliformes totales y coliformes fecales	33
2.2.4.2. Colifagos nativos	33
2.3.4.3. Comunidades microbianas eucariotas como indicadores de calidad del agua.....	38
2.3. Tecnologías de Tratamiento de Aguas Residuales	39
2.3.1. Reactores anaeróbicos de bafles	39
2.3.1.1. Estudios de caso del uso de RAB en tratamiento de aguas residuales	
40	
2.3.2. Ecorremediación en el tratamiento de aguas residuales	41
2.3.2.1. Fitorremediación aplicada a tratamiento de aguas residuales.	43
2.3.3. Sistemas híbridos para tratamiento de aguas residuales	45
2.4. Uso de Bioensayos Toxicológicos de Aguas Residuales	45
2.4.1. Uso de plantas en ensayos toxicológicos	47
3. Materiales y Métodos	49
3.1. Arquitectura del Sistema Híbrido para Tratamiento de Aguas Residuales	49
3.2. Colecta de Muestras de Agua	53
3.3. Análisis de Parámetros Físico-Químicos y Constituyentes Inorgánicos	54
3.3.1. Cuantificación de turbidez.....	54
3.3.2. Medición de pH.....	54
3.3.3. Medición de conductividad eléctrica	54

3.3.4. Cuantificación de N total	55
3.3.5. Cuantificación de P total	55
3.3.6. Cuantificación de Ca y Mg	56
3.3.7. Cuantificación de Na.....	57
3.3.8. Cuantificación de carbonatos y bicarbonatos	57
3.3.9. Cuantificación de cloruros.....	58
3.3.10. Cuantificación de sulfatos	58
3.3.11. Parámetros de salinidad y dureza	59
3.3.12. Metales pesados.....	60
3.3.13. Sólidos suspendidos totales (SST)	61
3.4. Cuantificación de Constituyentes Orgánicos e Indicadores de Contaminación por Materia Orgánica.....	62
3.4.1. Grasas y aceites recuperables	62
3.4.2. Demanda química de oxígeno	63
3.5. Cuantificación de Indicadores Microbiológicos de Calidad del Agua.....	64
3.5.1. Cuantificación de coliformes totales y fecales	64
3.5.2. Cuantificación de colifagos nativos	65
3.5.2.1. Cultivo de <i>E. coli</i>	65
3.5.2.2. Cuantificación de colifagos nativos	65
3.6. Análisis de la comunidad microbiológica eucariota	66
3.7. Análisis Estadístico de Parámetros de Calidad del Agua	68
3.8. Bioensayos Toxicológicos	69
3.8.1. Bioensayos de toxicidad del efluente en plantas	69
3.8.1.1. Estandarización de controles positivo y negativo	70
3.8.1.2. Procedimiento de la prueba	72
4. Resultados Y Discusión	73
4.1. Análisis de Calidad de Agua.....	73
4.1.1. Caracterización del influente	73
4.1.2. Resultados de calidad del agua de los efluentes	74
4.1.2.1. Parámetros físico-químicos y constituyentes inorgánicos	74
4.1.2.2. Constituyentes orgánicos	118
4.1.2.3. Indicadores microbiológicos de calidad del agua.....	123
4.2. Análisis de Correlación Entre Parámetros de Calidad del Agua.....	129

4.3. Análisis de la Comunidad Microbiológica Eucariota	133
4.3.1. Índices de diversidad de la microbiota eucariota encontrada en el sistema de tratamiento de agua residual.....	135
4.4. Evaluación Toxicológica del Efluente e Influentes	137
4.4.1. Bioensayos de Toxicidad en Plantas	137
4.4.1.1. Estandarización del tóxico de referencia.....	137
4.4.1.2. Análisis fitotoxicológico del efluente e influentes.....	140
4.5. Consideraciones y Perspectivas.....	145
5. Conclusiones	147
6. Recomendaciones	149
7. Bibliografía.....	150
8. Anexos	163
8.1. ANEXO I. Estadísticos Descriptivos de los Parámetros de Calidad del Agua .	163
8.1.1. Estadísticos descriptivos de los parámetros físicoquímicos y constituyentes inorgánicos.....	163
8.1.2. Estadísticos descriptivos de parámetros de salinidad	170
8.1.3. Estadísticos descriptivos de los constituyentes orgánicos.....	172
8.1.4. Estadísticos descriptivos de los indicadores microbiológicos de calidad de agua	173
8.2. ANEXO II. Descripción de Microorganismos Eucariotes Encontrados en el Sistema Híbrido de Tratamiento de Agua Residual.....	174
8.2.1. Reino Chromista	174
8.2.1.1. División Chrysophyta Pascher	174
8.2.1.2. División Cryptophyta Cavalier-Smith, 1986	178
8.2.1.3. División Ochrophyta Cavalier-Smith, 1995	180
8.2.2. Reino Protozoa	184
8.2.2.1. Phylum Amebozoa Lühe, 1913	184
8.2.2.2. Phylum Euglenozoa Cavalier-Smith, 1981, emend. Simpson, 1997187	
8.2.2.3. Phylum Loukozoa Cavalier-Smith 2002.....	191
8.2.2.4. Phylum Ciliophora Doflein, 1901	193
8.2.3. Reino Plantae	203
8.2.3.1. División Chlorophyta Pascher, 1914	203
8.3. ANEXO III. Publicaciones Originadas de la Tesis	212

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Concentraciones máximas permisibles de N total en promedio diario para descargas de acuerdo al criterio de la NOM-001-ECOL-1996	15
Cuadro 2. Concentraciones máximas permisibles de P total en promedio diario para descargas de acuerdo al criterio de la NOM-001-ECOL-1996	17
Cuadro 3. Concentraciones máximas permisibles de metales pesados en promedio diario para descargas de acuerdo al criterio de la NOM-001-ECOL-1996....	24
Cuadro 4. Concentraciones máximas permisibles de SST en promedio diario para descargas de acuerdo al criterio de la NOM-001-ECOL-1996	27
Cuadro 5. Concentraciones máximas permisibles de grasas y aceites en promedio diario para descargas de acuerdo al criterio de la NOM-001-ECOL-1996	29
Cuadro 6. Lista de muestreos de agua realizados.	53
Cuadro 7. Clasificación del agua con base en su dureza (Canovas-Cuenca, 1990)...	60
Cuadro 8. Longitudes de onda para lectura de metales pesados en las muestras de agua residual.	61
Cuadro 9. Datos técnicos de las semillas utilizadas en el bioensayo.	69
Cuadro 10. Características del influente de agua residual. (n = 8).....	73
Cuadro 11. Análisis de varianza de la turbidez en el sistema híbrido de tratamiento..	74
Cuadro 12. Significancias de los análisis de varianza de la turbidez, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.	75
Cuadro 13. Análisis de varianza del pH en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.	76
Cuadro 14. Significancias de los análisis de varianza del pH, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.	76
Cuadro 15. Análisis de varianza de la CE de los efluentes del sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.....	79

Cuadro 16. Significancias de los análisis de varianza de la CE, realizados entre los post-tratamientos de los RAB	79
Cuadro 17. Análisis de varianza de las concentraciones de N en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.....	81
Cuadro 18. Significancias de los análisis de varianza de N total, realizados entre los post-tratamientos de los RAB	81
Cuadro 19. Análisis de varianza de las concentraciones de P en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.....	83
Cuadro 20. Significancias de los análisis de varianza de P, realizados entre los post-tratamientos de los RAB	83
Cuadro 21. Análisis de varianza de las concentraciones de Mg en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.....	85
Cuadro 22. Significancias de los análisis de varianza de Mg, realizados entre los post-tratamientos de los RAB	86
Cuadro 23. Análisis de varianza de las concentraciones de Ca en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.....	87
Cuadro 24. Significancias de los análisis de varianza de Ca, realizados entre los post-tratamientos de los RAB	87
Cuadro 25. Análisis de varianza de las concentraciones de Na en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.....	89
Cuadro 26. Significancias de los análisis de varianza de Na, realizados entre los post-tratamientos de los RAB	89
Cuadro 27. Análisis de varianza de las concentraciones de HCO_3^- en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.....	93
Cuadro 28. Significancias de los análisis de varianza de HCO_3^- , realizados entre los post-tratamientos de los RAB	93
Cuadro 29. Análisis de varianza de las concentraciones de Cl^- en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.....	95
Cuadro 30. Significancias de los análisis de varianza de Cl^- , realizados entre los post-tratamientos de los RAB	96

Cuadro 31. Análisis de varianza de la salinidad efectiva en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.....	98
Cuadro 32. Significancias de los análisis de varianza de salinidad efectiva, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.	98
Cuadro 33. Análisis de varianza de la salinidad potencial en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.....	98
Cuadro 34. Significancias de los análisis de varianza de salinidad potencial, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.	98
Cuadro 35. Análisis de varianza del CSR en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.	102
Cuadro 36. Significancias de los análisis de varianza de CSR, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.	102
Cuadro 37. Análisis de varianza de la dureza del agua en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.....	106
Cuadro 38. Significancias de los análisis de varianza de la dureza del agua, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.	106
Cuadro 39. Análisis de varianza de las concentraciones de Cu en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.....	109
Cuadro 40. Significancias de los análisis de varianza de la concentración de Cu, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.	109
Cuadro 41. Análisis de varianza de las concentraciones de Fe en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.....	111
Cuadro 42. Significancias de los análisis de varianza de la concentración de Fe, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.	111
Cuadro 43. Análisis de varianza de las concentraciones de Zn en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.....	113
Cuadro 44. Significancias de los análisis de varianza de la concentración de Zn, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.	113
Cuadro 45. Análisis de varianza de las concentraciones de SST en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.....	116

Cuadro 46. Significancias de los análisis de varianza de la concentración de SST, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.....	116
Cuadro 47. Análisis de varianza de las concentraciones de grasas y aceites en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.....	118
Cuadro 48. Significancias de los análisis de varianza de la concentración de grasas y aceites, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.....	118
Cuadro 49. Análisis de varianza de las concentraciones de DQO en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.....	121
Cuadro 50. Significancias de los análisis de varianza de la concentración de la DQO, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.....	121
Cuadro 51. Análisis de varianza de las concentraciones de coliformes totales en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.....	124
Cuadro 52. Significancias de los análisis de varianza de la concentración de las concentraciones de coliformes totales, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.....	124
Cuadro 53. Análisis de varianza de las concentraciones de colifagos nativos en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.....	127
Cuadro 54. Significancias de los análisis de varianza de la concentración de las concentraciones de colifagos nativos, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.....	127
Cuadro 55. Coeficientes de correlación de Pearson (parte 1). Correlación entre los parámetros físico-químicos y parámetros de salinidad y dureza con los indicadores de calidad del agua.....	130
Cuadro 56. Coeficientes de correlación de Pearson (parte 2). Correlación entre los constituyentes inorgánicos y orgánicos e indicadores microbiológicos de calidad del agua.....	132
Cuadro 57. Listado de especies de microbiota eucariota presente en el sistema híbrido de tratamiento.....	134
Cuadro 58. Índices de importancia ecológica para la comunidad microbiana eucariota en el sistema híbrido.....	135
Cuadro 59. Fitotoxicidad aguda del K ₂ Cr ₂ O ₇ (CE _{50-96h}) para cada una de las especies vegetales utilizadas, con sus límites superior (LS) e inferior (LI) y el coeficiente de variación (CV)	137

Cuadro 60. Análisis de varianza de los bioensayos fitotoxicológicos con agua residual.....	140
Cuadro 61. Estadísticos descriptivos de la turbidez.....	163
Cuadro 62. Estadísticos descriptivos del pH.....	163
Cuadro 63. Estadísticos descriptivos de la conductividad eléctrica (μS).....	164
Cuadro 64. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción del nitrógeno (mg L^{-1}).	164
Cuadro 65. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción del fósforo (mg L^{-1}).	165
Cuadro 66. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción del magnesio (mg L^{-1}).	165
Cuadro 67. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción del calcio (mg L^{-1}). 166	
Cuadro 68. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción del sodio (mg L^{-1}). 166	
Cuadro 69. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción de bicarbonatos (mg L^{-1}). 167	
Cuadro 70. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción de cloruros (mg L^{-1}).	167
Cuadro 71. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción de cobre (mg L^{-1}). 168	
Cuadro 72. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción de hierro (mg L^{-1}). 168	
Cuadro 73. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción de zinc (mg L^{-1})... 169	
Cuadro 74. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción de SST (mg L^{-1})... 169	
Cuadro 75. Estadísticos descriptivos de salinidad efectiva (meq L^{-1})..... 170	
Cuadro 76. Estadísticos descriptivos de salinidad potencial (meq L^{-1})..... 170	
Cuadro 77. Estadísticos descriptivos de CSR (meq L^{-1})..... 171	
Cuadro 78. Estadísticos descriptivos dureza del agua ($^{\circ}\text{fH}$)..... 171	
Cuadro 79. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción de gracias y aceites recuperables (mg L^{-1}). 172	

Cuadro 80. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción de DQO (mg L ⁻¹).	172
Cuadro 81. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción de coliformes totales (Log_{10} UFC 100mL ⁻¹).	173
Cuadro 82. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción de colifagos nativos (Log_{10} UFP 100mL ⁻¹).	173

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama esquemático de los reactores anaeróbios de bafles utilizados, (A) influente; (B) efluente.....	49
Figura 2. Sitios de colecta de lodo y plantas acuáticas para el sistema híbrido del presente trabajo. Se observa el sistema de lagunas de oxidación para tratamiento de aguas residuales domésticas provenientes de la zona urbana de Marín, N.L. y algunas zonas de cultivo de plantas forrajeras.....	50
Figura 3. A) esquema del sistema de tratamiento de aguas residuales. Se muestran los tratamientos utilizados dentro del sistema. Agua residual sin tratar (1), RAB con neumático automotriz triturado (2) y las descargas de sus reactores aerobios (4, 6 y 8). RAB sin sustrato de fijación de biopelículas (3) y las descargas de sus reactores aerobios (5, 7 y 9). B) fotografía del sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.....	52
Figura 4. Sitios de muestreo en los RAB para análisis de comunidades eucariotas. Sitios identificados con el número 2 identifican al RAB con NAT.	67
Figura 5. Concentraciones promedio de turbidez en el sistema de estudio.	75
Figura 6. Valores promedio de pH en los tratamientos del sistema de estudio. Los grupos con diferencias significativa ($p < 0.5$) son rotulados con diferente letra.....	77
Figura 7. Valores promedio de la CE de los efluentes del sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.....	79
Figura 8. Concentraciones promedio de N total (mg L^{-1}) en los efluentes del sistema y su comparación con los límites máximos permisibles por la NOM-001-ECOL-1996; (A) límite para descarga en ríos para protección de biota acuática y en embalses para uso público urbano (B) límite para descargas en ríos cuya agua es usada en riego agrícola y uso público urbano. Y en embalses naturales y artificiales para riego agrícola. Los grupos con diferencia significativa ($p < 0.05$) están rotulados con la misma letra.	82
Figura 9. Concentraciones promedio de P en los efluentes del sistema. Los grupos con diferencia significativa ($p < 0.05$) están rotulados con la misma letra.	84

Figura 10. Concentraciones promedio de Mg en el influente y los efluentes del sistema.	86
Figura 11. Concentraciones promedio de Ca en el influente y los efluentes del sistema. Los grupos con diferencia significativa ($p < 0.05$) están rotulados con la misma letra.....	88
Figura 12. Concentraciones promedio de Na en el influente y los efluentes del sistema.	90
Figura 13. Concentración de carbonatos en los post-tratamientos del RAB con NAT.	92
Figura 14. Concentración de carbonatos en los post-tratamientos del RAB sin NAT..	92
Figura 15. Concentraciones promedio de HCO_3^- en el influente y los efluentes del sistema. Los grupos con diferencia significativa ($p < 0.05$) están rotulados con la misma letra.	94
Figura 16. Concentraciones promedio de Cl^- en el influente y los efluentes del sistema.	96
Figura 17. Salinidad efectiva promedio en los tratamientos del sistema. A) Salinidad efectiva recomendable para riego agrícola.	99
Figura 18. Salinidad potencial promedio en los tratamientos del sistema. A) Salinidad potencial recomendable para riego agrícola.	100
Figura 19. CSR promedio de las muestras de agua del sistema. A) Límite de CSR para que el agua sea considerada como segura para riego.	102
Figura 20. Clasificación de las aguas en el sistema híbrido de tratamiento de acuerdo a las Normas de Riverside (Allison et al., 1954).	104
Figura 21. Diagrama de Wilcox para la clasificación de aguas del sistema híbrido de tratamiento de agua residual.	105
Figura 22. Dureza promedio de las muestras de agua del sistema. A) Agua dura; B) agua muy dura.....	106
Figura 23. Concentraciones finales de Cd en el efluente del RAB inoculado con NAT y en las descargas finales del sistema.	108
Figura 24. Concentraciones finales de Cd en el efluente del RAB sin NAT y en las descargas finales del sistema.....	108

Figura 25. Concentraciones promedio de Cu en el influente y los efluentes del sistema.	110
Figura 26. Concentraciones promedio de Fe en el influente y los efluentes del sistema. Los grupos con diferencia significativa ($p < 0.05$) están rotulados con la misma letra.....	112
Figura 27. Concentraciones promedio de Zn en el influente y los efluentes del sistema.	114
Figura 28. Concentraciones promedio de SST en el sistema. A) Límite máximo permisible para descargas en ríos para protección a la biota y en embalses para uso público urbano de acuerdo a la NOM-001-ECOL-1996.	117
Figura 29. Concentraciones promedio de grasas y aceites en el influente y los efluentes del sistema.....	119
Figura 30. Concentraciones promedio de DQO en el influente y los efluentes del sistema. Los grupos con diferencia significativa ($p < 0.05$) están rotulados con la misma letra.....	122
Figura 31. Concentraciones promedio de coliformes totales en el influente y los efluentes del sistema. Los grupos con diferencia significativa ($p < 0.05$) están rotulados con la misma letra.....	125
Figura 32. Concentraciones promedio de colifagos nativos en el influente y los efluentes del sistema. Los grupos con diferencia significativa ($p < 0.05$) están rotulados con la misma letra.....	127
Figura 33. Carta control para el tóxico de referencia en <i>L. sativa</i>	138
Figura 34. Carta control para el tóxico de referencia en <i>C. sativus</i>	138
Figura 35. Carta control para el tóxico de referencia en <i>P. sativum</i>	139
Figura 36. Análisis de Tukey ($p < 0.05$) para el ensayo con <i>L. sativa</i> . Los grupos sin diferencia significativa son rotulados con la misma letra. Sobre el eje Y, %F es el porcentaje de fitotoxicidad en fracción.	141
Figura 37. Análisis de Tukey ($p < 0.05$) para el ensayo con <i>C. sativus</i> . Los grupos sin diferencia significativa son rotulados con la misma letra. Sobre el eje Y, %F es el porcentaje de fitotoxicidad en fracción.	142
Figura 38. Análisis de Tukey ($p < 0.05$) para el ensayo con <i>P. sativum</i> . Los grupos sin diferencia significativa son rotulados con la misma letra. Sobre el eje Y, %F es el porcentaje de fitotoxicidad en fracción.	143

Figura 39. Imagen de <i>Chromulina</i> sp. encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr et al. (2014).....	175
Figura 40. Imagen de <i>Ochromonas</i> sp. encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales.....	177
Figura 41. Imagen de <i>Spumella</i> sp. encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr et al. (2014).....	178
Figura 42. Imagen de <i>Chilomonas</i> sp. encontrada en el sistema híbrido del tratamiento de aguas residuales.....	180
Figura 43. Fotografías de organismos del género <i>Nitzschia</i> sp. encontrados en el sistema de tratamiento de aguas residuales.....	182
Figura 44. Imagen de <i>Cyclotella</i> sp. encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr et al. (2014).....	183
Figura 45. Imagen de <i>Diatoma</i> sp. encontrada en el sistema el tratamiento de aguas residuales.	184
Figura 46. Imagen de <i>A. proteus</i> encontrada en el influente del tratamiento de aguas residuales.	186
Figura 47. Imagen de <i>A. guttula</i> encontrada dentro de uno de los RAB del tratamiento de aguas residuales.....	187
Figura 48. Imagen de <i>Euglena</i> sp. encontrada en los RAB y post-tratamientos 4 y 6 del tratamiento de aguas residuales.....	189
Figura 49. Imagen de <i>Phacus</i> sp. encontrada en los RAB y post-tratamientos del sistema de tratamiento de aguas residuales.....	190
Figura 50. Imagen de <i>Anisonma</i> sp. encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr et al. (2014).....	191
Figura 51. Imagen de <i>Tetramitus pyriformis</i> encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr et al. (2014).....	193
Figura 52. Imagen de <i>Prodon</i> encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr et al. (2014).....	195
Figura 53. Imagen de <i>Coleps</i> sp. encontrado en el tratamiento 4 del sistema de tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr et al. (2014).....	196

Figura 54. Imagen de <i>Didinium</i> sp. encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr <i>et al.</i> (2014).....	197
Figura 55. Imagen de <i>Perispira ovum</i> encontrada en el tratamiento 4 del sistema híbrido. Tomada de Parr <i>et al.</i> (2014).....	198
Figura 56. Imagen de <i>Trachelius</i> sp. encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr <i>et al.</i> (2014).....	199
Figura 57. Imagen de <i>Paramecium</i> sp. encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr <i>et al.</i> (2014).....	201
Figura 58. Fotografía de <i>Cyclidium</i> sp. encontrado en los post-tratamientos del sistema híbrido de tratamiento.....	202
Figura 59. Imagen de <i>Selenastrum</i> sp. encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr <i>et al.</i> (2014).....	204
Figura 60. Imagen de <i>Ulothrix</i> sp. encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr <i>et al.</i> (2014).....	206
Figura 61. Imagen de <i>Zignema</i> sp. encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales.....	208
Figura 62. Imagen de <i>Oocystis</i> sp. encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr <i>et al.</i> (2014).....	210
Figura 63. Imagen de <i>Chlorella</i> sp. encontrada en los RAB y post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr <i>et al.</i> (2014).....	211

LISTADO DE ABREVIATURAS

ANOVA. Análisis de varianza.

ATCC. American Tissue Culture Collection.

CE. Conductividad eléctrica.

CE₅₀. Concentración efectiva 50.

CEM. Campus Experimental Marín de la Facultad de Agronomía de la Universidad Autónoma de Nuevo León

CL₅₀. Concentración letal 50.

CSR. Carbonato de sodio residual.

CV. Coeficiente de variación.

DQO. Demanda química de oxígeno.

FAS. Sulfato ferroso amoniacocal estándar.

FAUANL. Facultad de Agronomía de la Universidad Autónoma de Nuevo León.

HRT. Tiempo de Residencia Hidráulico.

NAT. Neumático automotriz triturado.

NMX. Norma Mexicana.

NOM. Norma Oficial Mexicana

OECD. Organization for Economic Co-operation and Development.

RAB. Reactor anaeróbico de bafles.

RAS. Relación absorción de sodio.

SST. Sólidos suspendidos totales.

UANL. Universidad Autónoma de Nuevo León

UFC. Unidades formadoras de colonias.

UFP. Unidades formadoras de placas.

RESUMEN AUTOBIOGRÁFICO

Biól. Milton Torres Cerón

Candidato para obtener el Grado de

Maestro en Ciencias en Producción Agrícola con Especialidad en Agua-Suelo

Tesis: CONSTRUCCIÓN Y EVALUACIÓN DE UN SISTEMA HÍBRIDO DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Campo de Estudio: Ecología y Ciencias Ambientales

Datos biográficos: Nacido el 19 de enero de 1989 en San Nicolás de los Garza, Nuevo León. Hijo del C.P. Everardo Torres Rodríguez y la Profra. María Susana Cerón Díaz

Escolaridad. Los estudios de licenciatura se realizaron en la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL) en el período del 2006-2010, obteniéndose el título de Biólogo con la Tesis “Malacofauna bética como bioindicadora de contaminación estuarina en el área meridional de la Laguna Madre, Tamaulipas”.

Cuenta con diversos cursos de actualización profesional, entre los que destacan: Seminario de Redacción Científica (2013), Estudios de Impacto y Análisis de Riesgo Ambiental (2012), Uso de Micorrizas en Restauración Ecológica (2011), Taller de

Identificación y Manejo de Serpientes Venenosas (2011), Curso Taller de Manglares (2010) y Bioestadística con un Paquete Computacional (2009).

Experiencia profesional. Trabajó como supervisor ambiental en la ejecución de un Programa de Vigilancia Ambiental durante la construcción y arranque de operaciones de un complejo siderúrgico en el municipio de Pesquería, Nuevo León, llevado a cabo por Ternium México S.A. de C.V., durante el cual se realizaron actividades de seguimiento a la ejecución de medidas de mitigación propuestas en la MIA-P por Ternium México S.A. de C.V., auditorías ambientales internas a compañías contratistas de la compañía antes mencionada, monitoreo y rescate de fauna de lento desplazamiento presente en las zonas de construcción, además de la preparación de una cama de siembra para el trasplante de ejemplares de mancacaballos (*Echinocactus texensis*) rescatados del área de cambio de uso de suelo (CUS) de una de las obras asociadas al Complejo Siderúrgico, se diseñó, además, el programa de revegetación implementado en el Complejo Siderúrgico. Este programa se llevó a cabo en tres fases: siembra de pasto nativo, siembra de encinos nativos y siembra de vegetación de matorral espinoso.

Se elaboró el Programa de Vigilancia Ambiental del proyecto Parque Industrial Colinas de Lagos del promovente Innova Dintel Guanajuato S.A. de C.V. en conjunto con la empresa GeoServicios de Consultoría Ambiental S.C. en octubre del 2014.

Participó como expositor en diversos congresos nacionales e internacionales, entre los que destacan: 4th World Conference on Ecological Restoration (2011), Simposium de Biología y Biología Marina del V Congreso Internacional Biológico Agropecuario (2013), IX Congreso Nacional de Toxicología (2013) | Semana de la

Biotecnología de la Universidad Veracruzana (2014), VI Congreso Nacional de la Asociación Mexicana de Ecotoxicología y Química Ambiental (2014), II Biotechnology Summit (2014), III Congreso Internacional de Química e Ingeniería Verde (2015) y 4th IWA Mexico Young Water Professionals Conference 2015. Además cuenta con dos capítulos de libro publicados a la fecha, uno en el área de botánica y el otro en el área de contaminación ambiental.

En el 2013 recibió el primer lugar en el concurso Premio de Biotecnología 2013, organizado por la Facultad de Ciencias Biológicas de la UANL con el proyecto “Diseño, construcción y evaluación de sistemas de tratamiento de agua residual”, en el 2012 se recibió un reconocimiento por buen trabajo de Tesis con el proyecto “Malacofauna benthica como bioindicadora de contaminación estuarina en el área meridional de la Laguna Madre, en San Fernando, Tamaulipas”.

Contacto: mtc190189@gmail.com & miltontorresceron@hotmail.com

LISTADO DE PUBLICACIONES ORIGINADAS DE LA TESIS

Torres-Cerón, M., Sánchez-Alejo, E.J., Vidales-Contreras, J.A., Rodríguez-Fuentes, H., Luna-Maldonado, A.I., González-Mille, D.J. (2014). Sistema híbrido de tratamiento de agua residual y análisis fitotoxicológico del influente. *In:* Zavalá-Aguirre, J.L., Guerra-Rivas, G., Ramírez-Romero, P., Barrera-Escoria, G. (Eds.). Reportes de Ecotoxicología. Asociación Mesoamericana de Ecotoxicología y Química Ambiental. Editorial Universidad Autónoma de Guadalajara. Pp. 237-238
ISBN: 978-607-719-004-2

Torres-Cerón, M., Vidales-Contreras, J.A., Rodríguez-Fuentes, H., Luna-Maldonado, A.I., Sánchez-Alejo, E.J., González-Mille, D.J. (2014). Construction of a hybrid system for wastewater treatment and phytotoxicological analysis of the influent. *In:* Fernández-Luqueño, F., López-Valdez, F., Lozano-Muñiz, S. (Eds.). Biotechnology Summit 2014. Cinvestav, México. Pp. 110-115. **ISBN: 978-607-9023-26-3**

Torres-Cerón, M., Vidales-Contreras, J.A., Rodríguez-Fuentes, H., Luna-Maldonado, A.I., Sánchez-Alejo, E.J., González-Mille, Donaji. (2015). Construction and operation of a hybrid system for municipal wastewater treatment. *ISBN en trámite.*

Torres-Cerón, M., Vidales-Contreras, J.A., Rodríguez-Fuentes, H., Luna-Maldonado, A.I., Sánchez-Alejo, E.J., González-Mille, D.J. (2015). Evaluación fitotoxicológica del efluente de agua residual tratada en lagunas de oxidación utilizada para riego agrícola. *QUÍMICA HOY: Chemistry Sciences.* 5(2), 20-23. **ISSN: 2007-1183**

PARTICIPACIÓN EN CONGRESOS NACIONALES E INTERNACIONALES DURANTE EL CURSO DE LOS ESTUDIOS DE POSGRADO

Torres-Cerón, M., Vidales-Contreras, J.A., Rodríguez-Fuentes, H., Luna-Maldonado, A.I., Sánchez-Alejo, E.J., González-Mille, Donaji. (2015). Construction and operation of a hybrid system for municipal wastewater treatment. ***4th IWA Mexico Young Water Professionals Conference 2015***. 27-29 de Abril del 2015. IWA Representación México & Universidad Autónoma de Guanajuato.

Torres-Cerón, M., Vidales-Contreras, J.A., Rodríguez-Fuentes, H., Luna-Maldonado, A.I., Sánchez-Alejo, E.J., González-Mille, Donaji. (2015). Construcción y arranque de operaciones de un sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales. ***III Congreso Internacional de Química e Ingeniería Verde***. 22-24 de Abril del 2015. Facultad de Ciencias Químicas. Universidad Autónoma de Nuevo León.

Torres-Cerón, M., Vidales-Contreras, J.A., Rodríguez-Fuentes, H., Luna-Maldonado, A.I., Sánchez-Alejo, E.J., González-Mille, Donaji. (2015). Evaluación fitotoxicológica del efluente de agua residual tratada en lagunas de oxidación utilizada para riego agrícola. ***III Congreso Internacional de Química e Ingeniería Verde***. 22-24 de Abril del 2015. Facultad de Ciencias Químicas. Universidad Autónoma de Nuevo León.

Torres-Cerón, M., Vidales-Contreras, J.A., Rodríguez-Fuentes, H., Luna-Maldonado, A.I., Sánchez-Alejo, E.J., González-Mille, D.J. (2014). Construction of a hybrid system for wastewater treatment and phytotoxicological analysis of the influent. ***Biotechnology Summit 2014***. Santa María Huatulco, Oaxaca. 8-10 de octubre del 2014. International Biotechnology Fundation.

Torres-Cerón, M., Sánchez-Alejo, E.J., Vidales-Contreras, J.A., Rodríguez-Fuentes, H., Luna-Maldonado, A.I., González-Mille, D.J. (2014). Sistema híbrido de tratamiento de agua residual y análisis fitotoxicológico del influente. **VI Congreso de la Asociación Mesoamericana de Ecotoxicología y Química Ambiental A.C.** 8-10 de Octubre del 2014. Asociación Mesoamericana de Ecotoxicología y Química Ambiental AC.

Leija-Tristán, A., Herrera-Barquín, H., **Torres-Cerón, M.**, Aguilera-González, C.J., de León-Ibarra, R.D. (2014). Crustáceos y moluscos bentónicos como bioindicadores de contaminación y su relación con variaciones de condición diagenética en la Laguna Madre, Tamaulipas, México. **1er Simposio de Investigación en el APFFF Laguna Madre y Delta del Río Bravo.** 8-10 de Octubre del 2014. Ciudad Victoria, Tamaulipas. Universidad Autónoma de Tamaulipas, Universidad Tecnológica del Mar de Tamaulipas Bicentenario & Área de Protección de Flora y Fauna Laguna Madre y Delta del Río Bravo.

Aguilera-González, C.J., Leija-Tristán, A., **Torres-Cerón, M.**, (2014). Selección de especies con potencial para el monitoreo de bioindicadores de contaminación, casos de estudio: Almeja venus. **1^a Semana de la Biotecnología de la Universidad Veracruzana,** 19-23 de mayo del 2014. Tuxpan, Veracruz. Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Veracruzana,

Torres-Ceron, M., Leija-Tristán, A., Aguilera-González, C.J. (2013) Análisis de la condición biológica del área meridional de la Laguna Madre, San Fernando, Tamaulipas, con base en la ecotoxicología de los sedimento. **IX Congreso Nacional de Toxicología.** 5-8 de Noviembre del 2013, Nuevo Vallarta, Nayarit. Sociedad Mexicana de Toxicología, SOMTOX.

Torres-Cerón, M., Vidales-Contreras, J.A., Rodríguez-Fuentes, H., Luna-Maldonado, A.I. (2013). “Propuesta para la elaboración de un sistema de remoción de contaminantes en sistemas acuáticos mediante fitorremediación hidropónica”. **2^o Simposio de Uso de Recursos Vegetales del noreste de México y 9^a Jornada de**

Actividades Botánicas “Dr. José Eleuterio González Mendoza ‘Gonzalitos’” 28 de Octubre-1 de Noviembre del 2013. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León.

Leija-Tristán, A., Aguilera-González, C.J., **Torres-Cerón, M.** (2013). Malacofauna Bética como bioindicadora de contaminación estuarina en el área meridional de la Laguna Madre, San Fernando, Tamaulipas. **Symposium de Biología y Biología Marina del V Congreso Internacional Biológico Agropecuario**, Tuxpan de R. Cano, Veracruz. 25-27 de septiembre del 2013. Universidad Veracruzana.

RECONOCIMIENTOS DERIVADOS DEL TRABAJO DE INVESTIGACIÓN

Oral Presentation Award, nominación para la mejor presentación oral con el proyecto “Performance of a hybrid system for urban wastewater treatment”, organizado por el 12th International Congress on Engineering and Food, 13 al 18 de junio del 2015

Premio de Biotecnología 2013. Con el Proyecto “Diseño, construcción y evaluación de sistemas de tratamiento de agua residual”, otorgado por el Instituto de Biotecnología de la Facultad de Ciencias Biológicas, UANL & Probiotec S.A. de C.V., 6 de diciembre del 2013

RESUMEN

La contaminación acuática es un riesgo mundial para la seguridad alimentaria y salud pública. Actualmente, esta problemática es motivo de la investigación en el desarrollo de tecnologías económicas para el tratamiento y reúso de aguas residuales. En el presente trabajo se desarrolló un sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales basado en reactores anaeróbicos y humedales artificiales a escala. Se analizaron parámetros de calidad del agua y diversidad de poblaciones eucarióticas microbianas, además se llevó a cabo una batería de ensayos fitotoxicológicos para el influente y efluentes. El sistema de tratamiento de aguas residuales consistió en dos reactores anaeróbicos de bafles (RAB), uno de ellos con neumático automotriz triturado (NAT) como sustrato para crecimiento de biopelículas. Los efluentes de los RAB fueron tratados en pequeños sistemas vegetados usando lentejita de agua (*Lemna minor*).

La remoción de parámetros fisicoquímicos, los constituyentes orgánicos y los indicadores microbiológicos fueron similares a los observados en sistemas naturales o semi-naturales para tratamiento de aguas residuales. El análisis estadístico mostró que las concentraciones de N total, P total, Ca, HCO₃, demanda química de oxígeno (DQO) e indicadores microbiológicos disminuyeron significativamente en las descargas del sistema con respecto al influente. El índice de correlación de Pearson entre los indicadores de calidad del agua revelaron una correlación positiva ($p < 0.01$) entre DQO y P ($r = 0.25$), N y P ($r = 0.59$), N y coliformes totales ($r = 0.42$), N y colifagos nativos (r

= 0.46) y pH y coliformes totales ($r = 0.39$). Con base en la salinidad de los efluentes, el agua tratada en el sistema híbrido se clasifica como condicionada para su uso en riego agrícola. De acuerdo a las Normas de Riverside, la mayoría de las muestras de agua se clasifican en C2S1 y C3S1, por lo que no son recomendables para riego agrícola por representar un peligro potencial de salinidad para el suelo. Por otro lado, la clasificación de Wilcox indica que los efluentes del sistema se clasifican como buenos y excelentes para su uso en riego.

En relación con la microbiota eucariota presente en el sistema, se encontraron 26 especies de las cuales 13 pertenecen al reino Protozoa. El principal taxón representado fue el phylum Ciliophora. Los post-tratamientos vegetados con *L. minor* presentaron la diversidad más alta de microorganismos eucariotes. La presencia de protozoarios en nuestro sistema parece estar relacionada a la remoción de bacterias mediante la depredación de las mismas.

En el sistema, la fitotoxicidad disminuyó significativamente en el efluente con respecto al influente. No se presentaron diferencias significativas entre la respuesta toxicológica de las plántulas expuestas a los efluentes de descarga. La lechuga (*Lactuca sativa*) fue el mejor indicador toxicológico de contaminación ya que presentó diferencias significativas entre tratamientos fácilmente observables.

Con base en los parámetros de calidad del agua, los valores de los índices ecológicos de los microorganismos eucariotes y la batería de ensayos toxicológicos, se concluye que el mejor sistema híbrido en el presente estudio es el sistema| que incluye el RAB con NAT en combinación con el humedal vegetado y con NAT.

ABSTRACT

Water pollution is a global risk for food security and public health. Actually, this issue is a motivation for developing efficient and economical technologies for wastewater treatment and wastewater reuse. In this research work a hybrid system for wastewater treatment was constructed based on anaerobic reactors and small wetland units. Parameters for water quality and diversity eukaryotic microbial population were analyzed; a phytotoxicological assay battery for the influent and effluents were constructed. The wastewater treatment system consists of two anaerobic baffled reactors (ABR), one of them with waste rubber tire (WRT) as a substrate for additional microbial biofilm attachment. The effluent from the ABR was treated in small vegetated system using duckweed plants (*Lemna minor*).

Removal of physicochemical parameters of water quality, organic constituents, and microbial indicators was similar to observations in other natural and quasi-natural wastewater treatment systems. Statistical analysis shown a significant difference between the concentration in the influent and effluents on N, P, Ca, HCO₃, chemical oxygen demand (COD) and microbial indicators. Pearson's coefficients between indicators for water quality revealed a positive correlation ($p < 0.01$) between COD and P ($r = 0.25$), N and P ($r_s = 0.59$), N and total coliforms ($r = 0.42$), N and coliphages ($r = 0.46$) and also for pH and total coliforms ($r = 0.39$). According with it salinity, the effluents are classified like non-recommendable water for irrigation. Based in Riverside's

classification, the most of water samples are in C2S1 and C3S1 categories, as a result it are non-recommendable for agricultural purposes. In the other hand, classification of Wilcox indicated the effluents are excellent for irrigation.

In the system for wastewater treatment 26 species of eukaryotic microorganisms were found. Thirteen species are protozoans. The principal taxon in the water samples was the phylum Ciliophora. The vegetated polishing-treatments shown the highest diversity in eukaryotic microbiota. The protozoans could be related with bacteria removal as a result of its predation.

The hybrid system diminishing phytotoxicity at the final effluents in contrast to the influent water. There is no significant difference among the toxicological response of the plants exposed to the effluents. Lettuce (*L. sativa*) was the best toxicological indicator.

According to the water quality parameters, the ecological indexes values for eukaryotic microorganisms and the phytotoxicological assays, the best treatment for wastewater was the combination of ABR with WRT and a vegetated polishing treatment. Wastewater treatment was positively enhanced by WRT as a substrate for microbial biofilm formation.

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación del agua, provocada por actividades agroindustriales, es de las principales causas del déficit actual en recursos hídricos a nivel mundial, impactando directamente en la seguridad alimentaria y salud pública (Iurciuc & Dima, 2013; Rajagopal *et al.*, 2013). Además, el incremento de la urbanización, la industrialización y la sobrepoblación contribuyen significativamente al incremento en la contaminación acuática (Dhote & Dixit, 2009; Skei *et al.*, 2000).

Este problema se acentúa debido a la demanda del agua por la población y la presencia de xenobióticos en el agua tratada (Schröder *et al.*, 2007; Schwitzguébel, 2001). Entre los xenobióticos presentes en las aguas residuales urbanas, de origen agrícola, industrial e inclusive aguas tratadas se encuentran fármacos, disruptores endócrinos, cosméticos, plaguicidas, plastificantes, aditivos de combustible, retardantes de fuego y metales pesados (Rizzo, 2011; Schröder *et al.*, 2007).

Es importante mencionar que los sistemas convencionales para tratamiento de aguas residuales no han proveído soluciones adecuadas para una remoción eficaz de los contaminantes anteriormente mencionados (Dzantor, 2007; Schröder *et al.*, 2007). Sin embargo, su uso para riego agrícola, especialmente en zonas áridas, es una práctica común que llega a contaminar los cultivos con compuestos orgánicos, inorgánicos y microorganismos patógenos. Inclusive, después de regar una zona con aguas residuales por más de dos años consecutivos, el suelo tiende a acumular

diversos contaminantes, incrementar la salinidad y pH del suelo (Iurciuc & Dima, 2013; Marofi *et al.*, 2012).

Esta problemática ambiental se acentúa al considerar que los métodos convencionales de purificación y descontaminación del agua son costosos y no sustentables. Sin embargo, el principal objetivo del tratamiento de aguas residuales es eliminar o reducir los contaminantes a un nivel que no cause efectos adversos al ser humano o al ecosistema receptor (Dhote & Dixit, 2009). Debido a ello, se busca el desarrollo de tecnologías eficientes y económicas para el tratamiento de aguas residuales (Hassan & Dahlan, 2014). Por ejemplo, debido a su bajo costo de operación, simplicidad, baja producción de lodos y alta remoción de materia orgánica, los sistemas anaeróbicos son una tecnología considerada sustentable para el tratamiento de aguas residuales (Bodkhe, 2009; Hassan & Dahlan, 2014). En el mismo sentido, desde un enfoque de ingeniería ecológica, la ecoremedición es una tecnología emergente que comprende métodos de protección o restauración ambiental mediante el uso de ecosistemas naturales y/o artificiales. Esta tecnología incluye el uso de sistemas flotantes, fitorremediación, humedales artificiales, biomanipulación y la combinación de ellos. Su utilización establece la posibilidad de un manejo ambientalmente sustentable para la preservación de la biodiversidad y la remoción de contaminantes, incrementando la calidad del agua y suelo (Bulc & Slak, 2009; Ning *et al.*, 2014).

La aplicación de la ecoremedición para tratamiento de aguas residuales ayuda a la remoción de nutrientes, patógenos, sólidos suspendidos y reduce la demanda química de oxígeno (DQO) (Bulc & Slak, 2009; Dzantor, 2007; Ning *et al.*, 2014;

Schröder *et al.*, 2007; Schwitzguébel, 2001; Zhai, 2011). Entre éstas tecnologías emergentes se encuentran los sistemas híbridos incorporando la combinación de módulos de ecoremediación con el uso de reactores aerobios y/o anaerobios (Loupasaki & Diamadopoulos, 2013; Nasr *et al.*, 2009; Schröder *et al.*, 2007).

Con base en lo anteriormente señalado, en el presente estudio se propone la siguiente hipótesis de investigación.

1.1. Hipótesis

La combinación de un reactor anaeróbico de bafles (RAB) y humedales artificiales a escala de mesocosmos, con un sustrato sintético para fijación de biopelículas bacterianas, incrementan la eficiencia del tratamiento de agua residual y disminuyen la toxicidad del influente.

1.2. Objetivos

Con base en la hipótesis anteriormente formulada, se plantearon los siguientes objetivos de trabajo.

1.2.1. Objetivo general

Construir y evaluar un sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales, a escala de mesocosmos, en combinación con un sustrato de neumático automotriz de desecho y triturado (NAT). Evaluar la calidad y toxicidad del efluente.

1.2.2. Objetivos específicos

- a) Construir un sistema híbrido para tratamiento de aguas residuales urbanas, a escala de mesocosmos, que combine un reactor anaeróbico de bafles (RAB) con un post-tratamiento de ecoremedición.
- b) Evaluar los niveles de remoción de constituyentes orgánicos, inorgánicos y microorganismos patógenos (coliformes totales y fecales y colifagos nativos) en el agua residual tratada.
- c) Utilizar la estructura e índices ecológicos de la microbiota eucariota para analizar la calidad del agua.
- d) Realizar un análisis toxicológico de los efluentes mediante una batería de bioensayos utilizando, chile jalapeño (*Capsicum annuum*: Solanaceae), lechuga orejona (*Lactuca sativa*: Asteraceae), pepino (*Cucumis sativus*: Cucurbitaceae) y chícharo (*Pisum sativum*: Fabaceae).

2. REVISIÓN DE LITERATURA

Actualmente hay más de 2.6 billones de personas alrededor del mundo sin acceso a servicios sanitarios, de los cuales, 768 millones carecen de acceso al agua potable. Más del 80% de estas personas viven en áreas rurales (Feris, 2015; Gupta *et al.*, 2010; Hall *et al.*, 2013; Obani & Gupta, 2014). El uso de agua residual pobremente tratada o contaminada está asociado a enfermedades gastrointestinales principalmente de mujeres y niños, inseguridad alimentaria, pérdida de productividad agrícola e inefficiencia en actividades productivas. Por ello el acceso a agua limpia es necesario para satisfacer necesidades básicas de higiene personal, alimentación y demás usos domésticos (Hall *et al.*, 2013).

Por este motivo, la Organización de las Naciones Unidas (ONU) y la Comisión para los Derechos Humanos, a través de la Declaración Universal de los Derechos Humanos, reconocieron en el 2010 el derecho al agua y saneamiento. Con ello se responsabiliza a los países que utilicen la mayor cantidad de recursos disponibles para asegurar el acceso a una cantidad de agua suficiente, segura, aceptable y físicamente accesible (Hall *et al.*, 2013; Luh *et al.*, 2013).

El desarrollo del derecho humano al agua y saneamiento bajo la legislación internacional como *opinio juris* ha creado la necesidad de implementar políticas con la finalidad de hacer valer este derecho (Hall *et al.*, 2013; Obani & Gupta, 2014). Sin

embargo, es pertinente señalar que el derecho humano al agua ha sido enmarcado en una perspectiva de salud pública, priorizando la provisión de agua limpia y segura para beber, saneamiento, higiene y otras actividades domésticas (Hall *et al.*, 2013). Por ello, el reconocimiento y aplicación de este derecho al agua y servicios de sanitación involucra el desarrollo de nuevas tecnologías ambientalmente amigables que ayuden a mejorar y/o restaurar la calidad ambiental (Marks, 2014). Sin embargo, muchos países en Latinoamérica, África, Asia y el Medio Oriente carecen de recursos hídricos suficientes o de la infraestructura necesaria para una distribución adecuada del agua y los servicios mencionados (Risse, 2013).

2.1. Problemas e Implicaciones de la Contaminación Acuática

A partir del siglo XX, el contenido de xenobióticos en los ecosistemas acuáticos, en general, ha aumentado de manera considerable. Muchas sustancias sintéticas (plaguicidas, solventes, colorantes industriales y subproductos de las industria química y petroquímica) son transportadas a la vegetación natural y áreas de cultivo donde estos xenobióticos o sus metabolitos pueden ser bioacumulados y biomagnificarse en la cadena alimenticia, con efectos negativos sobre la salud humana (Schwitzguébel, 2001). Iurciuc y Dima (2013) mencionan que durante la primera década del S. XXI el balance de agua en el suelo ha decrecido debido al incremento de la temperatura, como consecuencia del cambio climático. Este déficit afecta directamente los recursos hídricos, la seguridad alimenticia y la salud pública. Debido a esto se ha optado por

utilizar las aguas residuales para riego agrícola, principalmente en regiones áridas y semiáridas (Iurciuc & Dima, 2013; Marofi *et al.*, 2012).

Iurciuc y Dima (2013), hacen referencia a experimentos en los cuales se ha demostrado que los cultivos regados con agua residual se encuentran contaminados con compuestos orgánicos e inorgánicos, así como con microorganismos patógenos. Además, señalan que después de aplicar riego con aguas residuales por más de dos años el suelo tiende a acumular metales pesados, plaguicidas, contaminantes emergentes y microorganismos patógenos. Los metales y xenobióticos pueden ingresar a la planta (bioacumulación), al suelo o agua subterránea, además de afectar la salinidad y pH. Es por ello que el riego de cultivos con aguas residuales no es recomendado para cultivos usados en alimentación humana o animal.

En años recientes, el uso de agua residual para riego se ha incrementado. Por ejemplo, en Pakistán se riega el 26% de la producción agrícola con agua residual, en Ghana más de 115,00 ha de cultivos, mientras que la región del Medio Oriente y Norte de África utilizan $4.73 \text{ km}^3 \text{ año}^{-1}$ de agua residual tratada para fines agrícolas (Marofi *et al.*, 2012; Qadir *et al.*, 2009).

Además de su uso en riego agrícola, efluentes de agua residual tratadas han comenzado a utilizarse en zonas urbanas para actividades de jardinería y mantenimiento de áreas verdes. Sin embargo, el uso de estos efluentes es cuestionado debido a la posibilidad de acumular metales pesados en zonas pobladas, e incrementar la salinidad del suelo y de microorganismos patógenos (Chen *et al.*, 2013).

Esta misma problemática se presenta en México. En el territorio mexicano la contaminación acuática está ligada a la mala planeación del tratamiento de aguas residuales y al crecimiento de la población (Tortajada & Castelán, 2003). Además de esto, Marofi *et al.* (2013) señalan que en México más de 260,000 ha de cultivos son irrigadas con aguas residuales.

A escala regional, se puede señalar que las aguas subterráneas localizadas en el municipio de Linares (Nuevo León, México) se encuentran contaminadas debido a la infiltración de aguas residuales, lixiviados de residuos de granjas ganaderas, rellenos sanitarios municipales, fugas del alcantarillado sanitario, depósitos sépticos y contaminación debido a prácticas agrícolas (Dávila Pórcel *et al.*, 2011).

2.1.1. Aspectos legales de la contaminación acuática

El análisis ambiental y los servicios económicos y ecológicos de los ecosistemas son de gran relevancia en la elaboración y redefinición de políticas públicas orientadas para valorar los efectos de los contaminantes (Schultz *et al.*, 2012; Wong *et al.*, 2014); sin embargo, estas acciones no han sido suficientes. A nivel internacional la legislación y normatividad ambiental actual no incluye metodologías específicas que coadyuven en la toma de decisiones reales en el manejo y administración ambiental (Jørgensen *et al.*, 2014). Desafortunadamente, la contaminación acuática ha sido la más desatendida, enfocando las principales políticas ambientales internacionales en la mitigación de emisiones atmosféricas (Xenarios & Bithas, 2012). Hay que tomar en cuenta que entre los factores que influyen en la aplicación del derecho humano al agua

y saneamiento se encuentran los factores económicos, sociales, culturales y políticos (Obani & Gupta, 2014).

A pesar de lo señalado, la legislación referente al agua ha evolucionado y se ha incrementado a nivel internacional. Esto ha sido posible gracias a que los tratados bilaterales y multilaterales se han enfocado en discutir el derecho al agua y saneamiento desde un punto de vista referente a la propiedad del agua y la compartición equitativa de los recursos hídricos (Gupta *et al.*, 2010).

A nivel nacional, desde la firma del Tratado de Libre Comercio y la incorporación de México en la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico en 1994, se ha experimentado una aceleración en su industrialización, incrementando la exposición de la población a contaminantes ambientales (Cifuentes *et al.*, 2010). En México la base constitucional, para la protección de los ecosistemas acuáticos y recursos hídricos se encuentra en los artículos 4, 25, 27, 73, 115, mismos que son la base fundamental de las principales leyes que protegen los ecosistemas acuáticos: Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección Ambiental, Ley General de Bienes Nacionales y Ley Federal de Responsabilidad Ambiental.

La Ley de Aguas Nacionales y su reglamento definen los tipos de agua residual en el país así como las condiciones particulares de descarga, además de indicar la permisología necesaria referente a la descarga de aguas residuales con base en las condiciones particulares de descarga (Ley de Aguas Nacionales, 1992; Reglamento de la Ley de Aguas Nacionales, 1994). Mientras que las normas oficiales y las normas mexicanas regulan a detalle las condiciones particulares de descarga de aguas residuales así como los análisis necesarios para caracterizarlas. Las principales

normas oficiales que intervienen en la caracterización, disposición y tratamiento de las aguas residuales están dadas por la Ley de Aguas Nacionales y su Reglamento y las normas NOM-001-SEMARNAT-1996, NOM-002-SEMARNAT-1996 y la NOM-003-SEMARNAT-1997 que establecen los límites permisibles de contaminantes en las aguas residuales tratadas que se reúsan.

2.2. Características de las Aguas Residuales

El agua residual contiene aproximadamente el 1% de sólidos suspendidos, coloidales y disueltos; las aguas residuales domésticas, además, contienen materia orgánica y nutrientes (N, P y S), compuestos inorgánicos, minerales, xenobióticos y patógenos (Hanjra *et al.*, 2012). Entre los xenobióticos de origen doméstico se encuentran los farmacéuticos, disruptores endócrinos, productos de cuidado personal y plaguicidas (Rizzo, 2011).

2.2.1. Parámetros físico-químicos

Entre los principales parámetros físico-químicos de calidad del agua se encuentran la turbidez, el pH y la conductividad eléctrica (CE) (APHA/AWWA/WEF, 2005).

2.2.1.1. Turbidez

La turbidez es una expresión de la propiedad óptica que causa la luz al ser capturada y absorbida en una tasa mayor a la que se transmite sin cambio en la dirección o nivel de flujo a través de la muestra. El aumento de ésta puede deberse a la materia orgánica suspendida y coloidal (arcillas, limo, materia orgánica e inorgánica), plancton y microorganismos (APHA/AWWA/WEF, 2005).

La turbidez en los ecosistemas acuáticos puede reducir la penetración de luz, disminuyendo la productividad primaria y reduciendo la productividad de invertebrados acuáticos, fuente de alimentación del bentos (Ali, 2010). Por otro lado, al hablar de la calidad del agua, una turbidez de menos de 10 unidades nefelométricas de turbidez (NTU por su nombre en inglés) describe aguas muy claras. Aguas con valores de hasta 50 NTU son aguas turbias, y aguas que exceden los 500 NTU son aguas lodosas (Ali, 2010).

Trabajos de ecoremediación llevados a cabo en Nueva Zelanda sugieren que la utilización de vegetación riparia mejora la calidad del agua aumentando la concentración de oxígeno disuelto y disminuyendo la turbidez (Collins *et al.*, 2013). Un ejemplo de ello es el uso de lirio acuático (*Eichornia crassipes*) y lechuga de agua (*Pstia stratiotes*) en un humedal artificial a escala de microcosmos en Israel que fue capaz de mejorar la calidad de agua en un tiempo de residencia de 2.5-7 días. En dicho experimento la turbidez disminuyó de un nivel inicial de 212 NTU a 2.7-5.5 NTU con recirculación de agua, y a 16.4-29 en ausencia de circulación (Zimmels *et al.*, 2006).

2.2.1.2. pH

Efluentes de aguas residuales y aguas residuales tratadas con un pH ácido pueden ser corrosivos e interferir en los procesos biológicos de tratamiento del agua. Por otro lado, una elevada alcalinidad puede hacer que el efluente no sea apto para uso en riego agrícola. La alcalinidad puede aumentar debido a las concentraciones de carbonatos, bicarbonatos, hidróxidos, boratos, fosfatos, silicatos, entre otros (APHA/AWWA/WEF, 2005). El análisis del pH puede ser utilizado para de manera rápida anomalías en el agua, tales como un cambio en la concentración de sales solubles (Ali, 2010).

La importancia del pH como indicador de calidad del agua radica en que éste puede afectar la solubilidad de compuestos tóxicos o de nutrientes; disminuyendo la biodisponibilidad de éstas sustancias para los microorganismos acuáticos. Por ejemplo, la biodisponibilidad y toxicidad de metales se incrementa conforme baja el pH. Otro ejemplo es el amoniaco, que aumenta su toxicidad a pH alcalino (Ali, 2010).

Bodkhe (2009) encontró que los valores de pH del influente y efluente de agua residual en un tratamiento utilizando RAB oscilaron entre 7.2-8.2 y 6.8-7.5 respectivamente. Se encontró que los pH más ácidos se encontraron en las cámaras iniciales del RAB utilizado. Esto fue debido a que la hidrólisis, acidogénesis y acetogénesis ocurren en las cámaras iniciales. Por otro lado, bajos niveles de alcalinidad coinciden con baja eficiencia de reducción de demanda química de oxígeno (DQO).

El rango de pH para descargas a embalses naturales y artificiales y ríos en México debe oscilar entre 5 y 10 unidades, con base en la NOM-001-ECOL-1996. Por otro lado, un pH recomendable para la agricultura se sitúa entre 6.5 y 8.4 (Sundaray *et al.*, 2009).

2.2.1.3. Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica (CE) es la medida de la capacidad de una solución acuosa de transmitir una corriente eléctrica. Esta capacidad depende de la presencia de iones (concentración total, movilidad y balance) y la temperatura de la medición. Las soluciones con compuestos inorgánicos son buenos conductores, en contraste con aquellas que presentan moléculas orgánicas (APHA/AWWA/WEF, 2005).

Desde un punto de vista agrícola, la CE es el parámetro más importante para determinar la posibilidad de usar el agua en riego de cultivos. El uso de aguas con una elevada CE puede adicionar concentraciones de sales al suelo que pueden disminuir su fertilidad (Ali, 2010; Sundaray *et al.*, 2009). Además, si en un cuerpo de agua natural o artificial la CE se incrementa repentinamente indica que hay una fuente de iones disueltos cerca. Por ello la CE se utiliza como un indicador rápido de problemas de calidad del agua (Ali, 2010).

2.2.2. Constituyentes inorgánicos

Los principales constituyentes inorgánicos de las aguas residuales se conforman por elementos y compuestos metálicos y no metálicos, entre los que destacan: nitrógeno, magnesio, calcio, sodio, carbonatos, bicarbonato, cloruros, sulfatos, fósforo, en ocasiones se pueden presentar metales pesados, y sólidos suspendidos (APHA/AWWA/WEF, 2005).

2.2.2.1. Nitrógeno

En general, las formas de nitrógeno de principal interés en agua son, en orden decreciente de estado de oxidación, NO_2 , NO_3 , NH_4 y nitrógeno amoniacal. Todas estas formas, incluyendo el nitrógeno gaseoso (N_2), son bioquímicamente interconvertibles y forman parte del ciclo del nitrógeno (APHA/AWWA/WEF, 2005).

En el agua el NO_3 generalmente se presenta en cantidades traza en aguas superficiales, el NO_2 se encuentra en bajas concentraciones en el agua utilizada para actividades domésticas, pero en efluentes de agua tratada puede alcanzar concentraciones superiores a 30 mg L^{-1} (APHA/AWWA/WEF, 2005).

Cuando hay excesivas concentraciones de N en efluentes tratados utilizados para riego agrícola, los cultivos pueden sobre estimularse, retardando la madurez o causando una cosecha de pobre calidad. Los cultivos sensibles a las concentraciones de N no toleran concentraciones mayores a 5 mg L^{-1} . Los cultivos más tolerantes no se ven afectados hasta que las concentraciones sobrepasan los 30 mg L^{-1} de N en el

agua de riego (Sundaray *et al.*, 2009). Las concentraciones máximas permisibles de N total en las descargas de efluentes a ríos y embalses de México que se encuentran estipuladas en la NOM-001-ECOL-1996 (Cuadro 1).

En experimentos de tratamiento de agua residual con reactores anaerobios se ha observado una concentración de N total que oscila entre 30-45 mg L⁻¹. Mientras que su remoción puede oscilar entre el 72 y 43% en un sistema de tratamiento de RAB modificado (Bodkhe, 2009).

Cuadro 1. Concentraciones máximas permisibles de N total en promedio diario para descargas de acuerdo al criterio de la NOM-001-ECOL-1996

	Destino de descarga	N total (mg L⁻¹)
Ríos	Uso en riego agrícola	60
	Uso público urbano	60
	Protección de vida acuática	25
Embalses naturales y artificiales	Uso en riego agrícola	60
	Uso público urbano	25

Por otro lado, el amoniaco se encuentra en aguas superficiales y residuales. Su concentración es más baja en aguas subterráneas debido a que puede adsorberse fácilmente en las partículas de arcilla del suelo. Las concentraciones de este compuesto pueden variar desde menos de 10 µg de nitrógeno amoniacal por litro, en algunas aguas superficiales y subterráneas, hasta más de 30 mg L⁻¹ en aguas residuales.

Los mecanismos para la remoción del nitrógeno en humedales artificiales incluyen la volatilización, amonificación, nitrificación/denitrificación, asimilación del N para la producción de biomasa vegetal y adsorción. El principal mecanismo de remoción es la nitrificación y denitrificación microbiana (Zhang *et al.*, 2007). Es importante mencionar que la conversión de NH_4^+ -N a NO_3^- -N y a N_2 a través de la nitrificación y desnitrificación está limitada por la aireación (Kumari & Tripathi, 2014).

2.2.2.2. Fósforo

El fósforo se presenta en aguas naturales y residuales, principalmente en forma de fosfatos. Éstos se clasifican en ortofosfatos, fosfatos condensados (piro-, meta-, y otros polifosfatos) y fosfatos ligados a productos orgánicos. Se pueden presentar en solución, partículas o detritus o en los cuerpos de organismos acuáticos (APHA/AWWA/WEF, 2005).

Pequeñas cantidades de ortofosfatos o algunos fosfatos condensados pueden añadirse al agua a través de suplementos que se utilizan durante el tratamiento. Los ortofosfatos aplicados a campos agrícolas pueden llegar a las aguas superficiales a través de las escorrentías de agua originadas en las lluvias. Los fosfatos orgánicos se forman principalmente por procesos biológicos. Éstos llegan al agua residual por residuos corporales y alimenticios, también pueden ser formados a partir de ortofosfatos en procesos biológicos (APHA/AWWA/WEF, 2005).

Debido a que este elemento se encuentra biodisponible en bajas concentraciones en condiciones naturales, es un factor limitante para el crecimiento

vegetal. Por ello, excesivas cantidades de P en un ecosistema acuático puede llevar a un incremento en la vegetación y disminución de la concentración de oxígeno disuelto (Ali, 2010). Los límites máximos permisibles de fósforo total por promedio diario presentes en los efluentes de descarga son dados en la NOM-001-ECOL-1996 (Cuadro 2).

Se ha observado concentraciones de fósforo de 5-6 mg L⁻¹ en agua residual sin tratar con una eficiencia de remoción de hasta el 67% en un sistema de tratamiento de RAB (Bodkhe, 2009).

Cuadro 2. Concentraciones máximas permisibles de P total en promedio diario para descargas de acuerdo al criterio de la NOM-001-ECOL-1996

Destino de descarga	Fósforo Total (mg L⁻¹)
Ríos	Uso en riego agrícola 30
	Uso público urbano 30
	Protección de vida acuática 10
Embalses naturales y artificiales	Uso en riego agrícola 20
	Uso público urbano 10

Los principales mecanismos de remoción de P en los humedales artificiales son la adsorción, acomplejamiento y precipitación, asimilación de este elemento por las plantas. Sin embargo, puede existir la precipitación de P debido a la presencia de sales metálicas. El Fe, por ejemplo, puede influir en la deposición del P en el lodo que se

forma en el sistema de tratamiento. Por otro lado, las raíces de las hidrófitas absorben el P biodisponible. Además, los microorganismos presentes en la rizósfera ayudan a degradar compuestos orgánicos, volviendo biodisponible el P para las plantas (Zhang et al., 2007).

2.2.2.3. Magnesio

Las fuentes más comunes de Mg son aleaciones, fuegos pirotécnicos, desecantes, refractarios, fertilizantes, fármacos y alimentos; la especie más común encontrada en solución acuosa es el Mg^{2+} que contribuyen de manera significativa a la dureza del agua. Algunas sales de magnesio pueden ser tóxicas por ingestión o inhalación (APHA/AWWA/WEF, 2005).

2.2.2.4. Calcio

El calcio se encuentra comúnmente en forma de carbonato de calcio y carbonato calcio-magnesio. Los compuestos fabricados con base en calcio son ampliamente utilizados en farmacéuticos, revelado de fotografías, en sales deshieladoras, pigmentos, fertilizantes y yesos. En ambientes acuosos la solubilidad de los carbonatos de calcio está controladas por el pH y el CO_2 disuelto; siendo el equilibrio de CO_2 , HCO_3^- y CO_3^{2-} el mayor mecanismo amortiguador en aguas residuales. La dureza del agua está basada en la concentración de sales de magnesio y calcio (APHA/AWWA/WEF, 2005).

2.2.2.5. Sodio

El sodio en su forma química Na^+ puede alcanzar concentraciones de hasta 15,000 mg L⁻¹ en soluciones acuosas estando en equilibrio con bicarbonato de sodio. Un aumento en la concentración de Na en el suelo reduce su permeabilidad (APHA/AWWA/WEF, 2005). Sin embargo, se requiere un período de tiempo prolongado antes de que se acumule una concentración tóxica de Na. En las plantas los síntomas clásicos de toxicidad de Na en plantas son daños foliares, quemaduras y muertes tisulares en los bordes de las hojas. El peligro de sodio del agua usada para riego se especifica con dos índices, la relación absorción de sodio (RAS) y el porcentaje de sodio (Sundaray *et al.*, 2009).

2.2.2.6. Carbonatos y bicarbonatos

Se ha observado que los carbonatos y bicarbonatos pueden incrementarse a lo largo de un sistema de tratamiento de aguas residuales, lo cual provoca un aumento en la alcalinidad (Bodkhe, 2009). Las aguas con altas concentraciones de bicarbonatos tienen una tendencia de precipitar Ca y Mg como sólidos, precipitándose y disminuyendo la calidad del agua (Allison *et al.*, 1954; Sundaray *et al.*, 2009). Otro aspecto que es importante señalar, es que en los sistemas acuáticos, la microbiota tiende a producir bicarbonatos para amortiguar el pH de su ambiente (Nzengy'a & Wishitemi, 2001)

2.2.2.7. Cloruros

El cloruro (Cl^-) es de los aniones inorgánicos más abundantes en el agua y agua residual. La concentración de cloruros es más alta en el agua residual que en el agua cruda debido a que el cloruro de sodio es un compuesto químico común en la dieta humana y pasa sin modificaciones químicas a través del sistema digestivo. Las heces, al descomponerse liberan el NaCl que a su vez se ioniza en la solución acuosa (APHA/AWWA/WEF, 2005).

Las altas concentraciones de cloruros pueden dañar las tuberías metálicas, además de disminuir el crecimiento vegetal al causar daños en los tejidos, clorosis y marchitamiento, por ello se le considera la causa más común de fitotoxicidad en aguas de riego (Ali, 2010; Sundaray *et al.*, 2009).

2.2.2.8. Sulfatos

Los iones sulfato (SO_4^{2-}) pueden presentarse en calderas y aguas de alimentación de calderas tratadas con sulfito para controlar el oxígeno disuelto. En aguas naturales y residuales éstos iones son resultado de la contaminación industrial. Los sulfatos, por su parte, se encuentran distribuidos ampliamente en la naturaleza y pueden estar presentes en aguas en concentraciones que varían de unos pocos a algunos miles de miligramos por litro (APHA/AWWA/WEF, 2005).

2.2.2.9. Salinidad y dureza

Desde el punto de vista agrícola, la salinidad es el principal parámetro de calidad del agua. Ello se debe a que las sales presentes pueden afectar la estructura del suelo y la producción agrícola. Un incremento de la salinidad en la zona radicular puede incrementar la presión osmótica de la solución del suelo y reducir tanto la tasa de absorción del agua por las plantas como su disponibilidad en el suelo (Vyas & Jethoo, 2015).

Silva-García *et al.* (2006) clasifican la calidad de agua para riego agrícola con base en la salinidad efectiva y potencial. Para ambos casos recomiendan una salinidad efectiva y potencial menor a 5 meq L⁻¹; salinidades entre 5 y 15 meq L⁻¹ representan aguas condicionadas y salinidades superiores a 15 meq L⁻¹ no son recomendables para riego agrícola.

La relación de adsorción de sodio (RAS) describe la cantidad de sodio excesivo en relación al calcio y magnesio. Indica el potencial del agua de causar condiciones sódicas y perjudicar la estructura del suelo reduciendo su permeabilidad (Ali, 2010; Sundaray *et al.*, 2009). Un incremento en la concentración de sodio puede llevar a la alcalinización del suelo. Además, el sodio afecta la estructura física del suelo resultando en la formación de costra, produciendo encharcamientos, que provoca una reducción en la aireación del suelo (Sundaray *et al.*, 2009).

Cuando los niveles de carbonato total exceden la cantidad de calcio y magnesio, la calidad del agua disminuye. Entonces el exceso de carbonato (carbonato residual) llega a ser demasiado alto, y los carbonatos que combinan calcio y magnesio forman

materia sólida (escamas) que se sedimentan. Este exceso es denominado “carbonato de sodio residual” (CSR). Este también se considera como un indicador del contenido de sodio en relación con el Ca y Mg (Ali, 2010; Sundaray *et al.*, 2009).

Allison *et al.* (1954) mencionan que un valor de CSR menor a 1.225 meq L⁻¹ es seguro para riego agrícola; valores entre 1.25 y 2.5 meq L⁻¹ indican agua condicionada y valores superiores a 2.5 meq L⁻¹ son consideradas aguas no recomendables para riego.

Además de lo anterior, con base en el RAS y la CE, el Laboratorio de Salinidad de Estados Unidos (US Salinity Laboratory) diseñó un diagrama en el cual se clasifica el agua con base en el riesgo de alcalinización y salinización de suelos (Allison *et al.*, 1954; Sundaray *et al.*, 2009). El uso de este diagrama permite clasificar a las aguas en alguna de estas clasificaciones utilizadas en riego agrícola:

Clasificación de aguas con base en su concentración de sodio (Allison *et al.*, 1954).

S1. Aguas bajas en sodio. Pueden ser utilizadas en la mayoría de los suelos con poco riesgo para desarrollar niveles dañinos de sodio intercambiable.

S2. Aguas con concentración moderada de sodio. Representan una cantidad considerable de riesgo de alcalinización de suelos de textura fina que tienen una alta capacidad de intercambio catiónico.

S3. Aguas con alta concentración de sodio. Puede producir niveles peligrosos de sodio intercambiable en la mayoría de los suelos. Si se utiliza en riego agrícola, puede requerir mejoradores químicos para reemplazar el sodio intercambiable.

S4. Suelos con muy alta concentración de sodio. Por lo general no es recomendable para riego agrícola.

Con base en su conductividad eléctrica, la clasificación de las aguas es la siguiente (Allison *et al.*, 1954).

C1. Agua de baja salinidad. Puede ser utilizada en el riego de la mayoría de los cultivos y en la mayoría de los suelos.

C2. Agua de salinidad moderada. Con este tipo de aguas crecen plantas halófitas.

C3. Agua altamente salina. No debe utilizarse en suelos con poco drenaje.

C4. Agua altamente salina. No se recomienda para irrigación bajo condiciones ordinarias. Puede ser utilizada ocasionalmente en suelos permeables, con drenaje adecuado, se deben escoger cultivos tolerantes.

2.2.2.10. Metales pesados

Los metales pesados se encuentran entre los principales contaminantes que contribuyen a la degradación ambiental. Los metales pesados y metaloides más importantes desde un punto de vista ambiental son Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Hg y Pb (Sakakibara *et al.*, 2011). Entre las principales causas de liberación de metales pesados al ambiente se encuentran el tráfico vehicular, producción cementera e incineración de residuos (Sakakibara *et al.*, 2011; Salazar *et al.*, 2012). Específicamente hablando de ecosistemas acuáticos, la descarga de efluentes finales

de las plantas de tratamiento son la principal fuente de contaminación con metales (Madoni & Romeo, 2006).

El riego agrícola con aguas residuales es una de las principales fuentes de metales pesados en suelos, afectando la seguridad alimentaria debido a su potencial acumulación en suelo (Khan *et al.*, 2008; Salazar *et al.*, 2012) y vegetales, lo que significa un riesgo para los consumidores (Khan *et al.*, 2008).

En México, la concentración máxima permisible de metales pesados en efluentes de descarga a ríos y embalses se establece en la NOM-001-ECOL-1996 (Cuadro 3).

Cuadro 3. Concentraciones máximas permisibles de metales pesados en promedio diario para descargas de acuerdo al criterio de la NOM-001-ECOL-1996

Concentración (mg L ⁻¹)	Ríos			Embalses naturales y artificiales	
	Uso en riego agrícola	Uso público urbano	Protección de vida acuática	Uso en riego agrícola	Uso público urbano
Arsénico	0.4	0.2	0.2	0.4	0.2
Cadmio	0.4	0.2	0.2	0.4	0.2
Cobre	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0
Cromo	1.5	1	1	1.5	1
Mercurio	0.02	0.005	0.005	0.02	0.01
Níquel	4	4	4	4	4
Plomo	1	0.4	0.4	1	0.4
Zinc	20	20	20	20	20

La toxicidad de los metales en el ambiente depende de la naturaleza del metal, ya que hay diferencias entre los efectos de metales esenciales y no esenciales (Madoni & Romeo, 2006). Los metales esenciales (Cu, Mn, Fe), tienen una función fisiológica normal, mientras que los no esenciales pueden bioacumularse en el tejido de los

organismos y causar efectos tóxicos en ellos (Zhang et al., 2007). Se ha sugerido que los metales pesados pueden bloquear la síntesis de enzimas o interferir con algunos metabolitos celulares esenciales en bacterias y protozoarios. Además, los metales pueden concentrarse en las membranas celulares y causar lisis. Por otro lado, la mayoría de los metales afectan la maquinaria enzimática, inactivándola al unirse a los grupos sulfidrilo, amino o imino de las proteínas enzimáticas (Madoni & Romeo, 2006).

2.2.2.10.1. Metales pesados en aguas residuales y ecosistemas acuáticos

Los controles biogeoquímicos de los metales en ambientes acuáticos involucran una red compleja de procesos biológicos (principalmente bacterianos) y geoquímicos. Se conocen cinco hechos del comportamiento de metales en soluciones acuosas: 1) el transporte, toxicidad y bioacumulación de los metales depende de reacciones sólido-solución; 2) el pH, fuerza iónica, potencial redox, tipos y concentraciones de los elementos, además de las superficies sólidas interactúan para determinar el comportamiento en la matriz de estudio; 3) la sorción de los metales muestran una especificidad tanto del ión metálico como de la superficie sólida; 4) las reacciones de sorción son dinámicas y reversibles; 5) los procesos se encuentran en pseudo-equilibrio o estado dinámico que termodinámicamente puede ser aplicado para describir tales reacciones (Warren & Haack, 2001).

2.2.2.10.2. Remoción de metales pesados en aguas residuales

Los suelos y aguas contaminadas con metales pesados son tratadas de manera convencional a través de procesos físico-químicos (Sakakibara et al., 2011) y debido a que los metales no pueden ser degradados, la fitorremediación mediante humedales

artificiales es una alternativa económica y ambientalmente segura para su remoción del influente (Zhang *et al.*, 2007).

En un experimento de fitorremediación de aguas residuales utilizando *Typha latifolia* y *Phragmites australis* se observó una relación entre el pH del agua y la remoción de metales pesados a través de la precipitación y absorción. En condiciones alcalinas el principal mecanismo de remoción parece ser la precipitación y la inmovilización en la rizosfera (Kumari & Tripathi, 2015).

2.2.2.11. Sólidos suspendidos totales

Los sólidos son materia suspendida o disuelta en el agua afectando su calidad de manera negativa. Por lo que su análisis es importante en el control de tratamiento biológico y físico del agua residual (APHA/AWWA/WEF, 2005).

Los sólidos totales son el material residual en un recipiente después de la evaporación de una muestra a una temperatura determinada en un horno de secado. Éstos incluyen a los sólidos suspendidos totales (SST), la porción de los sólidos totales retenidos por un filtro y los sólidos disueltos totales, la porción que pasa a través del filtro (APHA/AWWA/WEF, 2005). Se considera que una concentración de entre 25 y 80 mg L⁻¹ representan una calidad moderada del agua (Ali, 2010). La Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996 establece los siguientes límites máximos permisibles de SST para descargas en promedio diarias de efluentes de agua residual tratada (Cuadro 4).

Por otra parte, los sólidos fijos (SF) son los residuos de los SST después de incinerarlos y secarlos por un tiempo específico a una temperatura determinada. El peso perdido en la ignición es conocido como sólidos suspendidos volátiles (SSV). Es importante mencionar que los SSV y los SF no necesariamente distinguen entre materia orgánica e inorgánica. Esto se debe a que en la ignición puede presentarse la volatilización de algunas sales minerales (APHA/AWWA/WEF, 2005).

Cuadro 4. Concentraciones máximas permisibles de SST en promedio diario para descargas de acuerdo al criterio de la NOM-001-ECOL-1996

Destino de descarga	SST (mg L⁻¹)
Ríos	Uso en riego agrícola 200
	Uso público urbano 125
	Protección de vida acuática 60
Embalses naturales y artificiales	Uso en riego agrícola 125
	Uso público urbano 60

La precipitación básica aplicada a efluentes de agua residual de la industria láctica; por ejemplo ha logrado remover entre un 30 y 80% de los SST (Prazeres *et al.*, 2014). Por otro lado, el uso de *E. crassipes* y *P. stratiotes* en un humedal artificial construido a escala logró remover aproximado al 90% de SST, disminuyéndolos de 250-350 a 3-5 mg L⁻¹ (Zimmels *et al.*, 2006).

2.2.3. Constituyentes orgánicos e indicadores de contaminación por materia orgánica

Entre los principales constituyentes orgánicos de las aguas residuales se encuentran los lípidos (grasas y aceites recuperables) y la demanda química de oxígeno (DQO), descritos a continuación.

2.2.3.1. Grasas y aceites

Los lípidos (grasas y aceites) se encuentran presentes en concentraciones típicas de 50 a 100 mg L⁻¹ en agua residual sin tratar constituyendo la mayor parte de la materia orgánica presente, representando entre el 25 y 40% de la DQO. Los residuos de cocinas son las principales fuentes de estos constituyentes (Noutsopoulos *et al.*, 2013; Travis *et al.*, 2008).

La fracción dominante de lípidos presente en aguas residuales son los triglicéridos, seguidos de ácidos grasos de cadena larga. Estos compuestos son difíciles de remover por tratamientos convencionales debido a problemas tales como formación de espuma, aumento de volumen biológico, flotación de floes, malos olores e incluso el incremento de la concentración de materia orgánica en el efluente. Estos problemas pueden causar interferencia en el proceso de tratamiento de agua residual (Brooksbank, Latchford, & Mudge, 2007; Noutsopoulos *et al.*, 2013). Por ello, las aguas residuales con abundancia de grasas y aceites son tratadas de manera física, aunque

este tipo de tratamiento es considerado insuficiente (El-Masry, El-Bestawy, & El-Adl, 2004; Noutsopoulos *et al.*, 2013).

Además de los problemas anteriormente mencionados, Travis *et al.* (2008) sugieren que la acumulación de grasas y aceites en suelos irrigados con aguas residuales pueden disminuir la movilidad del agua en el suelo. Por otro lado, los residuos aceitosos tanto de origen vegetal como de hidrocarburos se consideran un contaminante riesgoso en ambientes acuáticos debido a su alta toxicidad y el daño que ocasionan en las áreas costeras (El-Masry *et al.*, 2004).

La Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996 establece los siguientes límites máximos permisibles de concentración de grasas y aceites en promedio diario para descargas de efluentes tratados en ríos y embalses naturales y artificiales.

Cuadro 5. Concentraciones máximas permisibles de grasas y aceites en promedio diario para descargas de acuerdo al criterio de la NOM-001-ECOL-1996

Destino de descarga	Concentración de Grasas y Aceites (mg L⁻¹)	
Ríos	Uso en riego agrícola	25
	Uso público urbano	25
	Protección de vida acuática	25
Embalses naturales y artificiales	Uso en riego agrícola	25
	Uso público urbano	25

2.2.3.1.1. Mecanismos de remoción de grasas y aceites de aguas residuales

El tratamiento biológico es el método más eficiente para la remoción de grasas y aceites mediante su degradación en moléculas miscibles (El-Masry *et al.*, 2004). El mecanismo de esta degradación biológica es catalizado por lipasas (triacilglicerol acilhidrolasas) que son producidos por los todos los organismos durante la síntesis o hidrólisis de grasas. Por ello, se aíslan cepas bacterianas capaces de degradar lípidos mediante la utilización de medios selectivos cuya fuente de carbono son los lípidos. Estas bacterias producen lipasas extracelulares, cuya producción es inducida en presencia de inductores tales como aceite de oliva, aceite de palma, ácido oleico y polisborato 20 ($C_{58}H_{114}O_{26}$) conocido como Tween 20.

2.2.3.1.2. Estudios de caso de remoción de grasas y aceites de aguas residuales

Para la degradación de lípidos se han sugerido distintos procesos. Noutsopoulos *et al.* (2013) proponen un proceso de codigestión anaeróbica utilizando un sistema semi-continuo de digestión anaerobia. De igual forma, se ha demostrado la eficiencia de un sistema de tres reactores anaeróbicos de flujo vertical, alcanzando una remoción máxima de DQO del 95% (Lopez *et al.*, 2014).

Brooksbank *et al.* (2007) proponen la utilización de suplementos comerciales de microorganismos para degradar las grasas y aceites mediante un proceso de bioaumentación. Sus resultados indican que las bacterias asociadas al agua residual degradan ácidos grasos insaturados; mientras que la adición de inóculos microbianos con varias especies puede degradar cantidades significativas de grasas y aceites, ayudando a mejorar la eficiencia del tratamiento. Sin embargo, estos autores recomiendan realizar investigaciones más detalladas sobre este proceso.

En el mismo sentido, se ha sugerido que el uso de biopelículas de *Pseudomonas* sp. y *P. diminuta* aisladas de agua residual rica en grasas y aceites vegetales puede remover en un 100% este componente del influente (El-Masry *et al.*, 2004). Para ello se utilizó un sistema de biofiltros con arena como sustrato para la fijación de biopelículas de bacterias aisladas del efluente de agua residual de la empresa Extracted Oils & Derivates Company, de Alejandría (Egipto). La remoción de grasas y aceites en dicho estudio fue atribuido al hecho de que la matriz de biopelículas son un ambiente dinámico en el cual las células microbianas alcanzan la homeostasis y se encuentran óptimamente organizadas para utilizar todos los nutrientes disponibles.

2.2.3.2. Demanda química de oxígeno

La demanda química de oxígeno (DQO) se define como la cantidad de un oxidante específico que reacciona con la muestra bajo condiciones controladas. La cantidad del oxidante consumido es expresado en términos de equivalencia de oxígeno; por lo general se utiliza el ion dicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) como agente oxidante. Este compuesto es reducido a ion crómico (Cr^{3+}) en el análisis de DQO ocurriendo la oxidación de diversos compuestos (APHA/AWWA/WEF, 2005).

Bodkhe (2009) menciona que la concentración de DQO en el agua residual municipal oscila entre 340-440 mg L⁻¹ que pudo disminuir a 30 mg L⁻¹ en el efluente de un RAB con un día de THR de 1 día, cuando su residencia es menor las concentraciones de DQO oscilaron entre 44 y 121 mg L⁻¹.

Moiseenko *et al.* (2013) mencionan tres vías de descomposición de la materia orgánica en ecosistemas acuáticos: mineralización, humificación y formación de compuestos orgánicos solubles en agua (ácidos fúlvicos). La mineralización y humificación son procesos relativamente menores. Los ácidos fúlvicos son neutralizados principalmente por Fe y Al de los minerales del suelo. Ello resulta en la formación de fulvatos de aluminio y hierro en suelos y el desarrollo de condiciones favorables para la lixiviación de ácidos, lo cual se observa en rocas libres de carbonatos.

En humedales artificiales para tratamiento de aguas residuales, los compuestos orgánicos son degradados en condiciones aeróbicas y anaeróbicas por microorganismos debido a que las plantas proporcionan oxígeno a través de intercambio gaseoso ocurrido en las raíces. Ello ayuda a acelerar la degradación aeróbica de compuestos orgánicos, disminuyendo así la concentración de DQO (Kumari & Tripathi, 2014; Zhang *et al.*, 2007).

Zimmels *et al.* (2006) mencionan que la presencia de *E. crassipes* ayudó a disminuir la DQO de un efluente de agua residual doméstica debido a este tipo de degradación. Experimentos con *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *Salvinia natans* han mostrado que se puede remover hasta un 87% de la DQO de agua residual doméstica en sistemas de humedales artificiales construidos a escala. Con esta metodología se obtuvo un efluente con calidad para riego agrícola en 1.5-5 días con recirculación y aeración y en 4.7-8 días sin recirculación ni aireación (Zimmels *et al.*, 2009).

2.2.4. Indicadores microbiológicos de calidad del agua

Las bacterias y virus liberadas a través de deshechos animales y humanos a las corrientes de agua pueden causar enfermedades. Por ello, éstos microorganismos son utilizados como indicadores de calidad del agua (Ali, 2010).

2.2.4.1. Coliformes totales y coliformes fecales

Las coliformes totales y fecales forman parte de la microbiota natural en la rizosfera. Por ello las raíces de plantas acuáticas pueden funcionar como biofiltros de bacterias y virus (Xu & Warriner, 2005). Concentraciones altas de estos microorganismos pueden limitar el uso del agua para recreación o contaminar el agua para consumo humano. Además, la presencia excesiva de estas bacterias indican problema como baja concentración de oxígeno disuelto (Ali, 2010). Los mecanismos involucrados para la remoción de estas bacterias durante el tratamiento de aguas residuales son la filtración y adsorción. Los principales mecanismos de adsorción de bacterias son la interacción célula/superficie y célula/célula (Chabaud *et al.*, 2006).

2.2.4.2. Colifagos nativos

2.2.4.2.1. Virus entéricos en aguas residuales

Se han identificado más de 140 virus entéricos a partir de las heces fecales humanas, en especial los virus de Hepatitis A y E (HAV y HEV por sus siglas en inglés),

calcivirus, rotavirus y astrovirus. Sin embargo, en aguas residuales, sólo un limitado número de éstas especies de virus son capaces de producir diversas enfermedades, incluyendo diarrea, gastroenteritis y meningitis (Azadpour-Keeley & Ward, 2005; Leclerc *et al.*, 2001). Esto es relevante ya que el riego agrícola con aguas residuales es una ruta para que los patógenos virales lleguen a las áreas de cultivo, donde pueden ser una zona de riesgo de infección para humanos (Leclerc *et al.*, 2001; Xu & Warriner, 2005).

Se ha demostrado que el HAV y otros grupos de virus entéricos son resistentes a los procesos de desinfección durante el tratamiento de aguas residuales. Por ello es importante detectar la presencia de enterovirus, con la finalidad de evaluar el grado de riesgo a la salud humana por enfermedades virales (Leclerc *et al.*, 2001).

2.2.4.2.2. Bacteriófagos como indicadores de calidad del agua.

Los bacteriófagos son virus que infectan bacterias y, subsecuentemente, las lisán. Este tipo de virus han sido aislados del suelo, agua, agua residual y en la mayoría de los ecosistemas colonizados por bacterias. Los fagos presentan un largo período de sobrevivencia y sobreviven a temperaturas hasta 95°C y un pH de 1 (Arraj *et al.*, 2005; Leclerc *et al.*, 2001; Marks & Sharp, 2000). Algunos grupos de bacteriófagos infectan bacterias presentes en la microflora gastrointestinal humana por lo que son encontrados en las aguas residuales domésticas. Los bacteriófagos que infectan *Escherechia coli* y otras coliformes son llamadas colifagos (Leclerc *et al.*, 2001).

Los colifagos se han sugerido como indicadores de contaminación debido a que presentan afinidad a *E. coli* en aguas residuales (Reyes & Jiang, 2010). Hay tres grupos de bacteriófagos utilizados como indicadores de enterovirus: colifagos

somáticos, colifagos machos específicos para ARN o FARN y colifagos que infectan *Bacteroides fragilis* (Leclerc *et al.*, 2001; Mandilara *et al.*, 2006).

Este tipo de virus son utilizados debido a que son resistentes a la desinfección, tienen un tamaño similar a los virus entéricos y presentan un movimiento similar a través de los suelos (Leclerc *et al.*, 2001; Reyes & Jiang, 2010; Xu & Warriner, 2005).

2.2.4.2.3. Biología y ecología de virus en ecosistemas acuáticos.

El ciclo de replicación del fago comienza cuando el virus se adsorbe al hospedero bacteriano a través de sitios específicos en la superficie celular (compartimientos en la membrana celular, flagelos y pilus sexuales). Los fagos somáticos se adhieren al cuerpo de la bacteria en la membrana celular. Los fagos FARN se adhieren al pili F de las células por lo que son llamados fagos F⁺. El ácido nucleico viral es introducido al hospedero por el fago (Leclerc *et al.*, 2001; T. Marks & Sharp, 2000) para lisar la célula, posteriormente.

La ecología de las comunidades virales en ambientes acuáticos se encuentra influida por dos características principales: (1) la profundidad del agua y (2) la vegetación acuática (Jackson & Jackson, 2008). De acuerdo a Jackson y Jackson (2008) la mayor abundancia de virus en ecosistemas acuáticos se encuentra asociada a sustratos y sedimentos. Dentro de estas comunidades virales, las poblaciones con mayor dominancia son los bacteriófagos, seguidos por virus de algas, protozoarios y plantas.

En un humedal de tratamiento de aguas residuales los mecanismos de remoción de virus son adsorción a las superficies de macrófitas, sedimentos y

partículas suspendidas (Azadpour-Keeley & Ward, 2005; Jackson & Jackson, 2008; Xu & Warriner, 2005). Los virus pueden adsorberse e incorporarse en las biopelículas bacterianas y ser retenidos, así como a los sólidos suspendidos contribuyendo a la remoción de virus de efluentes contaminados.

La remoción de virus se incrementa mientras haya una mayor densidad de macrófitas acuáticas. Esto se debe a que los virus tienden a adsorberse a la rizósfera (Jackson & Jackson, 2008). La adsorción se incrementa en presencia de cationes debido a que ayudan a reducir las fuerzas de repulsión entre los virus y las partículas a las que se adsorben. Por ello, la lluvia puede liberar los virus debido a su baja conductividad eléctrica (Leclerc *et al.*, 2001).

Aunque el número de bacteriófagos pudiera estar relacionado con la concentración de bacterias, no existe una relación directa y clara entre las cantidades de células bacterianas y las partículas virales, por lo que no reflejan una relación virus-hospedero (Jackson & Jackson, 2008). Por ello se considera que la reproducción de colifagos en el ambiente es controversial, aunque se reconoce que una alta abundancia de *E. coli* en pantanos para tratamiento de agua residual puede favorecer la replicación de éstos (Reyes & Jiang, 2010).

Además, la temperatura y la lluvia son factores que influyen en la variación temporal de colifagos (Reyes & Jiang, 2010). A temperaturas más bajas se observa una mayor ocurrencia de colifagos en los ecosistemas acuáticos, debido a que las bajas temperaturas prolongan su sobrevivencia. Por otro lado, se considera que las lluvias pueden arrastrar colifagos a los puntos de muestreo.

2.2.4.2.4. Métodos de detección y cuantificación de bacteriófagos.

Los virus pueden ser detectados en matrices acuosas mediante cultivos celulares o métodos de biología molecular (amplificación genética, principalmente). Sin embargo, el cultivo de células requiere laboratorios altamente especializados, líneas celulares específicos y llevar a cabo análisis de calidad continuamente. Por otro lado, la amplificación de material genético viral, es cara y se encuentra restringida a laboratorios especializados; además, puede presentarse contaminación durante el análisis (Leclerc *et al.*, 2001).

Por lo anterior, se sugiere el uso de indicadores de patógenos virales. Éstos son utilizados como un método indirecto para señalar la presencia de HAV, calcivirus, rotavirus y astrovirus (Leclerc *et al.*, 2001); por ejemplo los ensayos con bacteriófagos son más simples y económicos que los análisis mencionados previamente, están presentes en heces fecales y agua residual, no se multiplican en el ambiente y son tan resistentes como los virus entéricos al sistema de tratamiento (Leclerc *et al.*, 2001).

Las bacterias utilizadas como hospederos en este ensayo deben cumplir cuatro características (Leclerc *et al.*, 2001). (1) Deben ser fáciles para trabajar; (2) estables (sin variar genéticamente); (3) con resistencia a antibióticos y (4) no deben adherir fagos lisogénicos que se activen inesperadamente, esto puede dar resultados falsos positivos. Es por ello que se prefiere utilizar *E. coli* para este tipo de análisis.

2.3.4.3. Comunidades microbianas eucariotas como indicadores de calidad del agua

Una metodología simple y manejable para la clasificación, evaluación y monitoreo de la condición biológica de aguas naturales y aguas residuales urbanas consiste en la utilizaciones de las comunidades de protozoarios y microalgas (Jiang & Shen, 2005).

Dentro del tratamiento biológico, los protozoarios presentan un papel positivo como depredadores de bacterias, reducción de la demanda bioquímica de oxígeno y disminución de sólidos suspendidos (Papadimitriou *et al.*, 2010; Priya, Haridas, & Manilal, 2008). Además de lo anterior, Jiang y Shen (2005) mencionan la utilidad de los protozoarios como bioindicadores de calidad del agua debido a que a) son comparables a lo largo del mundo debido a su distribución cosmopolita y b) se caracterizan por un tiempo de generación corto por lo que reaccionan rápidamente a los cambios en la calidad del agua.

En tratamientos anaeróbicos de aguas residuales se han encontrado protozoarios de los géneros *Prorodon*, *Vorticella*, *Cyclidium*, *Spathidium*, *Loxodes*, *Metopus*, *Rhynchomonas*, *Naeglaria*, *Amoeboglagellados*, *Tetramitos*, *Trepomonas* y *Bodo*. Estos microorganismos se encontraban correlacionados a la disminución de ácidos grasos volátiles y disminución de la DQO (Priya *et al.*, 2008). En estudios realizados en reactores anaerobios y humedales de tratamiento de aguas residuales, se han encontrado correlaciones entre la biodiversidad de las taxa de microorganismos eucariotas con la disminución de fósforo y coliformes totales (Chabaud *et al.*, 2006; Papadimitriou *et al.*, 2010; Priya *et al.*, 2007). Estos estudios indican que la

concentración de DQO presenta una correlación negativa con la biodiversidad de protozoarios ciliados (Priya et al., 2007).

2.3. Tecnologías de Tratamiento de Aguas Residuales

2.3.1. Reactores anaeróbicos de bafles

Los sistemas anaeróbicos son utilizados debido a su bajo costo de operación, simplicidad, baja producción de lodos y alta remoción de materia orgánica (Bodkhe, 2009; Hassan & Dahlan, 2014). Los reactores anaeróbicos de bafles (RAB) se encuentran entre los tratamientos anaeróbicos más útiles ya que pueden separar la acidogénesis de la acetogénesis, comportándose como un sistema difásico (Barber & Stuckey, 1999).

Los RAB fueron diseñados por McCarty y sus colaboradores en 1981 en la Universidad de Stanford para tratar aguas residuales con alta carga orgánica. Éstos consisten en un sistema de bafles verticales (compartimientos que dividen el reactor en secciones) que inducen al agua residual a fluir debajo y por encima de ellos en el trayecto de la entrada a la salida (Sarathai *et al.*, 2010).

Este tipo de sistemas presentan diseños simples, no hay mezcla mecánica, altos tiempos de retención de sólidos, retención de biomasa sin mezclar y bajos tiempos de residencia hidráulica (TRH); Además de una alta capacidad de respuesta a los cambios en la composición del agua residual (Barber & Stuckey, 1999).

Las bacterias dentro de los RAB se elevan y asientan suavemente debido a las características del flujo y a la producción de gas de cada compartimiento. El movimiento horizontal a lo largo del reactor es relativamente lento, lo que aumenta el tiempo de retención celular. Por ello el agua residual entra en contacto con una gran cantidad de biomasa activa, y el efluente está relativamente libre de sólidos biológicos. Debido a esto, los RAB son eficientes para degradar una alta concentración de DQO (Wang *et al.*, 2004).

Hassan y Dahlan (2014) mencionan que la comunidad microbiana de los RAB consiste en 2% de hongos, 5% de protozoarios y el 93% restante son bacterias. La actividad acidogénica se produce en el primero de los compartimientos, mientras que el resto producen actividades acetogénicas y metanogénicas. Hay evidencias de que existen bacterias metanogénicas tolerantes a condiciones ácidas en los primeros compartimientos (Ban *et al.*, 2013). Entre los géneros de metanogénicas encontradas en este tipo de reactores se encuentran *Methanosarcina*, *Methanococcus*, *Methanospirillum*, *Methanotrix* y *Methanobacterium* (Hassan & Dahlan, 2014).

2.3.1.1. Estudios de caso del uso de RAB en tratamiento de aguas residuales

Wang *et al.* (2004) trabajaron con un RAB a escala utilizando agua residual sintética. Sus resultados experimentales mostraron que el acetato fue el principal mediador en la degradación acidogénica de la glucosa donde la concentración de ácidos grasos volátiles disminuyó longitudinalmente a lo largo del reactor. Este estudio

mostró que la composición de biogás fue principalmente de metano en los primeros cinco bafles, mientras que la concentración de hidrógeno disminuyó en los primeros compartimientos. Wang *et al.* (2004) observaron una marcada influencia del sustrato sobre la producción de metano.

Bodkhe (2009) realizó una modificación de un RAB para tratar aguas residuales de origen municipal. Se utilizó un RAB construido con plexiglass transparente el cual tenía 9 cámaras de idéntico tamaño, forma y volumen, conectadas en series. Con un THR de 0.25 d se obtuvieron eficiencias de remoción de sólidos suspendidos y DQO de 86 y 84% respectivamente. En un tiempo de operaciones de 375 días se concluyó que este tipo de tratamientos puede utilizarse en casas individuales o pequeñas colonias.

Sarathai *et al* (2010) utilizaron un RAB que presentó una cámara de sedimentación y tres bafles. La remoción de sólidos suspendidos en este RAB se debió principalmente a su acumulación en a la cámara de sedimentación en la cual los sólidos fueron parcialmente degradados, con un TRH de 48 h se obtuvo una remoción superior al 85% de DQO y de 90% de SST.

2.3.2. Ecorremediación en el tratamiento de aguas residuales

La ecorremediación es una tecnología emergente cuyo uso para tratar aguas residuales ha ido en aumento. Esta tecnología utiliza plantas, microorganismos asociados a ellas y técnicas agronómicas para favorecer y reducir los tiempos

requeridos en la remoción de contaminantes del agua (Dzantor, 2007; Schröder *et al.*, 2007; Schwitzguébel, 2001; Zhai, 2011).

Entre las ventajas principales de la ecorremediación se encuentra el hecho de que es una alternativa económica, no invasiva y ambientalmente amigable que es posible incorporar a las técnicas de tratamiento convencionales (Zhang *et al.*, 2007).

La ecorremediación basada en plantas (fitorremediación) varía dependiendo del metabolismo directo o translocación de los contaminantes de interés en las plantas así como por la degradación llevada a cabo por los microorganismos asociados a la rizósfera (Campton *et al.*, 2003). De acuerdo con las funciones fisiológicas de las plantas, la fitorremediación se divide en las siguientes categorías (Zhai, 2011):

1. Fitoextracción. Las plantas son utilizadas para bioacumular contaminantes, tales como metales o contaminantes orgánicos del suelo concentrándolos en sus partes superiores (Schröder *et al.*, 2007; Schwitzguébel, 2001)
2. Fitotransformación. Degradación total o parcial del complejo de moléculas orgánicas y su incorporación en los tejidos vegetales (Schwitzguébel, 2001).
3. Fitoestimulación. La planta libera exudados/enzimas en la rizósfera lo cual estimula el crecimiento microbiano y fúngico y la degradación de los contaminantes mediante estos organismos (Schwitzguébel, 2001).
4. Fitovolatilización. Es el uso de las plantas para volatilizar contaminantes o metabolitos presentes en el suelo o agua contaminada (Schwitzguébel, 2001; Schröder *et al.*, 2007).

5. Rizofiltración. Es el uso de las raíces de las plantas para absorber contaminantes, principalmente metales y contaminantes orgánicos, del agua o sistemas acuáticos (Schwitzguébel, 2001; Schröder *et al.*, 2007).
6. Evapotranspiración. Es el uso de árboles para evaporar agua y extraer contaminantes del suelo (Schwitzguébel, 2001; Schröder *et al.*, 2002).
7. Fitoestabilización. El uso de las plantas para reducir la movilidad y biodisponibilidad de contaminantes en el ambiente, previniendo su migración al agua subterránea y su incorporación en la cadena alimenticia mediante bioacumulación (Schwitzguébel, 2001; Schröder *et al.*, 2007).
8. Control hidráulico. Es el control del nivel freático y la capacidad de campo del suelo mediante pabellones de plantas (Schwitzguébel, 2001; Schröder *et al.*, 2007).

2.3.2.1. Fitorremediación aplicada a tratamiento de aguas residuales.

Con base en la interacción planta-rizósfera-microorganismos, la fitorremediación de efluentes acuáticos puede llevarse a cabo con las siguientes metodologías:

1. Pantanos artificiales de flujo horizontal. Los pantanos están considerados como alternativas de bajo costo para el tratamiento de efluentes de agua residual provenientes de municipios, industrias y actividades agrícolas, se utiliza un flujo horizontal simple y plantas enraizadas tales como *Phragmites* sp., *Typha* sp.,

Brassica sp. entre otras. Esta fitotecnia es efectiva para tratamiento de materia orgánica, nutrientes y patógenos y tiene requerimientos energéticos muy bajos para operar (Ayaz & Akça, 2001; Schröder *et al.*, 2007).

2. Pantanos de flujo vertical. Es un diseño de pantanos dobles que consisten en una o más cámaras de flujo vertical las cuales ofrecen una mayor eficiencia en la remoción de xenobióticos. Se utilizan especies de plantas que mejoren el suministro de oxígeno a la rizósfera (Schröder *et al.*, 2007).
3. Sistemas hidropónicos (Rizofiltración). Estos sistemas se caracterizan por un extraordinario crecimiento radicular debido al uso de aireación periódica que estimula el desarrollo de la raíz y biomasa. No se utiliza suelo como sustrato. Algunos géneros utilizados en este tipo de metodologías son: *Phragmites*, *Iris*, *Juncus*, *Menyanthes* y *Panicum* (Pilon-Smits, 2005; Schröder *et al.*, 2007).
4. Sistemas híbridos. Se utilizan módulos de tratamiento convencional con fitorremediación utilizando una o más fitotecnias de las anteriormente citadas. Además pueden utilizarse una combinación de plantas flotantes y enraizadas sumergidas y/o enraizadas emergentes para generar una mayor resistencia al estrés que los monocultivos, además establecerá una mayor diversidad de rizobacterias, por ello la combinación de plantas es capaz de degradar contaminantes con mayor eficiencia (Schröder *et al.*, 2007).

La eficiencia del tratamiento de aguas dentro de los pantanos construidos son afectados por las características hidráulicas, tales como: tiempo de residencia, mezcla del agua y flujos preferentes. La naturaleza y dinámica del movimiento del agua puede influir significativamente en la eficiencia y alcance de las interacciones entre las

plantas, microbiota y factores abióticos en los pantanos que participan en la remoción de contaminantes (Headley & Kadlec, 2007).

Además, la producción de biomasa vegetal puede ser utilizada de tal forma que se obtenga un beneficio económico. Entre las alternativas para la utilización de este subproducto se encuentran la producción de biogás, uso como forraje, producción de composta, producción de fibra para manufactura de papel, o venta como plantas ornamentales (Zhang et al., 2007).

2.3.3. Sistemas híbridos para tratamiento de aguas residuales

Una alternativa viable para ser utilizada en tratamiento de aguas residuales es el uso de sistemas híbridos los cuales incorporan distintos módulos que combinan diversas especies de plantas acuáticas o la combinación de reactores aerobios y anaerobios en combinación con técnicas de ecorremediación que han mostrado ser eficientes en la remoción de diversos contaminantes del agua residual de diversos orígenes. Esta tecnología emergente será utilizada para los propósitos del presente estudio (Loupasaki & Diamadopoulos, 2013; Masi & Martinuzzi, 2007; Nasr *et al.*, 2009; Schröder *et al.*, 2007).

2.4. Uso de Bioensayos Toxicológicos de Aguas Residuales

El objetivo principal de los análisis toxicológicos a través de bioensayos es predecir evaluar la toxicidad y los efectos ecológicos de sustancias químicas y otros

estresores en diferentes niveles de la cadena trófica. Estos resultados son utilizados en programas de monitoreo ambiental, así como para la regulación de sustancias, ya que son herramientas económicamente viables que permiten la identificación y evaluación de efectos potenciales de los contaminantes generados por actividades agrícolas, acuícolas, industriales y urbanas, sobre componentes bióticos. Con ello es posible priorizar acciones o decisiones sobre áreas que requieran estudios más exhaustivos (Boluda *et al.*, 2011).

Estos ensayos involucran el uso de sistemas biológicos con distintos niveles de complejidad para analizar el impacto de contaminantes en los ecosistemas. Sus resultados exhiben la respuesta de un organismo u organismos a un contaminante respecto a un control. Se pueden utilizar para establecer niveles de toxicidad de algún contaminante específico o de matrices acuosas complejas (Maltby & Calow, 1989; Rizzo, 2011).

Maltby y Calow (1989) clasifican los bioensayos en dos tipos de análisis:

1) Bioensayos predictivos. Anticipan los impactos ambientales a través de la medición de sobrevivencia, crecimiento, reproducción, bioquímica y/o morfología de los organismos utilizados. Este tipo de ensayos pueden medir toxicidad crónica o aguda, siendo los de toxicidad crónica más comunes cuando se utiliza una sola especie.

2) Bioensayos de análisis. En realidad esta metodología no es un bioensayo propiamente dicho. En estos estudios se analizan las comunidades o partes de ellas para hacer juicios sobre su grado de perturbación. Esto es llevado a cabo mediante a) grupos indicadores (índices bióticos), b) medidas generales de estructura de la

comunidad (índices de diversidad), c) medidas de funcionalidad de la comunidad. También pueden ser acompañados de análisis de bioacumulación de contaminantes. Este tipo de metodologías son parte de las evaluaciones de riesgo ecológico.

Es importante mencionar que un efecto particular causado por un químico en un organismo o grupo de organismos no garantiza que tendrá el mismo efecto en distintos organismos, o bien, que otros químicos tendrán el mismo efecto sobre esos organismos (Maltby y Calow, 1989).

Los organismos utilizados para este tipo de bioensayos se agrupan en microorganismos, plantas y algas, invertebrados y peces de acuerdo a Rizzo (2011). Entre los organismos más utilizados para realizar bioensayos de toxicidad se encuentran caracoles, cladóceros, lombrices y peces. Por lo general se utilizan diferentes especies en ensayos de toxicidad debido a que esta diversidad puede dar diferentes resultados en términos toxicológicos, particularmente cuando se utiliza una batería de bioensayos que compara diferentes especies (Andreotti & Gageten, 2006; Cruz-Valdés, 2011; Rizzo, 2011).

2.4.1. Uso de plantas en ensayos toxicológicos

Los bioensayos basados en plantas se caracterizan por un bajo costo de mantenimiento y pueden analizarse diferentes variables (tasa de germinación, peso de biomasa, actividad enzimática, entre otras). Estos ensayos pueden ser utilizados para evaluar la toxicidad de contaminantes orgánicos e inorgánicos, nanopartículas, suelos contaminados, residuos sólidos y lodos residuales de plantas de tratamiento (Rizzo,

2011). Específicamente, las evaluaciones de la sensibilidad de lechuga en cuanto a su tasa de germinación, elongación de la raíz, tasa de necrosis radicular al exponerla a diferentes concentraciones de elementos solubles en agua y suelo, es considerada una alternativa para determinar la toxicidad de los contaminantes (Rizzo, 2011).

Rojas-Valencia *et al.* (2011) realizaron un análisis toxicológico con *L. sativa* para analizar la toxicidad del efluente de un sistema de tratamiento de agua residual urbana a escala de microcosmos. En dicho experimento se observó que la longitud de la radícula fue similar en el agua residual sin tratar y en un control negativo realizado con agua potable. La similitud en el crecimiento radicular de las plántulas expuestas al control negativo y al agua residual fue atribuida al exceso de nutrientes presentes en el influente.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Arquitectura del Sistema Híbrido para Tratamiento de Aguas Residuales

Durante el presente estudio se construyó un sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales a escala de mesocosmos en el Campus Experimental Marín (CEM) de la Facultad de Agronomía de la Universidad Autónoma de Nuevo León (FAUANL), localizado en el municipio de Marín, Nuevo León. El sistema incluye dos RAB de acrílico con un volumen de 60 L dividido en 11 compartimientos idénticos (Figura 1).

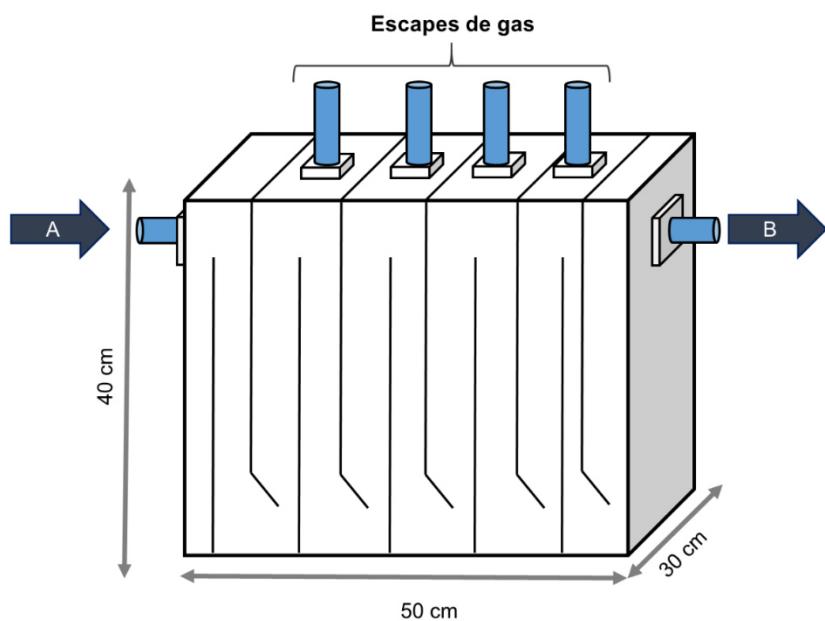


Figura 1. Diagrama esquemático de los reactores anaeróbicos de bafles utilizados, (A) influente; (B) efluente.

Los reactores se inocularon con 10 L de lodo proveniente de la laguna de oxidación de aguas residuales localizada al noreste del CEM, en las coordenadas UTM 395402.22 E y 2862708.63 N, a 371 msnm (Figura 2). A un RAB se añadieron 3.89 kg de neumático automotriz triturado (N.A.T.) para aumentar la residencia de sólidos en el sistema (Loupasaki & Diamadopoulos, 2013).



Leyenda

-  Cementerio municipal
-  Área de cultivo irrigada con aguas residuales
-  Sitio de colecta de plantas acuáticas
-  Sitio de colecta de lodos para inocular los biorreactores anaeróbicos.

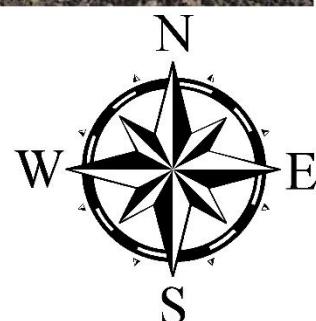


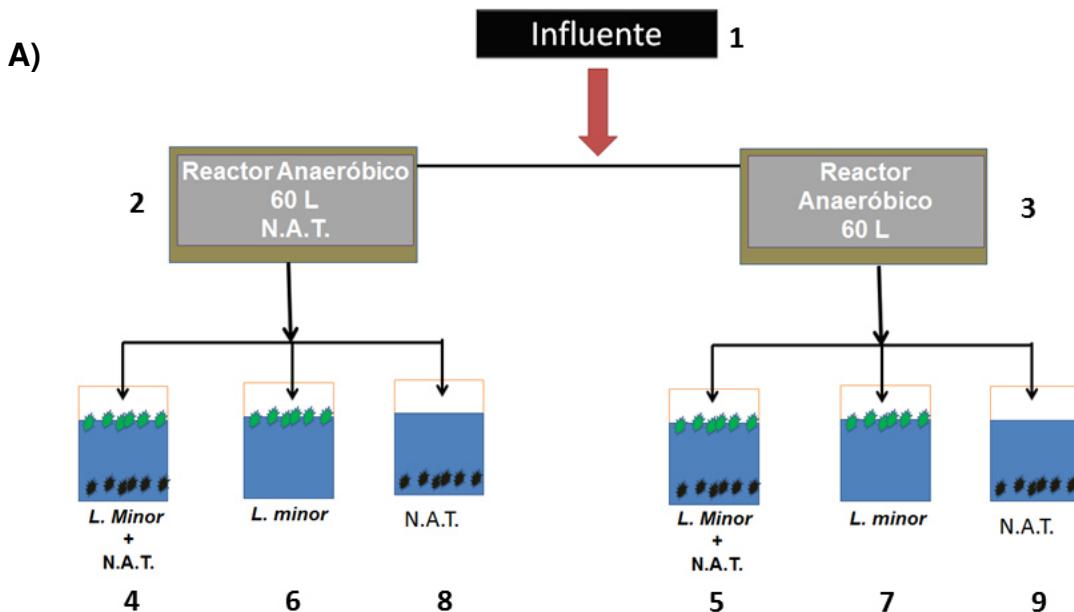
Figura 2. Sitios de colecta de lodo y plantas acuáticas para el sistema híbrido del presente trabajo. Se observa el sistema de lagunas de oxidación para tratamiento de aguas residuales domésticas provenientes de la zona urbana de Marín, N.L. y algunas zonas de cultivo de plantas forrajeras.

Los reactores se alimentaron intermitentemente con 54 L de agua residual municipal mediante una bomba de agua marca Smartpond Modelo FP155 conectada a un temporizador. El sistema de bombeo se activó cada dos horas y media durante seis minutos nueve veces al día. Los efluentes de los RAB pasaron a un post tratamiento en una serie de tres humedales artificiales (Chernicharo, 2006; Loupasaki & Diamadopoulos, 2013) construidos con recipientes de plástico con un volumen de 20 L. Para cada uno de los RAB los post tratamientos fueron un reactor aerobio con NAT e inoculado de *Lemna minor* L. (Lemnaceae), un reactor inoculado con sólo *L. minor* y un reactor con NAT. Las plantas se colectaron en el mismo sitio de donde se obtuvo el lodo para los RAB (Figura 2). En la Figura 3 se observa un diagrama que representa al sistema híbrido de tratamiento construido.

El sistema fue operado al aire libre a temperatura ambiente (Nasr *et al.*, 2009); el tiempo de residencia hidráulico (HRT) del influente en el sistema de tratamiento se estimó mediante la fórmula del HRT Teórico (nHRT) propuesta por Headley y Kadlec (2007) (Ecuación 1):

$$nHRT = \frac{V}{Q} \quad (1)$$

Donde V es el volumen de agua del sistema (20 L) y Q es la tasa de flujo volumétrica (1.622 L h⁻¹ para los RAB y 0.540 L h⁻¹ para cada post-tratamiento). La porosidad del NAT fue del 86%. El HRT real puede variar con respecto al nHRT debido a inexactitudes del flujo, factores climáticos, evapotranspiración, entre otros (Headley & Kadlec, 2007). El tiempo de residencia del sistema fue de 37 h. El sistema fue operado durante 237 días.



N.A.T. = Neumático
Automotriz Triturado



Figura 3. A) esquema del sistema de tratamiento de aguas residuales. Se muestran los tratamientos utilizados dentro del sistema. Agua residual sin tratar (1), RAB con neumático automotriz triturado (2) y las descargas de sus reactores aerobios (4, 6 y 8). RAB sin sustrato de fijación de biopelículas (3) y las descargas de sus reactores aerobios (5, 7 y 9). B) fotografía del sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.

3.2. Colecta de Muestras de Agua

Se realizaron ocho muestreos. La fecha de los muestreos, así como la temperatura media del día en que se llevó a cabo, se muestran en el Cuadro 6.

Cuadro 6. Lista de muestreos de agua realizados.

Número de muestreo	Fecha dd/mm/aaaa	Temperatura media (°C)
1	01/09/2014	30.61
2	17/09/2014	27.16
3	03/10/2014	25.76
4	14/10/2014	19.42
5	19/12/2014	18.18
6	19/01/2015	16.12
7	09/02/2015	9.55
8	11/04/2015	23.14

Los ocho muestreos de aguas se realizaron considerando nueve sitios de muestreo: agua residual sin tratar (1), RAB con neumático automotriz triturado (2) y las descargas de sus reactores aerobios (4, 6 y 8), RAB sin sustrato de fijación de biopelículas (3) y las descargas de sus reactores aerobios (5, 7 y 9) (Figura 3).

En cada sitio se realizó un muestreo manual con contenedores plásticos estériles de 1 L de capacidad (APHA/AWWA/WEF, 2005). Las muestras se tomaron utilizando guantes de látex estériles y se colocaron en hielo. Éstas fueron transportadas en una hielera hasta el laboratorio. Despues de realizar los análisis microbiológicos (cuantificación de coliformes y bacteriófagos), las muestras se acidificaron a un pH de 2 para ser almacenadas a 4°C hasta su utilización.

3.3. Análisis de Parámetros Físico-Químicos y Constituyentes Inorgánicos

3.3.1. Cuantificación de turbidez

Para la cuantificación de la turbidez se utilizó el método nefelométrico (APHA/AWWA/WEF, 2005) midiendo con un turbidímetro Hanna HI 93703. Éste calcula la turbidez mediante el uso de una ecuación de regresión lineal, al ser calibrado con soluciones estándar de 0, 10 y 500 unidades nefelométricas (NTU). Para este análisis se utilizaron alícuotas de 10 mL de cada muestra.

3.3.2. Medición de pH

El pH se determinó en alícuotas de 50 mL de cada muestra con el método electrométrico haciendo uso de un potenciómetro Mettler Toledo modelo FiveEeasy FE20-K (APHA/AWWA/WEF, 2005).

3.3.3. Medición de conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica (CE) fue medida con un conductivímetro DiST 4 HI 98304 marca Hanna.

3.3.4. Cuantificación de N total

Se llevó a cabo una modificación del método de Kjeldahl para la cuantificación de nitrógeno en las muestras de agua (APHA/AWWA/WEF, 2005). Se utilizaron 30 mL de muestra a los cuales se añadieron un gramo de solución catalizadora (93% de K_2SO_4 y 7% de Cu_2SO_4) y tres mililitros de H_2SO_4 concentrado. La solución se digirió por una hora en un digestor Kjeldahl.

Posteriormente, la muestra digerida se colocó en un matraz de destilación de 1 L. Se adicionaron 100 mL de agua bidestilada, 0.5 g de granalla de Zn y 20 mL de NaOH al 40%. La muestra se colocó en el destilador de Kjeldahl. A la solución destilada se añadieron 30 mL de ácido bórico (H_3BO_3) y 6 gotas del indicador mixto rojo de metilo-verde de bromocresol. Se realizó una titulación con HCl al 0.01 N.

La concentración de N se calculó con la Ecuación 2.

$$N \text{ Total } (mg \text{ } L^{-1}) = \frac{(mL \text{ de } HCl \text{ gastados})(0.01)(1.4)}{mL \text{ de muestra utilizada}} \quad (2)$$

3.3.5. Cuantificación de P total

La determinación de P en agua se llevó a cabo mediante una modificación del método colorimétrico del cloruro estanoso ($SnCl_2 \cdot 2H_2O$) (APHA/AWWA/WEF, 2005).

Se preparó una curva de calibración de 2, 4 y 6 mg L^{-1} de fósforo, la cual fue preparada con una solución estándar de fosfato, además de un blanco con agua

bidestilada. En tubos de ensayo se añadieron 2 mL de las soluciones con las curvas de calibración y las muestras de aguas residuales. En tubos de ensayo se añadieron 8 mL de $\text{SnCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ al 0.5% y 10 mL de molibdato de amonio ($(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) al 10 %. Estos tubos se dejaron en reposo durante 15 minutos y posteriormente se leyó su absorbancia a 660 nm en un espectrofotómetro. El cálculo de las concentraciones de P total en las muestras se realizó mediante un modelo de regresión lineal.

3.3.6. Cuantificación de Ca y Mg

Se colocaron 10 mL de muestra de agua residual en un matraz de 250 mL. Se adicionaron 0.5 g de murexide y 10 gotas de NaOH 4 N. La solución se tituló con una solución de ácido etildiaminotetraacético (EDTA) 0.01 N. Se tomó la cantidad de solución gastada cuando la muestra obtuvo una coloración violeta. Los meq de Ca se calcularon con la Ecuación 3.

$$\text{meq Ca} = \frac{(\text{mL de EDTA}) * (0.01) * 1000}{\text{mL de muestra}} \quad (3)$$

Para la cuantificación de Ca + Mg se colocaron 10 mL de muestra de agua residual en un matraz de 250 mL. Se añadieron 15 mL de agua destilada, 10 gotas de una mezcla de $\text{NH}_4\text{Cl} + \text{NH}_4\text{OH}$ así como 3 gotas de ericromo negro T y se tituló con EDTA 0.01 N. Se tomó la cantidad de solución de EDTA gastada cuando la muestra vira de color morado a verde-azul. Los meq de Ca+Mg se calcularon mediante la Ecuación 4.

$$meq\ Ca + Mg = \frac{(mL\ de\ EDTA) * (0.01) * 1000}{mL\ de\ muestra} \quad (4)$$

3.3.7. Cuantificación de Na

La cuantificación de Na en meq L⁻¹ se llevó a cabo de manera matemática mediante la Ecuación 5 (Allison *et al.*, 1954).

$$Na = \left(\frac{CE * 1000}{100} \right) - (Ca + Mg) \quad (5)$$

3.3.8. Cuantificación de carbonatos y bicarbonatos

Para la cuantificación de carbonatos, se colocaron 10 mL de muestra en un matraz de 250 mL. Se añadió una gota de fenolftaleína. Si la muestra adquirió color rosa, se titulaba con una solución de H₂SO₄ 0.01N hasta que desapareciera el color. En caso contrario, se consideró que la concentración de carbonatos estaba por debajo del nivel de detección del método.

Por otro lado, para la cuantificación de bicarbonatos, a la misma muestra se agregaron 6 gotas de naranja de metilo. Posteriormente se tituló con H₂SO₄ 0.01 N hasta que la solución cambió de naranja a rojo pálido. La concentración de carbonatos y bicarbonatos se calculó con base en la Ecuación 6.

$$meq CO_3^- \text{ ó } HCO_3^- = \frac{(H_2SO_4) * (0.01) * 1000}{mL \text{ de muestra}} \quad (6)$$

3.3.9. Cuantificación de cloruros

En la misma muestra donde se determinaron carbonatos y bicarbonatos se añadieron 6 gotas de K₂CrO₄ al 5%. La solución se tituló con AgNO₃ al 0.005 N hasta el viraje de color amarillo a rojo. Además, se realizó la titulación de un blanco. Los mL de AgNO₃ gastados en la titulación del blanco se le restaron a los mL de AgNO₃ gastados en la titulación de las muestras. La concentración de cloruros se calculó con la Ecuación 7.

$$meq Cl^- = \frac{(mL \text{ de } AgNO_3) * (0.05) * 1000}{mL \text{ de muestra}} \quad (7)$$

3.3.10. Cuantificación de sulfatos

La concentración de sulfatos se estimó considerando las concentraciones de carbonatos, bicarbonatos y cloruros, así como la conductividad eléctrica. Para ello se utilizó la Ecuación 8.

$$SO_4 = \left(\frac{CE(\mu S)}{100} \right) - (CO_3 + HCO_3 + Cl) \quad (8)$$

3.3.11. Parámetros de salinidad y dureza

Las sumas de cationes y aniones (meq L^{-1}) fueron calculadas con base en las Ecuaciones 9 y 10 (Allison *et al.*, 1954).

$$\Sigma \text{Cationes} = Ca + Mg + Na \quad (9)$$

$$\Sigma \text{Aniones} = CO_3 + HCO_3 + Cl^- + SO_4 \quad (10)$$

La salinidad efectiva (SE) y la salinidad potencial (SP), la relación de absorción de sodio (RAS) y el carbonato de sodio residual (CSR) se calcularon con base en las Ecuaciones 11, 12, 13 y 14 respectivamente (Allison *et al.*, 1954)

$$SE = \Sigma \text{Cationes} - Ca \quad (11)$$

$$SP = Cl + \frac{1}{2}SO_4 \quad (12)$$

$$RAS = \frac{Na}{\sqrt{(Ca + Mg)/2}} \quad (13)$$

$$CSR = (CO_3 + HCO_3) - (Ca + Mg) \quad (14)$$

Con estos parámetros se elaboró el Diagrama de Salinidad Riverside, C.A., EE.UU.AA. (Allison *et al.*, 1954) y el diagrama Wilcox. Con ello se clasificaron las aguas del sistema de acuerdo a su uso para riego agrícola. Para la elaboración de estos diagramas se utilizó el programa informático Diagrammes 6.48 desarrollado por la Université d'Avignon (<http://www.lha.univ-avignon.fr/>). La dureza se calculó con base en la Ecuación 15. Ésta se expresó en grados hidrotiméricos franceses ($^{\circ}\text{fH}$).

$${}^{\circ}fH = \frac{(Ca^{2+} mg L^{-1})(2.5) + (Mg^{2+} mg L^{-1})(4.12)}{10} \quad (15)$$

Con base en los valores calculados a través de la Ecuación 14 se clasificó el agua del influente y efluentes utilizando el criterio de Canovas-Cuenca (1990). Este criterio de clasificación se presenta en el Cuadro 7.

Cuadro 7. Clasificación del agua con base en su dureza (Canovas-Cuenca, 1990).

Tipo de agua	Grados hidrotiméricos franceses
Muy dulce	<7
Dulce	7-14
Medianamente dulce	14-22
Medianamente dura	22-32
Dura	32-54
Muy dura	>54

3.3.12. Metales pesados

Las concentraciones de metales pesados fueron cuantificadas mediante espectroscopía de absorción atómica (APHA/AWWA/WEF, 2005). Para ello las muestras fueron centrifugadas y el sobrenadante fue filtrado. La muestra fue analizada siguiendo la metodología de la flama de aire y acetileno (APHA/AWWA/WF, 2005) y utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica marca TermoScientific. Las longitudes de onda para cada metal analizado se muestran en el Cuadro 8.

Cuadro 8. Longitudes de onda para lectura de metales pesados en las muestras de agua residual.

Metal	Longitud de onda (nm)
Cd	228.8
Cu	324.8
Fe	248.3
Pb	217.0
Zn	213.9

3.3.13. Sólidos suspendidos totales (SST)

Los sólidos suspendidos totales (SST) se cuantificaron filtrando una muestra de 50 mL de agua bien mezclada y posteriormente secando el filtro hasta peso constante a 105°C con base en la metodología descrita por la Asociación Americana de Salud Pública (APHA/AWWA/WEF, 2005). El cálculo de la concentración de SST (mg L^{-1}) en las muestras fue con base a la Ecuacion 16.

$$SST = \frac{(A - B) * 1000}{mL \text{ de muestra filtrados}} \quad (16)$$

Donde A es el peso del filtro más residuo en mg y B es el peso del filtro también en mg.

3.4. Cuantificación de Constituyentes Orgánicos e Indicadores de Contaminación por Materia Orgánica

3.4.1. Grasas y aceites recuperables

Se prepararon los matraces de extracción introduciéndolos a la estufa a una temperatura de $103\pm 2^{\circ}\text{C}$, a fin de obtener el peso constante de cada uno de los matraces.

Se filtraron 50 mL de cada muestra en un embudo Büchner al cuál se le añadieron previamente 100 mL de una suspensión de tierra de diatomeas-sílice sobre el filtro. Se aplicó vacío y se lavó con 100 mL de agua bidestilada.

El material filtrante fue transferido a un cartucho de extracción de nitrocelulosa. El cartucho fue secado en una estufa a $103\pm 2^{\circ}\text{C}$ por un período de 30 min. Transcurrido este período se colocó en el equipo Soxhlet. En el matraz de extracción se adicionaron 200 mL de n-hexano calidad industrial y se instaló el equipo Soxhlet. La extracción se ejecutó a una velocidad de 20 ciclos h^{-1} durante 4 h para posteriormente evaporar el solvente.

El matraz se pesó nuevamente hasta alcanzar temperatura constante. La concentración de grasas y aceites recuperables se calculó con base en la Ecuación 17.

$$\text{Grasas y Aceites (mg L}^{-1}\text{)} = \frac{A - B}{V} \quad (17)$$

Donde A es el peso final del matraz de extracción (mg), B es el peso inicial del matraz y V es el volumen de la muestra, en litros.

3.4.2. Demanda química de oxígeno

La demanda química de oxígeno (DQO) se determinó mediante el método de reflujo abierto (APHA/AWWA/WEF, 2005). Se añadieron alícuotas de 25 mL de cada una de las muestras y en otro matraz se añadirán 25 mL de agua destilada como control negativo de la prueba. A cada alícuota se añadieron 1 g de sulfato de mercurio (HgSO_4), perlas de vidrio de ebullición y 2.5 mL de solución estándar de ácido sulfúrico agitando la muestra. Posteriormente se añadieron 12.5 mL de 0.0417 M de dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$). El matraz se conectó a un condensador y se agregaran 35 mL de ácido sulfúrico a través de la parte superior del condensador, se cubrió la parte superior y se calentó por 2 h. El exceso de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ se tituló con sulfato ferroso amoniacocal estándar (FAS) usando 0.15 ml de ferroin.

La DQO fue calculada con la Ecuación 18.

$$DQO \text{ (mg L}^{-1}\text{)} = \frac{(A - B) * M * 8000}{mL \text{ de Muestra}} \quad (18)$$

Donde A son los mL de FAS utilizados en el control negativo, B mL de FAS utilizados en cada muestra y M es la molaridad del FAS.

3.5. Cuantificación de Indicadores Microbiológicos de Calidad del Agua

3.5.1. Cuantificación de coliformes totales y fecales

Estos indicadores fueron cuantificados mediante el método de filtración por membrana en agar mEndo Less (Difco, Detroit, MI) y agar de mFC (Difco, Detroit, MI) para coliformes totales y fecales, respectivamente. Se siguió la metodología propuesta por métodos estándar (APHA/AWWA/WEF, 2005).

Se utilizaron 1 mL de diluciones de 10^{-1} y 10^{-2} con las muestras de las descargas finales del sistema y 1 mL de diluciones 10^{-2} y 10^{-3} con las muestras del efluente de los RAB y del influente. Estas diluciones fueron preparadas con solución salina trisma pH 7.4 y se aforó con agua bidestilada en proporción 1:10 una solución madre. La solución madre fue preparada con 11.85 g de base trizma ($\text{C}_4\text{H}_{11}\text{NO}_3$); 30.675 g de NaCl; 1.40 g de KCl; 0.21 g de Na_2HPO_4 por litro de solución.

Las alícuotas antes mencionadas fueron filtradas con una bomba de vacío Rocker Modelo Rocker600. Para ello se utilizaron filtros de membrana de nitrocelulosa de 47 mm de diámetro con un tamaño de poro de 0.45 μm la cual se colocó sobre el medio de cultivo, una vez filtrada la muestra. Las coliformes totales se incubaron por 24 h a 37°C y las coliformes fecales a 44.5°C . Los resultados se expresaron en unidades formadoras de colonias (UFC) en 100 mL de muestra (Ecuación 19).

$$\text{UFC } 100\text{mL}^{-1} = \left(\frac{\text{UFC enumeradas}}{\text{Volúmen de muestra ensayado}} \right) * 100 \quad (19)$$

3.5.2. Cuantificación de colifagos nativos

Se cuantificaron colifagos nativos con el método de doble capa descrito por Adams (1959). Se incubó una alícuota de la muestra de agua durante 18 h a 37°C utilizando *Escherechia coli* 15597 ATCC como hospedero de los colifagos. Los resultados se expresaron como unidades formadoras de placa (UFP).

3.5.2.1. Cultivo de *E. coli*

Se utilizó *E. coli* ATCC 15597 mantenida y replicada periódicamente en el Laboratorio de Remediación Ambiental y Análisis de Suelos, Plantas y Aguas de la Facultad de Agronomía de la UANL.

Previo al análisis, se replicó una colonia de *E. coli* en caldo de soya la cual se incubó por 24 h a 35 \pm 2°C. Posteriormente se tomaron alícuotas de un mililitro de la colonia, y se incubaron en caldo de soya por tres horas.

3.5.2.2. Cuantificación de colifagos nativos

Las muestras de agua de las descargas finales del sistema fueron analizadas sin diluir. Las muestras de los efluentes de los RAB y del influente fueron analizadas con diluciones de 10⁻¹ y 10⁻². Estas diluciones se prepararon utilizando la solución salina de base trizma especificada en el apartado 3.5.1.

Se tomaron alícuotas de 0.5 mL de *E. coli* y de 1 mL de las muestras y se colocaron en tubos de ensayo en baño María (45°C) preparados con 7.5 g de caldo de soya tripticaseina y 2.5 g de agar bacteriológico. El contenido de los tubos de ensayo fue vertido en cajas Petri con agar de soya de tripticaseína. Las muestras se incubaron por 18 h a 35±2°C.

Después de la incubación se enumeraron los sitios donde los fagos lisaron las células bacterianas (placas). Los resultados fueron reportados como unidades formadoras de placa en 100 mL ($UFP\ 100mL^{-1}$). Los cálculos se realizaron con la Ecuación 20.

$$UFP\ 100mL^{-1} = \left(\frac{UFP\ enumeradas}{Volumen\ de\ muestra\ ensayada\ (mL)} \right) * 100 \quad (20)$$

3.6. Análisis de la comunidad microbiológica eucariota

Para obtener las muestras de agua donde se analizó la microbiota eucariota se utilizaron tubos de ensayo estériles donde se colocaron muestras de agua de los diversos tratamientos en el sistema híbrido. En ambos RAB se tomaron las muestras provenientes de los bafles tercero, quinto, séptimo y noveno (Figura 4). Una vez en el laboratorio, por cada muestra se tomaron tres alícuotas de 15 µL las cuales fueron analizadas en un microscopio óptico con contraste de fases.

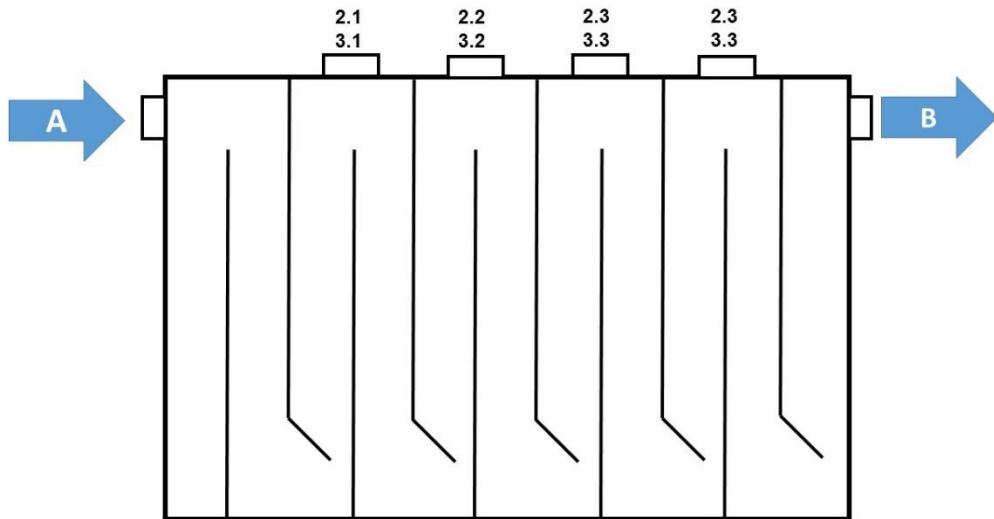


Figura 4. Sitios de muestreo en los RAB para análisis de comunidades eucariotas. Sitios identificados con el número 2 identifican al RAB con NAT.

La identificación de los microorganismos (protozoarios y microalgas) se llevó a cabo con ayuda de las claves del libro Métodos Estándar para Análisis de Agua y Aguas Residuales-Standard Methods for Water and Wastewater Analysis (APHA/AWWA/WEF, 2005) y Kudo (1966). La taxonomía se actualizó utilizando las bases de datos Sistema de Información Taxonómica Integrado (<http://www.itis.gov>) y Registro Mundial de Especies Marinas (WoRMS, 2015) accesada en <http://www.marinespecies.org/index.php>, además del criterio de Cavalier-Smith para las taxa superiores (Cavalier-Smith, 2002) y de Adl *et al.* (2005) para la clasificación de microorganismos eucariotas.

Para caracterizar la estructura de la comunidad microbiológica eucariota se emplearon los índices de: Dominancia de Simpson (λ), Índice de Diversidad de Shannon-Weinert (H') y el Índice de Equitabilidad.

3.7. Análisis Estadístico de Parámetros de Calidad del Agua

La eficiencia de remoción de parámetros de calidad de agua del sistema (expresada en porcentaje) fue calculada mediante la Ecuación 21 (Bodkhe, 2009; Chernicharo, 2006; Chyan *et al.*, 2013; Kimura *et al.*, 2008; Majer Newman *et al.*, 2000; Nasr *et al.*, 2009; Sarathai *et al.*, 2010).

$$R_i = \left[\frac{C_{a,i} - C_{e,i}}{C_{a,i}} \right] * 100 \quad (21)$$

Donde R es el porcentaje de remoción, i son los parámetros de calidad del agua (Mg, Ca, Na, carbonatos, bicarbonatos, cloruros, SO₄, N, P, SST, DQO, coliformes totales y colifagos). C_a y C_e son las concentraciones de estos parámetros en el influente y efluente respectivamente. Si el valor de R es negativo, la concentración de *i* aumenta con respecto al influente.

El análisis estadístico fue realizado con el Paquete Estadístico para Ciencias Sociales 17.0 (SPPS Inc., Chicago, ILL). Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) para determinar diferencias significativas entre muestras a través del período del tiempo y los sitios. Los parámetros que presentaron diferencias significativas fueron analizados con la prueba de Tukey (*p* < 0.05). Para los indicadores microbiológicos, el análisis se realizó transformando las variables en unidades logarítmicas base 10 (log₁₀) (Vidales-Contreras *et al.*, 2010).

El grado de dispersión de los parámetros de calidad del agua fue representado mediante el coeficiente de variación (CV), utilizando la Ecuación 22. Para los indicadores microbiológicos se utilizó el coeficiente de variación geométrico (Ecuación

23). Se llevó a cabo un análisis de correlación de Pearson para analizar una posible relación entre los distintos parámetros de calidad del agua.

$$CV = \frac{\text{desviación estándar}}{\text{media}} \quad (22)$$

$$CV_{Geom} = (10^{\sigma-1}) * 100 \quad (23)$$

3.8. Bioensayos Toxicológicos

3.8.1. Bioensayos de toxicidad del efluente en plantas

Para estos ensayos se utilizaron semillas de chile jalapeño (*Capsicum annuum*: Solanaceae), lechuga orejona (*Lactuca sativa*: Asteraceae), pepino (*Cucumis sativus*: Cucurbitaceae) y chícharo (*Pisum sativum*: Fabaceae), las cuales se compraron a la Distribuidora Rancho Los Molinos S.A. de C.V. Los datos técnicos de las semillas se muestran en el Cuadro 9. Se consideró que todas las semillas a utilizar presentaran un porcentaje de germinación superior al 70% de acuerdo a las recomendaciones de la OECD (2006).

Cuadro 9. Datos técnicos de las semillas utilizadas en el bioensayo.

Nombre común	Especie	Familia	%Germinación	Tratamiento
Chile jalapeño	<i>C. annuum</i>	Solanaceae	>92	Sin tratamiento
Lechuga orejona	<i>L. sativa</i>	Astereaceae	>88	Sin tratamiento
Pepino	<i>C. sativa</i>	Cucurbitaceae	>96%	Thiram
Chicharo	<i>P. sativum</i>	Fabaceae	>93%	Thiram

3.8.1.1. Estandarización de controles positivo y negativo

Se llevó a cabo la estandarización del cromo hexavalente ($\text{Cr}[\text{VI}]$) preparado a partir de dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) con un 99.93% de pureza como tóxico de referencia para cada una de las especies de plantas anteriormente mencionadas (Díaz-Báez *et al.*, 2008).

Para ello se realizó un bioensayo con soluciones de 500, 250, 125, 62.5, 31.125 mg L⁻¹ de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ y un blanco con agua destilada, realizando cinco repeticiones por cada tratamiento. La fitotoxicidad estimada a través del efecto de la solución de Cr(VI) sobre el crecimiento de la radícula fue conducida mediante la Ecuación 24 (Sahu *et al.*, 2008). Cada tratamiento se llevó a cabo con cinco repeticiones a una temperatura de 25 ± 2 °C durante 96 h en condiciones de oscuridad colocando 10 semillas de cada especie en cajas Petri con un disco de papel filtro. Cada disco fue saturado con 5 mL de la dilución correspondiente a su tratamiento (Sobrero & Ronco, 2008).

$$\%F = \left(\frac{A - B}{A} \right) * 100 \quad (24)$$

Donde %F es el porcentaje de fitotoxicidad, A es la longitud de la radícula del control (en mm), B es la longitud de la radícula en el tratamiento (en mm). Con los datos obtenidos se calculó la Concentración Efectiva 50 a 96 horas del bioensayo (CE_{50-96h}), que se define como la concentración de contaminante en el cuál se observa una inhibición en la elongación de la radícula del 50% (OECD, 2003; OECD, 2006), utilizando el modelo de regresión de Morgan-Mercer-Flodin (MMF) simulando los datos

experimentales en Curve Expert 1.4 (www.curveexpert.net). El modelo matemático para el cálculo de la CE_{50-96h} se muestra en la Ecuación 25.

$$Y = \frac{ab + cx^d}{b + x^d} \quad (25)$$

Donde, para los propósitos del presente estudio: y es fitotoxicidad (%); x es la fracción de la solución estándar en la dilución; a el valor de y cuando $x=0$; d es el parámetro de asimetría de la curva; c es el valor de y sobre la asíntota de la función y $b=(x_{0.5})^d$, donde: $x_{0.5}$ es el valor de x al 50% de fitotoxicidad.

Con estos resultados se elaboraron las cartas de control del tóxico de referencia para las especies de prueba con la finalidad de definir la dosis CE_{50-96h} del K₂Cr₂O₇ en cada especie de acuerdo a Díaz-Báez *et al.* (2008). Con los datos obtenidos de CE_{50-96h} se calculó el valor promedio y la desviación estándar (σ) utilizados para estimar los valores del límite superior (LS) y límite inferior (LI) que definen el intervalo de variación aceptable donde se ubicarían los valores de CE_{50-96h} del tóxico de referencia. Estos valores límite se obtienen a partir de las ecuaciones 26 y 27.

$$LS = \text{Promedio} + 2s \quad (26)$$

$$LI = \text{Promedio} - 2s \quad (27)$$

La precisión intralaboratorio de cada bioensayo se expresó en términos del coeficiente de variación (CV) calculado a partir de la Ecuación 22, presentada

anteriormente. Se consideró un valor del 30% del CV como la mínima precisión para cada carta control, de acuerdo a lo reportado por Silva *et al.* (2007).

3.8.1.2. Procedimiento de la prueba

Se llevaron a cabo ensayos de pre-emergencia con las especies vegetales enlistadas en el Cuadro 9. Se realizaron en Cajas Petri con discos de papel filtro, utilizando 3 repeticiones para cada tratamiento. Cada unidad experimental tuvo 10 semillas de cada especie, a excepción del chícharo, donde se utilizaron 5 semillas en cada unidad experimental. Se adicionaron 4 mL del efluente a cada una de las unidades experimentales por tratamiento. Los controles positivos y negativos fueron los descritos con anterioridad.

Este bioensayo duró 96 h a una temperatura de 22°C. Para el análisis estadístico de los ensayos de toxicidad, se transformó la variable de porcentaje de fitotoxicidad mediante el método del Arcoseno (Ecuación 28) con la finalidad de normalizar la variable y homogenizar las varianzas (OECD, 2003). En el análisis se realizó un diseño completamente al azar y se llevó a cabo una comparación múltiple de medias con la prueba de Tukey ($p < 0.05$).

$$\text{Variable transformada} = \text{Arcoseno} \left(\sqrt{\frac{\% \text{Fitotoxicidad}}{100}} \right) \quad (28)$$

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Análisis de Calidad de Agua

A continuación se describen los resultados de calidad del agua tanto del influente como de los efluentes del sistema híbrido del presente estudio. Los estadísticos descriptivos de los parámetros de calidad del agua se presentan en el Anexo I.

4.1.1. Caracterización del influente

En el Cuadro 10 se observan las características típicas del agua residual sin tratar. El pH observado fue principalmente alcalino y la CE fue superior a 1300 µS. La concentración de SST estuvo por encima de los 100 mg L⁻¹ y las concentraciones de

Cuadro 10. Características del influente de agua residual. (n = 8).

Parámetro	Unidad	Concentración		
		Min	Max	Promedio
pH	-	7.730	8.100	7.920±0.156
CE	µS	1120	1540	1315.63±168.638
SST	mg L ⁻¹	42	158	150.571±147.877
P Total	mg L ⁻¹	0.524	12.040	5.182±3.532
N Total	mg L ⁻¹	18.900	74.667	51.421±16.565
DQO	mg L ⁻¹	183.54	1400	557.287±397.28
Coliformes totales	CFU 100mL ⁻¹	6.65E+04	1.59E+08	2.8E+07±5.4E+07
Colifagos nativos	PFU 100mL ⁻¹	1.00E+04	3.6E+05	1.33E+05±1.35E+05

P total se encontraron por encima del límite máximo permisible estipulado por la NOM-001-ECOL-1996 para la protección de la vida acuática. La concentración de N total fue superior a todos los límites máximos permisibles estipulados por la Norma anteriormente mencionada.

4.1.2. Resultados de calidad del agua de los efluentes

4.1.2.1. Parámetros físico-químicos y constituyentes inorgánicos

4.1.2.1.1. Turbidez

En forma general, la turbidez de los efluentes respecto al influente presentó una tendencia a disminuir. Es importante observar que el promedio aumentó en los post-tratamientos en comparación con el efluente de los reactores anaerobios. Sin embargo, no presentaron diferencias significativas entre los valores de los distintos tratamientos (Cuadro 11) así como entre los post-tratamientos de cada RAB (Cuadro 12). En la Figura 5 se exhiben los valores promedio de este parámetro en el sistema de tratamiento.

Cuadro 11. Análisis de varianza de la turbidez en el sistema híbrido de tratamiento.

Fuentes de Variación	SC	GL	CM	F	Sig.
Tratamientos	81172.617	8	10146.557		
Error	213028.404	18	11834.911	0.857	0.568
Total	294201.021	25			

*SC = Suma de cuadrados, GL = Grados de Libertad, CM = Cuadrados medios.

Cuadro 12. Significancias de los análisis de varianza de la turbidez, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.

Significancia		
<i>L. minor + NAT</i>	<i>L. minor</i>	NAT
0.260	0.863	0.784

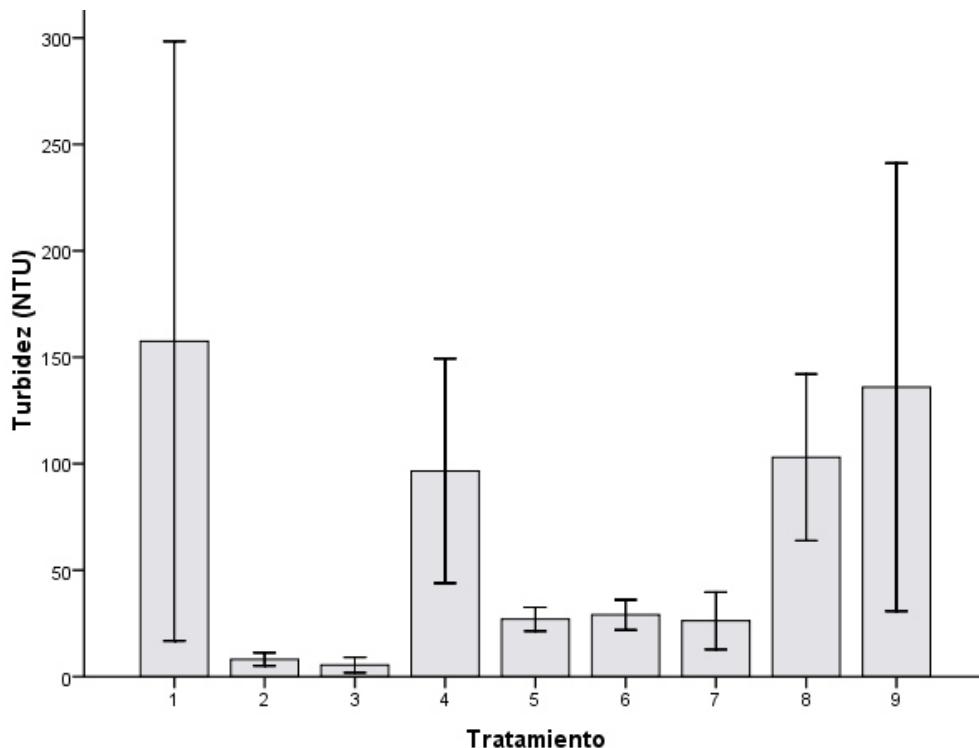


Figura 5. Concentraciones promedio de turbidez (NTU) en el sistema de estudio.

Con base en su turbidez, tanto el influente como los efluentes fueron clasificados como aguas turbias (Ali, 2010). Su aumento en el efluente de los post-tratamientos con respecto al efluente de los reactores anaeróbicos puede atribuirse a los fragmentos vegetales de *L. minor* y la proliferación de microalgas (APHA/AWWA/WEF, 2005; Collins *et al.*, 2013). A pesar de no existir diferencia significativa, es importante mencionar que los post-tratamientos en los que había *L. minor* lograron reducir las NTU en comparación con el influente. Este hecho se debe

a que la rizósfera de las plantas acuáticas disminuyen las concentraciones de partículas suspendidas mediante los vellos radiculares, los cuales adsorben los sólidos suspendidos mediante cargas la atracción de cargas opuestas de partículas coloidales (Dhote & Dixit, 2009; Zimmels *et al.*, 2006).

4.1.2.1.2. pH

Se presentó una diferencia significativa ($p < 0.05$) entre el pH de los distintos tratamientos (Cuadro 13). Sin embargo, entre los post-tratamientos de ambos RAB no se presentaron diferencias significativas (Cuadro 14). En la Figura 6 se muestran los valores promedio del pH donde solamente el pH del efluente del tratamiento 8 fue significativamente más alcalino que el tratamiento 9. En todos los sitios de muestreo el pH fue mayor a 7.5 en todos los casos, tendiendo a alcalinizarse en los tratamientos 8 y 9. El coeficiente de variación fluctuó entre 1.97 y 7.77%.

Cuadro 13. Análisis de varianza del pH en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.

Fuentes de Variación	SC	GL	CM	F	Sig.
Tratamientos	3.867	8	0.483		
Error	11.090	63	0.176	2.746	0.011
Total	14.958	71			

*SC = Suma de cuadrados, GL = Grados de Libertad, CM = Cuadrados medios.

Cuadro 14. Significancias de los análisis de varianza del pH, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.

Significancia		
<i>L. minor + NAT</i>	<i>L. minor</i>	NAT
0.802	0.632	0.499

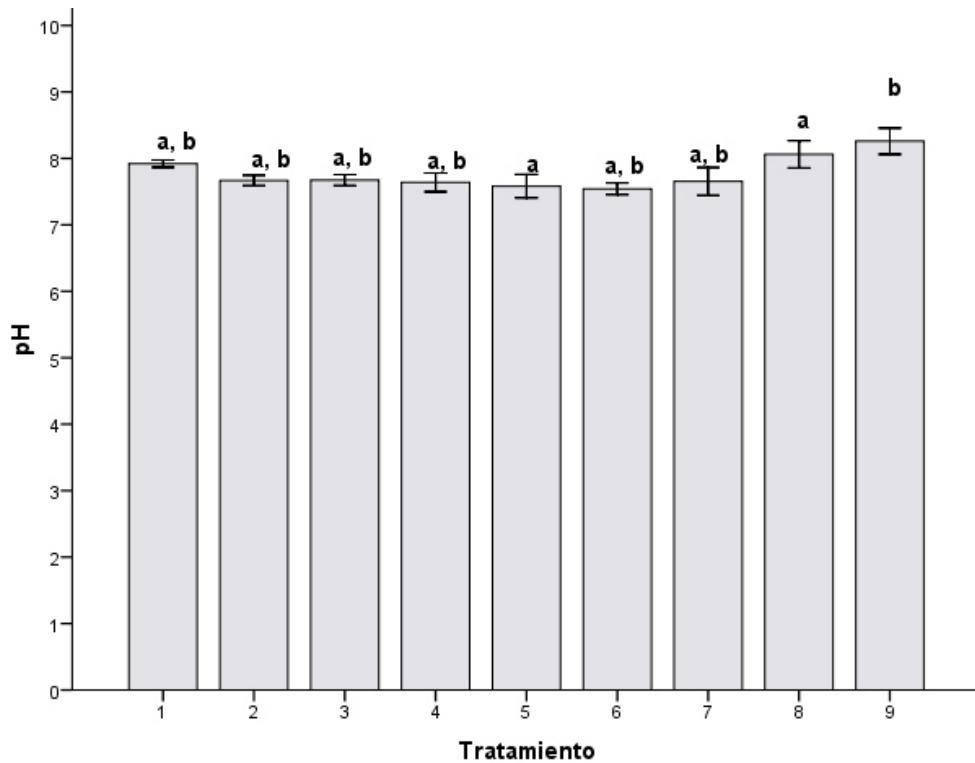


Figura 6. Valores promedio de pH en los tratamientos del sistema de estudio. Los grupos con diferencias significativa ($p < 0.5$) son rotulados con diferente letra.

El valor del pH del agua residual sin tratar coincide con valores reportados para agua residual urbana (Belmont *et al.*, 2004) y sus valores en el sistema pueden ser resultado de distintos procesos metabólicos presentes en el sistema híbrido (Krishna *et al.*, 2007). El comportamiento de este parámetro fue similar al encontrado en un tratamiento de aguas residuales que utilizó NAT como sustrato de fijación para biopelículas (Chyan *et al.*, 2013). La disminución del pH en el efluente de los RAB probablemente se debe al proceso de acidogénesis ocurrido en sus cámaras anaeróbicas, mientras que el aumento en los reactores aerobios sugiere la degradación de ácidos volátiles grasos (Krishna *et al.*, 2007; Nasr *et al.*, 2009; Ozengin & Elmaci, 2007). La presencia de las lemnáceas parece influir, además, en el incremento del pH del agua durante el proceso del tratamiento aerobio (Nasr *et al.*,

2009). Por otro lado, es importante mencionar la correlación negativa entre el pH y los bicarbonatos (-0.231) mostrada en el Cuadro 55. La presencia de bicarbonatos está asociada a la actividad de los microorganismos, los cuales utilizan estos compuestos para regular el pH de su ambiente (Nzengy'a *et al.*, 2013), hecho que parece influir en el aumento de este parámetro.

Es importante mencionar que los efluentes del sistema presentaron un pH situado entre los límites recomendados por la NOM-001-ECOL-1996 para descargas de aguas residuales tratadas. Sin embargo, los efluentes que presentan mejor pH para uso agrícola (Sundaray *et al.*, 2009) fueron aquellos tratados en los sistemas vegetados con *L. minor*.

4.1.2.1.3. Conductividad eléctrica

En el Cuadro 15 se muestra el análisis de varianza de los valores de CE de los efluentes del sistema de estudio el cual mostró diferencia significativa entre las unidades de tratamiento. Pero entre los post-tratamientos del RAB con y sin NAT no se presentaron diferencias significativas de la CE. En la Figura 7 es posible observar un descenso en el promedio de la CE en los RAB y los post-tratamientos con respecto al influente (Figura 7). Los valores del CV fluctuaron entre 7.27 y 54.49%. En los post-tratamientos sin vegetar se observó una menor CE.

Cuadro 15. Análisis de varianza de la CE de los efluentes del sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.

Fuentes de Variación	SC	GL	CM	F	Sig.
Tratamientos	1702242.194	8	212780.274		
Error	5856287.750	63	92956.948	2.289	0.032
Total	7558529.944	71			

*SC = Suma de cuadrados, GL = Grados de Libertad, CM = Cuadrados medios.

Cuadro 16. Significancias de los análisis de varianza de la CE, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.

Significación		
<i>L. minor + NAT</i>	<i>L. minor</i>	NAT
0.450	0.963	1.000

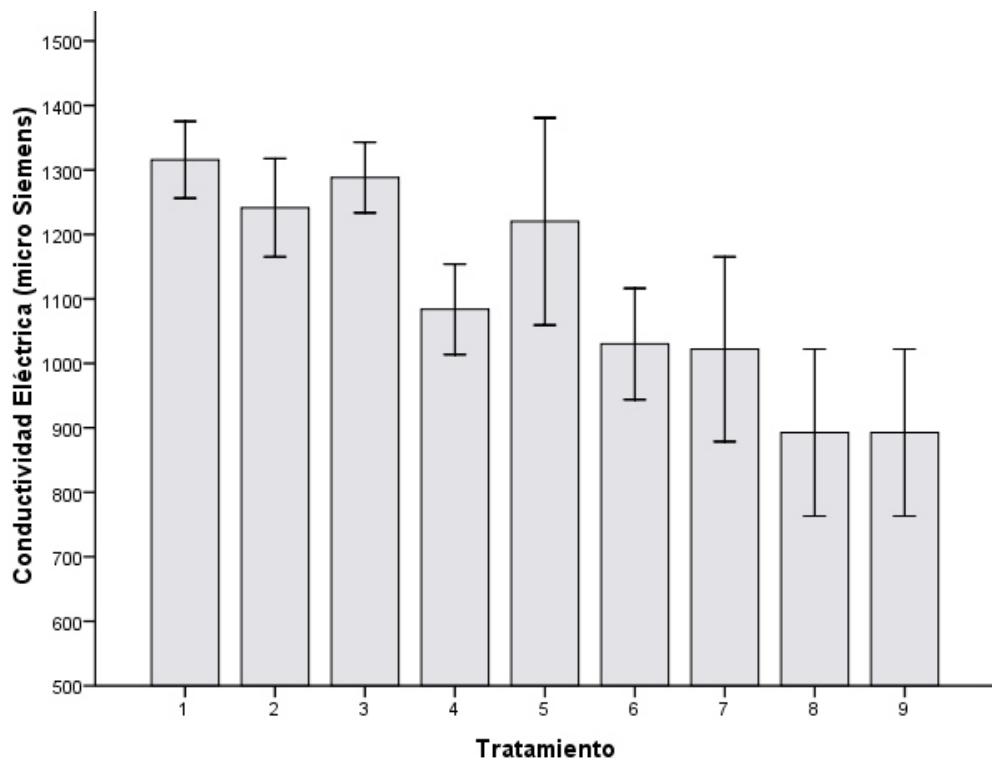


Figura 7. Valores promedio de la CE de los efluentes del sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.

Las variaciones reportadas en la CE pueden deberse tanto a la interacción del agua con los minerales presentes en ella y su interacción con las plantas (Collins *et al.*, 2013; Nzengy'a & Wishitemi, 2001). Se observó una correlación positiva entre la CE con el N y P (Cuadro 55), lo cual está relacionado con el incremento de la conductividad eléctrica en ecosistemas acuáticos (Collins *et al.*, 2013). Igualmente, los resultados del presente estudio muestran un valor de correlación de 0.41 con los SST (Cuadro 55), los cuales también influyen en el aumento de salinidad de las aguas residuales (Sundaray *et al.*, 2009). De acuerdo a la clasificación de Allison *et al.* (1954) el influente y los efluentes se consideran como altamente salinos para uso agrícola. Sin embargo, con base en la clasificación de Vyas & Jethoo (2015), tanto el influente y efluentes pueden ser utilizados para riego de plantas halófitas o cultivos resistentes a la salinidad en suelos con buen drenaje. Los valores de CE se encuentran dentro del rango óptimo para el buen desarrollo y funcionamiento de la microbiota y de flora acuática utilizable en el tratamiento de aguas residuales (Chyan *et al.*, 2013).

4.1.2.4. Nitrógeno total y fósforo total

El análisis de varianza mostró diferencia significativa en las concentraciones promedio de nitrógeno de los tratamientos (Cuadro 17). El ANOVA entre los tratamientos de los RAB no mostró diferencias significativas entre los post-tratamientos de uno y otro reactor (Cuadro 18). La prueba de Tukey indicó que las concentraciones de N en el influente fueron significativamente mayores que en los efluentes de descarga (Figura 8). No se presentó diferencias significativas entre el influente y el efluente de los reactores. El coeficiente de variación osciló entre 22.64 y 169.68%. Los porcentajes de remoción máximos alcanzadas fueron del 76.57 y 71.72% en los post-

tratamientos con NAT únicamente. De manera general se puede observar una remoción superior al 50% en el efluente de los post-tratamientos.

Cuadro 17. Análisis de varianza de las concentraciones de N en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.

Fuentes de Variación	SC	GL	CM	F	Sig.
Tratamientos	12488.948	8	1561.118		
Error	12488.948	63	118.962	13.123	0.000
Total	19983.570	71			

*SC = Suma de cuadrados, GL = Grados de Libertad, CM = Cuadrados medios.

Cuadro 18. Significancias de los análisis de varianza de N total, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.

Significancia		
<i>L. minor + NAT</i>	<i>L. minor</i>	NAT
0.723	0.314	0.692

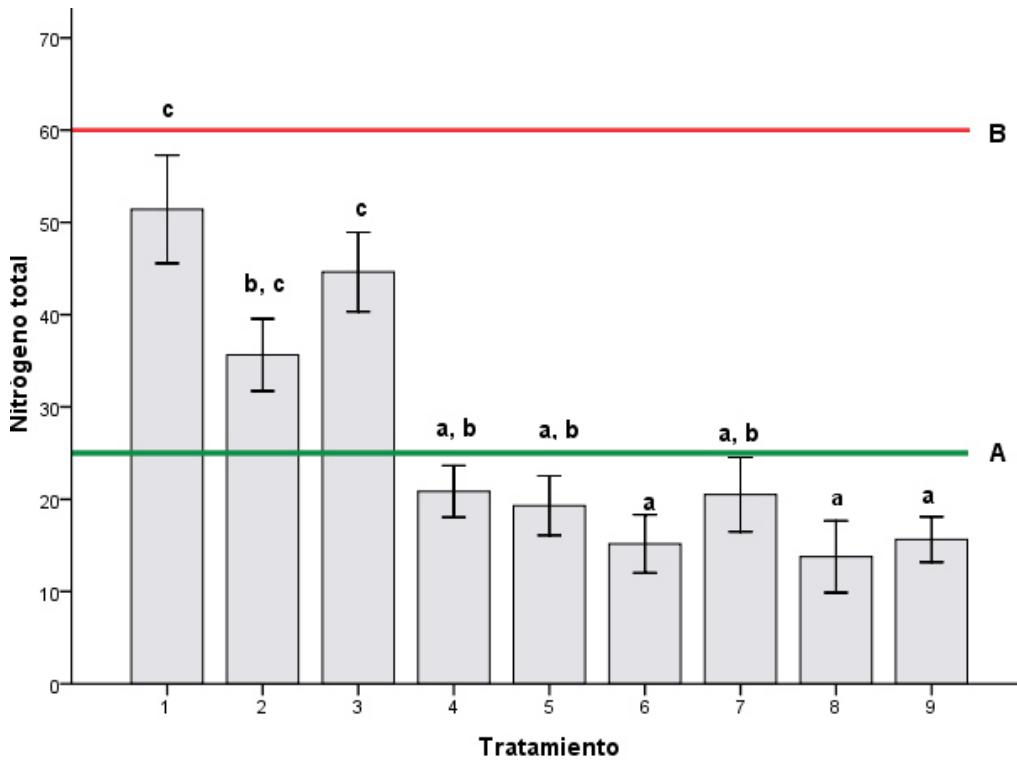


Figura 8. Concentraciones promedio de N total (mg L^{-1}) en los efluentes del sistema y su comparación con los límites máximos permisibles por la NOM-001-ECOL-1996; (A) límite para descarga en ríos para protección de biota acuática y en embalses para uso público urbano; (B) límite para descargas en ríos cuya agua es usada en riego agrícola y uso público urbano y en embalses naturales y artificiales para riego agrícola. Los grupos con diferencia significativa ($p < 0.05$) están rotulados con la misma letra.

Por otro lado, el ANOVA realizado a los resultados de concentraciones de P mostró una diferencia altamente significativa entre los sitios de muestreo (Cuadro 19). La concentración promedio de P en los RAB también fue muy cercana a la concentración de P encontrada en el influente. Entre los pares de los post-tratamientos de los RAB no se presentaron diferencias significativas en la concentración de fósforo (Cuadro 20). Sin embargo, entre los tratamientos con *L. minor* la significancia indica una diferencia casi significativa.

Cuadro 19. Análisis de varianza de las concentraciones de P en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.

Fuentes de Variación	SC	GL	CM	F	Sig.
Tratamientos	169.116	8	21.140		
Error	338.747	63	5.377	3.932	0.001
Total	507.863	71			

*SC = Suma de cuadrados, GL = Grados de Libertad, CM = Cuadrados medios.

Cuadro 20. Significancias de los análisis de varianza de P, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.

Significancia		
<i>L. minor + NAT</i>	<i>L. minor</i>	NAT
0.382	0.052	0.518

En la Figura 9 se observan las concentraciones promedio de P en los efluentes del sistema. La prueba de Tukey mostró que la concentración de P fue estadísticamente similar entre el influente y los efluentes de ambos RAB. La concentración de P fue significativamente menor en las descargas en comparación con el influente.

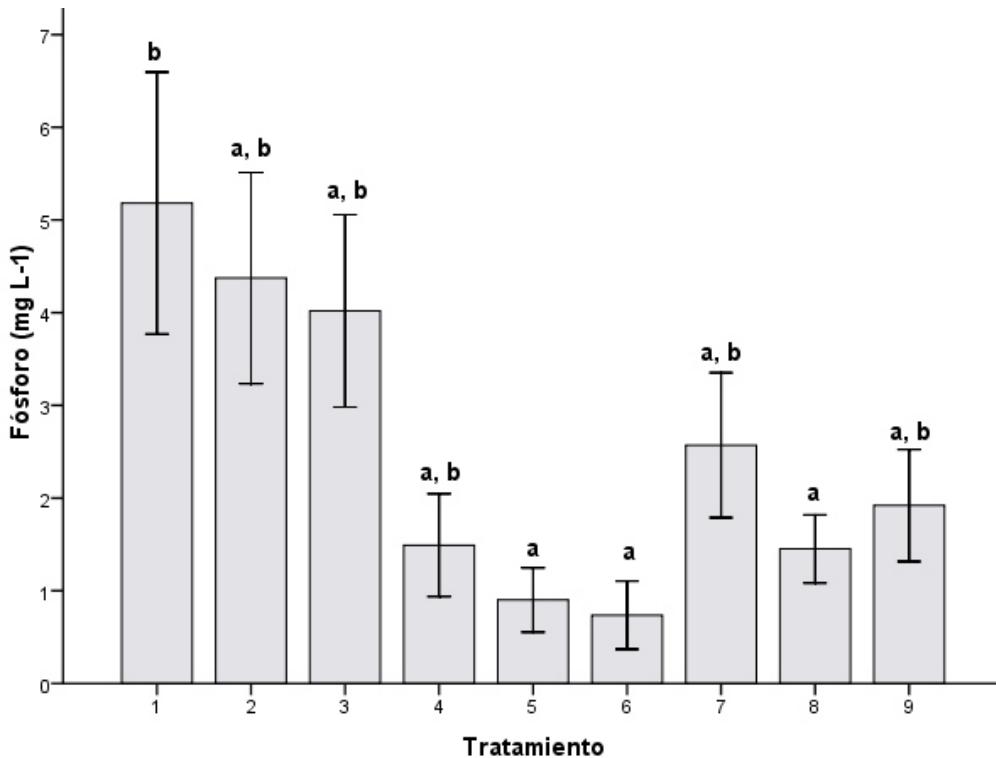


Figura 9. Concentraciones promedio de P en los efluentes del sistema. Los grupos con diferencia significativa ($p < 0.05$) están rotulados con la misma letra.

Las concentraciones de P en el sistema se encontraron por debajo de todos los límites máximos permisibles para descargas establecidos en la NOM-001-ECOL-1996, a excepción del muestreo realizado en febrero donde la concentración alcanzó los 12.04 mg L⁻¹, considerablemente menor que el límite permisible para descargas a embalses utilizados para riego agrícola y efluentes utilizadas para riego y uso público urbano.

La concentración inicial de N y P total en el sistema fue similar a la de agua subterránea contaminada en el municipio de Linares (Dávila Pórcel *et al.*, 2011). La remoción de N total y P en los RAB no fue significativa, esto se debe a que en los tratamientos anaeróbicos sólo ocurren procesos de mineralización de la materia

orgánica (Nasr *et al.*, 2009). Además, de acuerdo a los resultados, sistemas convencionales de tratamiento presentan una eficiencia similar para remoción de P y N (Loupasaki & Diamadopoulos, 2013; Nasr *et al.*, 2009; Ozengin & Elmaci, 2007; Paulsen *et al.*, 2007). La remoción total de estos nutrientes fue aproximada a los obtenidos por Loupasaky y Dimadopolus (2013) y Nasr *et al.* (2009). El mayor %R se llevó a cabo en los post-tratamientos con *L. minor* probablemente por su utilización en la síntesis de biomasa (Cheng & Stomp, 2009; Ozengin & Elmaci, 2007).

Es importante mencionar que existe una correlación negativa significativa de P con Fe (Cuadro 55). Ésta correlación puede deberse a que el Fe influye en la deposición del fósforo en el lodo del tratamiento (Zhang *et al.*, 2007).

4.1.2.5. Magnesio

En el Cuadro 21 se muestra la tabla del ANOVA realizado con las concentraciones de Mg en las muestras de agua colectadas. No se encontraron diferencias significativas entre tratamiento. El ANOVA realizado entre los post-tratamientos de ambos RAB tampoco mostró diferencias significativas entre concentraciones de Mg (Cuadro 21). El CV osciló entre 19.585 y 68.108 % y no se encontró diferencia significativa entre los sitios de muestreo.

Cuadro 21. Análisis de varianza de las concentraciones de Mg en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.

Fuentes de Variación	SC	GL	CM	F	Sig.
Tratamientos	1669.025	8	208.628		
Error	10788.596	63	171.248	1.218	0.303
Total	1245.621	71			

*SC = Suma de cuadrados, GL = Grados de Libertad, CM = Cuadrados medios

Cuadro 22. Significancias de los análisis de varianza de Mg, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.

Significancia		
<i>L. minor + NAT</i>	<i>L. minor</i>	NAT
0.175	0.567	0.116

En la Figura 10 se observa de manera gráfica las concentraciones de Mg en los distintos tratamientos del sistema híbrido. A pesar de no haber diferencia significativa, se aprecia que en los post-tratamientos del efluente del RAB con NAT hubo un mayor descenso en la concentración de Mg con respecto al RAB sin NAT.

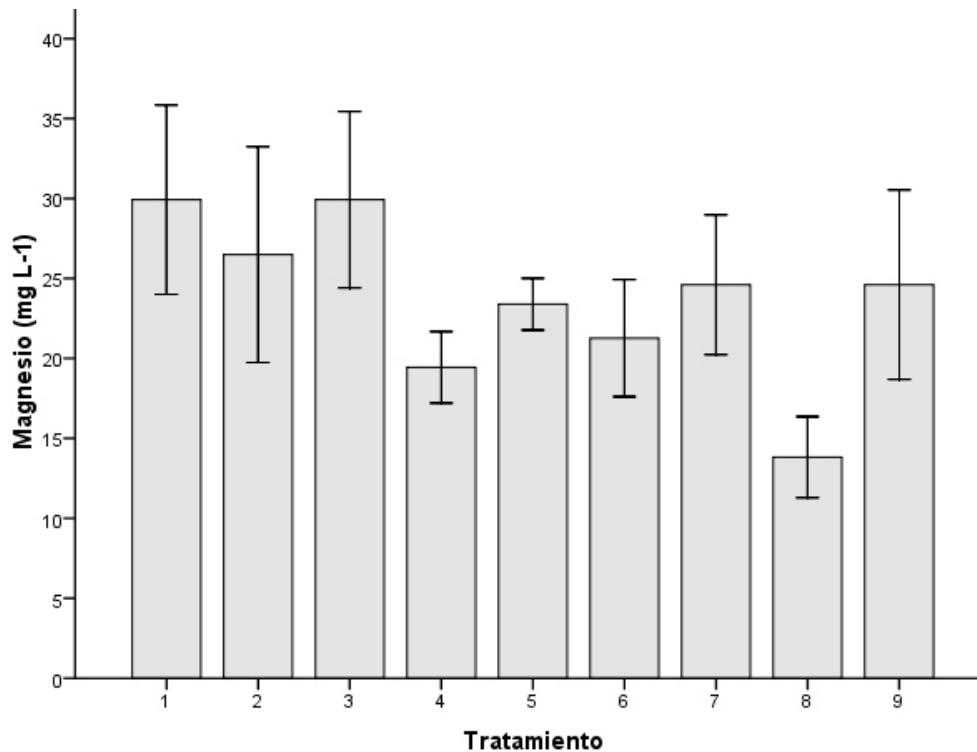


Figura 10. Concentraciones promedio de Mg en el influente y los efluentes del sistema.

Se observó un aumento en la concentración de Mg durante los muestreos realizados en diciembre, enero y febrero, mientras que el RAB con NAT aparentemente presentó una tendencia hacia una mayor remoción de Mg; principalmente durante los muestreos de invierno.

4.1.2.5. Calcio

El análisis de varianza de las concentraciones de calcio en las muestras de agua colectada en los sitios de muestreo mostró una diferencia altamente significativa (Cuadro 23). El análisis de varianza realizado a los post-tratamientos mostró que no hubo diferencias significativas en las concentraciones de Ca entre los tratamientos de los RAB (Cuadro 24). A pesar de ello, se observó que la mayor remoción de calcio se llevó a cabo en los sistemas con NAT y los que presentaban la combinación de NAT y *L. minor*. Los CV oscilaron entre 19.023 y 169.685%.

Cuadro 23. Análisis de varianza de las concentraciones de Ca en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.

Fuentes de Variación	SC	GL	CM	F	Sig.
Tratamientos	30293.840	8	3786.730		
Error	22414.864	63	355.791	10.643	0.000
Total	52708.704	71			

*SC = Suma de cuadrados, GL = Grados de Libertad, CM = Cuadrados medios

Cuadro 24. Significancias de los análisis de varianza de Ca, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.

Significación		
<i>L. minor + NAT</i>	<i>L. minor</i>	NAT
0.818	0.595	0.093

En la Figura 11 se muestran las concentraciones promedio de este nutriente a través del sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales. Los efluentes de los RAB no presentaron diferencia significativa en su concentración de Ca con respecto al influente. Pero la concentración promedio en los efluentes finales fue muy similar para los efluentes de ambos RAB tratados en los humedales artificiales a escala.

A lo largo del período de prueba se apreció un aumento en la concentración de este elemento. Los post-tratamientos con una menor concentración de Ca fueron aquellos que contaban solo con NAT. El post-tratamiento que presentó mayor concentración de este elemento fue el que contaba únicamente con *L. minor*.

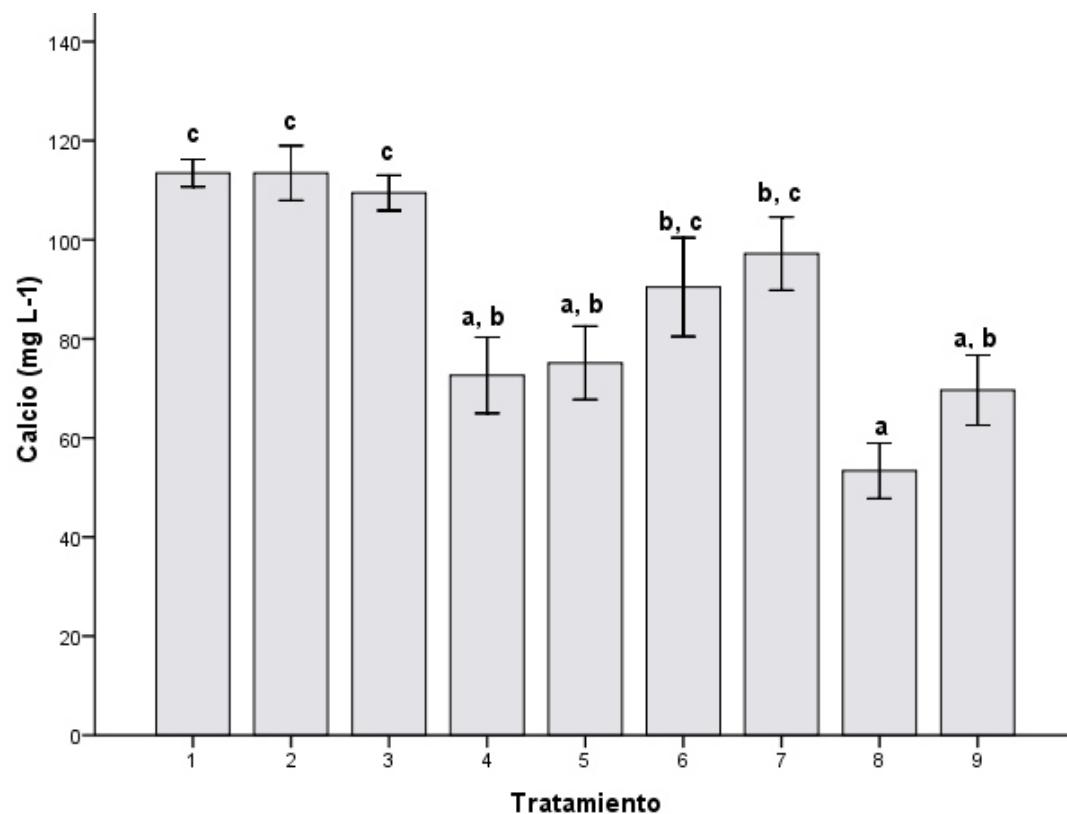


Figura 11. Concentraciones promedio de Ca en el influente y los efluentes del sistema. Los grupos con diferencia significativa ($p < 0.05$) están rotulados con la misma letra.

4.1.2.7. Sodio

En el Cuadro 25 se presenta el ANOVA de las concentraciones de Na en el influente y los efluentes del sistema de tratamiento de aguas residuales. No se presentaron diferencias significativas entre las concentraciones de sodio de los sitios de muestreo. Sin embargo, en el análisis de varianza realizado entre post-tratamientos se observó que escala con *L. minor* y NAT de ambos reactores presentaron diferencias significativas en la concentración de Na (Cuadro 26). El tratamiento cinco presentó una concentración significativamente menor de Na en comparación al tratamiento 4. El valor mínimo y máximo del CV fue de 20.27 y 98.92%, respectivamente. El post-tratamiento con menor concentración de Na fue el nueve. En ellos se aprecia una tendencia a aumentar el Na en el RAB con NAT y sus respectivos efluentes, mientras que el RAB sin NAT y sus efluentes tendieron a remover este elemento.

Cuadro 25. Análisis de varianza de las concentraciones de Na en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.

Fuentes de Variación	SC	GL	CM	F	Sig.
Tratamientos	28063.284	8	3507.911		
Error	164829.931	63	2616.348	1.341	0.240
Total	192893.215	71			

*SC = Suma de cuadrados, GL = Grados de Libertad, CM = Cuadrados medios

Cuadro 26. Significancias de los análisis de varianza de Na, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.

Significación		
<i>L. minor + NAT</i>	<i>L. minor</i>	NAT
0.044	0.479	0.419

En la Figura 18 se presentan las concentraciones promedio de Na en el sistema híbrido. A pesar de no ser significativo, se observa un aumento de este elemento en los RAB con respecto al influente para posteriormente disminuir en los post-tratamientos.

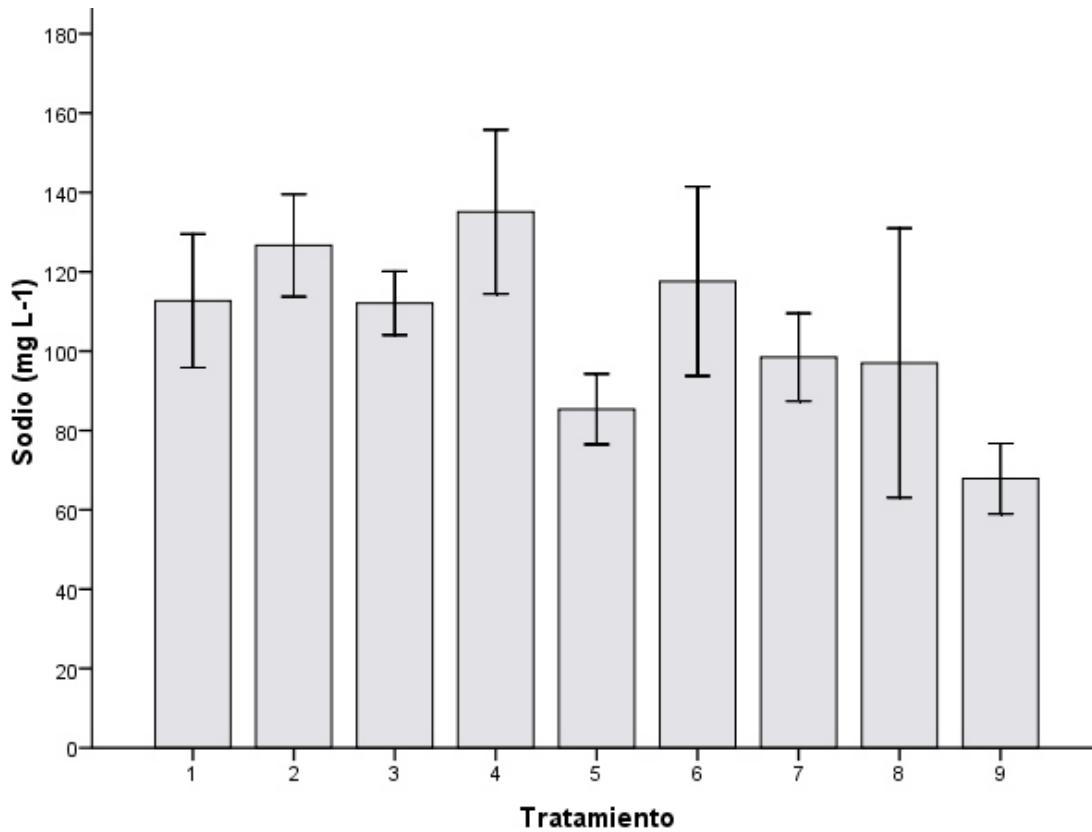


Figura 12. Concentraciones promedio de Na en el influente y los efluentes del sistema.

Es importante mencionar que durante el muestreo de diciembre se observó un incremento en la concentración de este elemento en el sistema *L. minor* + NAT con respecto al influente. Este resultado sugiere que el tratamiento que solamente tiene NAT presenta una mayor eficiencia de remoción de sodio.

Las concentraciones de Mg, Ca y Na fueron similares a las reportadas por Hegazy *et al.* (2011). Aunque la variación de estos elementos suele estar relacionada con la CE, en el presente estudio únicamente el Na parece influir de manera significativa en la conductividad eléctrica (Canovas-Cuenca, 1990). Por otro lado, la correlación positiva entre Mg y Ca (Cuadro 55) concuerda con lo reportado por Moiseenko *et al.* (2013) quienes sugieren que estas correlaciones contradicen la hipótesis de que estos elementos compiten con los elementos traza por sustancias orgánicas en las reacciones de acomplejamiento.

4.1.2.8. Carbonatos y bicarbonatos

Referente a carbonatos, éstos solo fueron cuantificables durante los primeros dos muestreos de agua. En los efluentes de los post-tratamientos, 4, 6 y 8 se encontraron 12, 6 y 32.7 mg L⁻¹ de CO₃²⁻ en promedio, respectivamente (Figura 19). Mientras que en el 5, 7 y 9 sus concentraciones fueron 36, 27 y 22.5 mg L⁻¹ de CO₃²⁻ en promedio, respectivamente (Figura 20).

En el post-tratamiento con NAT que trató el efluente 2 se encontró la mayor concentración de carbonatos (Figura 13). Por el contrario, el post-tratamiento con NAT del efluente 3 fue el que presentó la menor concentración promedio de carbonatos (Figura 14).

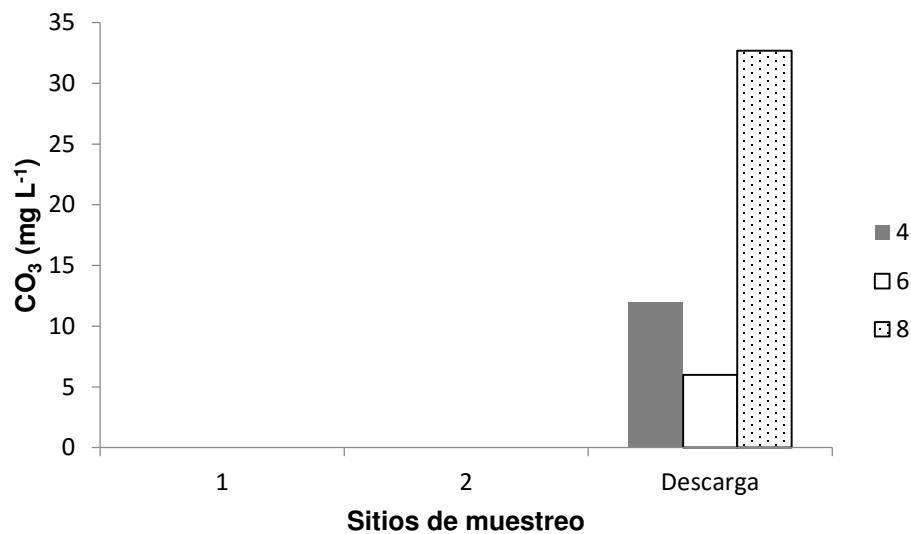


Figura 13. Concentración de carbonatos en los post-tratamientos del RAB con NAT.

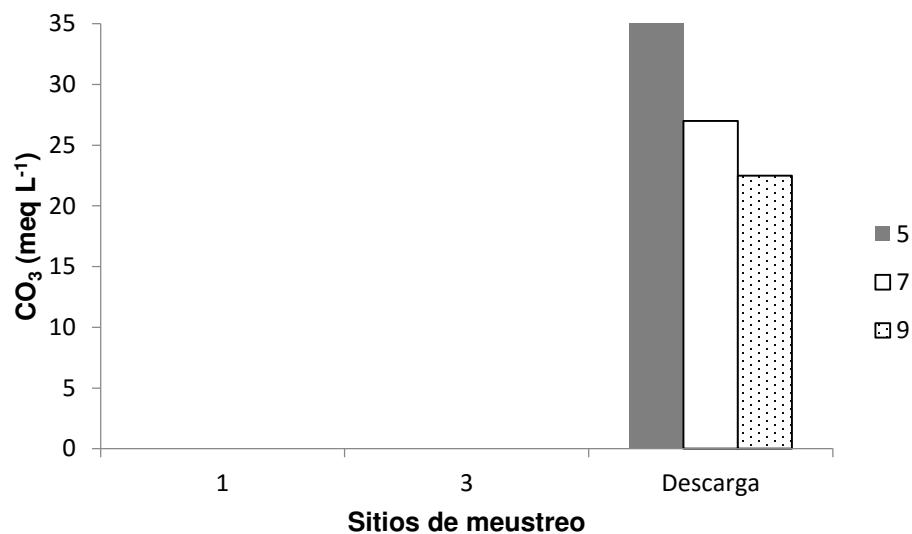


Figura 14. Concentración de carbonatos en los post-tratamientos del RAB sin NAT.

El análisis de varianza de las concentraciones de bicarbonatos indicó que hubo una diferencia altamente significativa entre tratamientos (Cuadro 27). Pero entre los

efluentes de los post-tratamientos no se presentaron diferencias significativas entre las concentraciones de bicarbonatos de los efluentes tratados de los RAB (Cuadro 28). El par de post-tratamientos que tendió a presentar una mayor diferencia estadística entre las medias fueron los que presentaron *L. minor* con NAT.

El influente de agua residual presentó una concentración promedio de 642.787 mg L⁻¹ de HCO₃. Los RAB lograron una remoción promedio que osciló entre 2.254 y 2.610%. En los efluentes de descarga se observaron remociones totales que oscilaron entre 14.97 y 43.060%. Los valores más altos de remoción total se presentaron en el sistema que incluyó NAT en el RAB y sus respectivos efluentes.

Cuadro 27. Análisis de varianza de las concentraciones de HCO₃ en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.

Fuentes de Variación	SC	GL	CM	F	Sig.
Tratamientos	704371.605	8	3507.911		
Error	743872.087	63	2616.348	7.45	0.000
Total	1448243.692	71			

*SC = Suma de cuadrados, GL = Grados de Libertad, CM = Cuadrados medios

Cuadro 28. Significancias de los análisis de varianza de HCO₃, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.

Significación		
<i>L. minor + NAT</i>	<i>L. minor</i>	NAT
0.278	0.761	0.895

En la Figura 15 se observan las concentraciones promedio de bicarbonatos a través del sistema. No hubo diferencia significativa entre las concentraciones de HCO₃ del influente y los efluentes de los reactores anaeróbicos. El tratamiento 8 presentó una concentración significativamente menor, este es el humedal artificial a escala que

solo presentó NAT y que trató los efluentes del RAB 2. En comparación al influente, las concentraciones de bicarbonatos fueron mayores durante los meses cálidos y fueron inferiores en los muestreos de invierno.

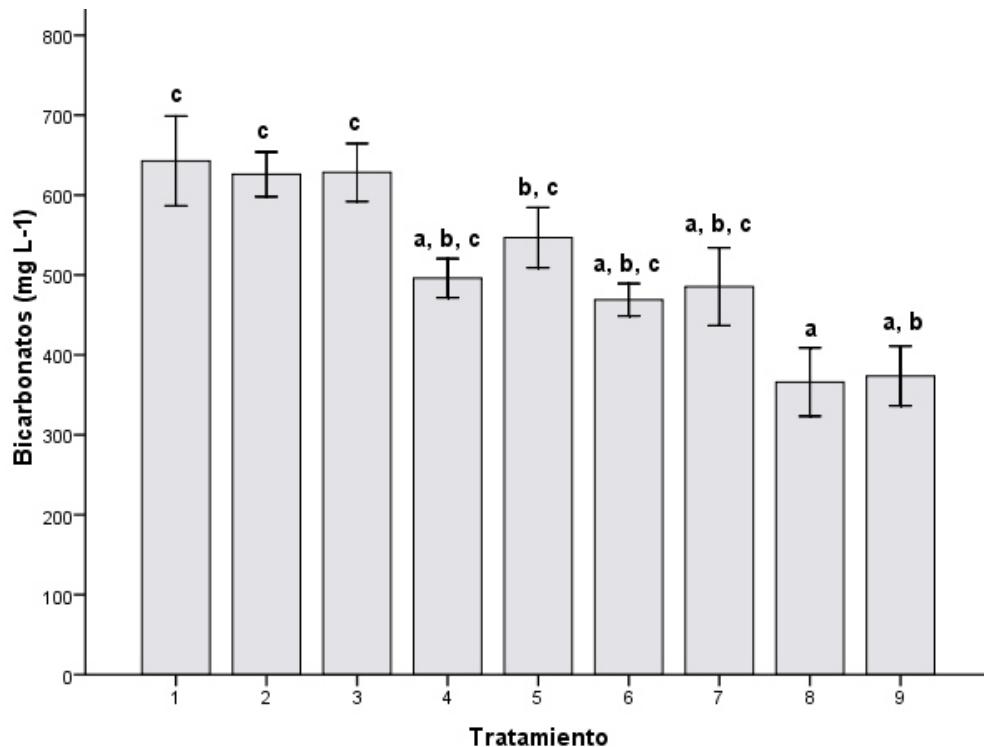


Figura 15. Concentraciones promedio de HCO_3^- en el influente y los efluentes del sistema. Los grupos con diferencia significativa ($p < 0.05$) están rotulados con la misma letra.

No hay concentraciones detectables de carbonatos en el influente del sistema pero si para bicarbonatos que alcanzaron concentraciones de 933 mg L^{-1} de bicarbonatos en el mismo. La presencia de bicarbonatos en todos los sitios de muestreo indican que los procesos biológicos presentan un papel significativo en la química del agua del sistema (Moiseenko *et al.*, 2013). Se observó una tendencia del descenso de las concentraciones de bicarbonatos a lo largo del sistema, lo cual se ha reportado ya en sistemas híbridos de tratamiento (de Oliveira Netto & Zaiat, 2012). La

concentración de carbonatos y bicarbonatos en nuestro sistema de estudio fue menor que la reportada para aguas residuales en el municipio de Linares (Dávila Pórcel *et al.*, 2011). Además se presentó una correlación negativa entre bicarbonatos (no significativa) y el pH de las muestras del agua (Cuadro 55), lo que parece indicar una relación con la homeostasis microbiana en el sistema. Este fenómeno es causado por microorganismos que producen bicarbonatos para amortiguar el pH del agua (Collins *et al.*, 2013; Nzengy'a & Wishitemi, 2001).

4.1.2.9. Cloruros

No hubo diferencias significativas en las concentraciones de cloruros entre los tratamientos del sistema (Cuadro 29). De igual forma, no se presentaron diferencias significativas entre las comparaciones de los post-tratamientos (Cuadro 30). Sin embargo, la dupla de tratamientos de *L. minor* con NAT nuevamente mostró tener una mayor probabilidad de diferencias entre las medias.

Las concentraciones de cloruros fueron relativamente constantes en el sistema, y oscilaron entre 130 y 192 mg L⁻¹. El efluente con menor concentración de este anión fue el que presentó *L. minor* y NAT perteneciente al RAB 2.

Cuadro 29. Análisis de varianza de las concentraciones de Cl⁻ en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.

Fuentes de Variación	SC	GL	CM	F	Sig.
Tratamientos	21253.982	8	2656.748		
Error	416997.327	63	6619.005	70.401	0.916
Total	438251.309	71			

*SC = Suma de cuadrados, GL = Grados de Libertad, CM = Cuadrados medios

Cuadro 30. Significancias de los análisis de varianza de Cl⁻, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.

Significancia		
<i>L. minor + NAT</i>	<i>L. minor</i>	NAT
0.291	0.800	0.896

En la Figura 16 se observan las concentraciones promedio de cloruros en los sitios de muestreo del presente estudio, los cuales no presentaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre sitios de muestreo.

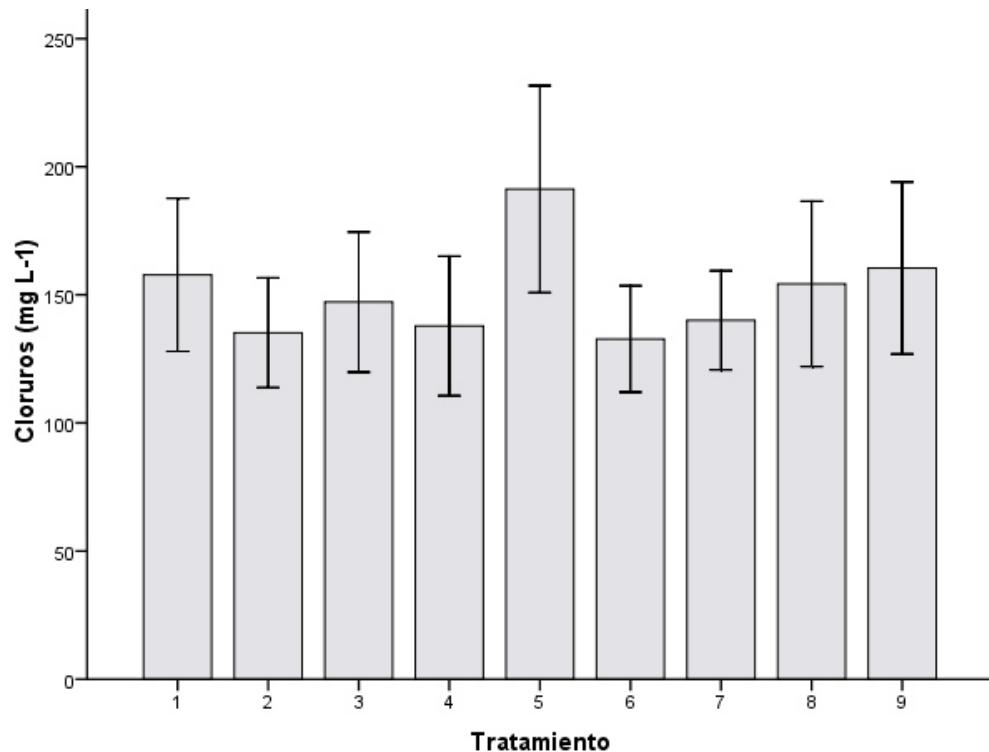


Figura 16. Concentraciones promedio de Cl⁻ en el influente y los efluentes del sistema.

Las concentraciones de cloruros en las muestras fueron altas de acuerdo a Canovas-Cuenca (1990). Dado que la concentración de cloruro participa en la salinidad del agua, el aumento del cloruro a través del sistema de tratamiento está directamente relacionado al incremento de la Salinidad Efectiva y Potencial (Canovas-Cuenca, 1990).

4.1.2.10. Parámetros de salinidad y dureza

Los análisis de varianza realizados para la salinidad efectiva y salinidad potencial no mostraron diferencias significativas entre los tratamientos del sistema y el influente (Cuadros 31 y 33). Sin embargo, al realizar los ANOVA para comparar los post-tratamientos de ambos RAB, se observó una tendencia en los tratamientos de *L. minor* y NAT a presentar una probabilidad mayor de tener diferencias entre las medias (Cuadros 32 y 34).

De acuerdo a la clasificación de Silva-García *et al.* (2006), la calidad de las muestras de agua del sistema para riego agrícola fue de uso condicionado con base en su salinidad efectiva (Figura 17). Por otro lado, con base en la salinidad potencial del influente, en general todas las muestras fueron recomendables para riego agrícola (Figura 18). Esto indica que hay poca posibilidad de salinización de suelo si el efluente del sistema se utiliza para riego en agricultura.

Cuadro 31. Análisis de varianza de la salinidad efectiva en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.

Fuentes de Variación	SC	GL	CM	F	Sig.
Tratamientos	55.663	8	6.956		
Error	499.877	63	7.935	0.877	0.541
Total	555.540	71			

*SC = Suma de cuadrados, GL = Grados de Libertad, CM = Cuadrados medios

Cuadro 32. Significancias de los análisis de varianza de salinidad efectiva, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.

Significación		
<i>L. minor + NAT</i>	<i>L. minor</i>	NAT
0.389	0.498	0.511

Cuadro 33. Análisis de varianza de la salinidad potencial en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.

Fuentes de Variación	SC	GL	CM	F	Sig.
Tratamientos	12.235	8	1.529		
Error	326.790	63	5.187	0.295	0.965
Total	339.025	71			

*SC = Suma de cuadrados, GL = Grados de Libertad, CM = Cuadrados medios

Cuadro 34. Significancias de los análisis de varianza de salinidad potencial, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.

Significación		
<i>L. minor + NAT</i>	<i>L. minor</i>	NAT
0.305	0.723	0.867

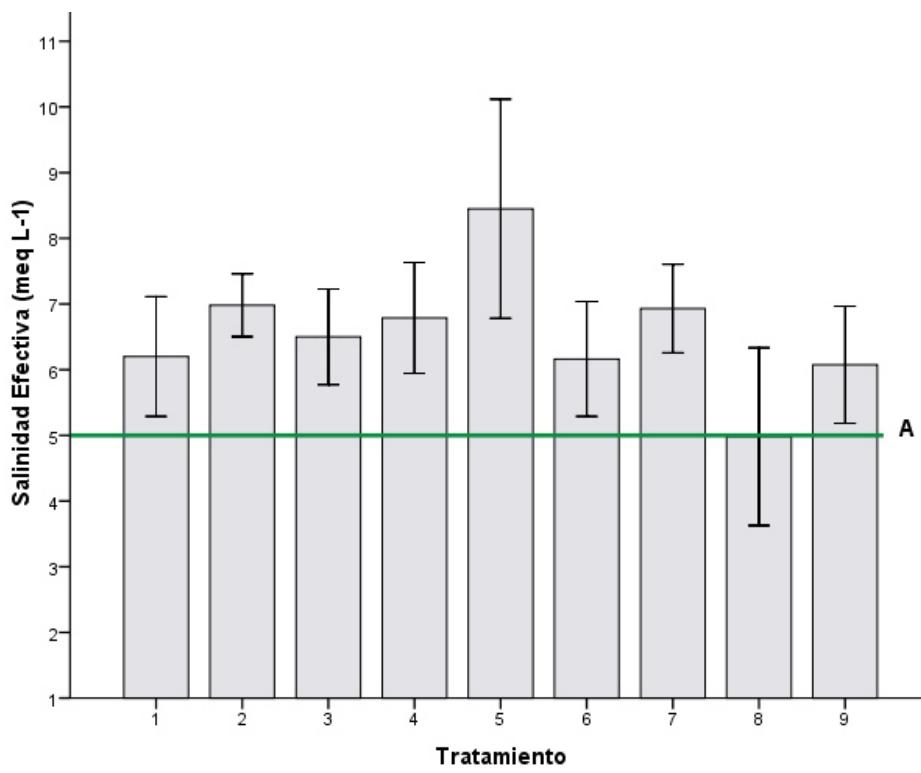


Figura 17. Salinidad efectiva promedio en los tratamientos del sistema. A) Salinidad efectiva recomendable para riego agrícola.

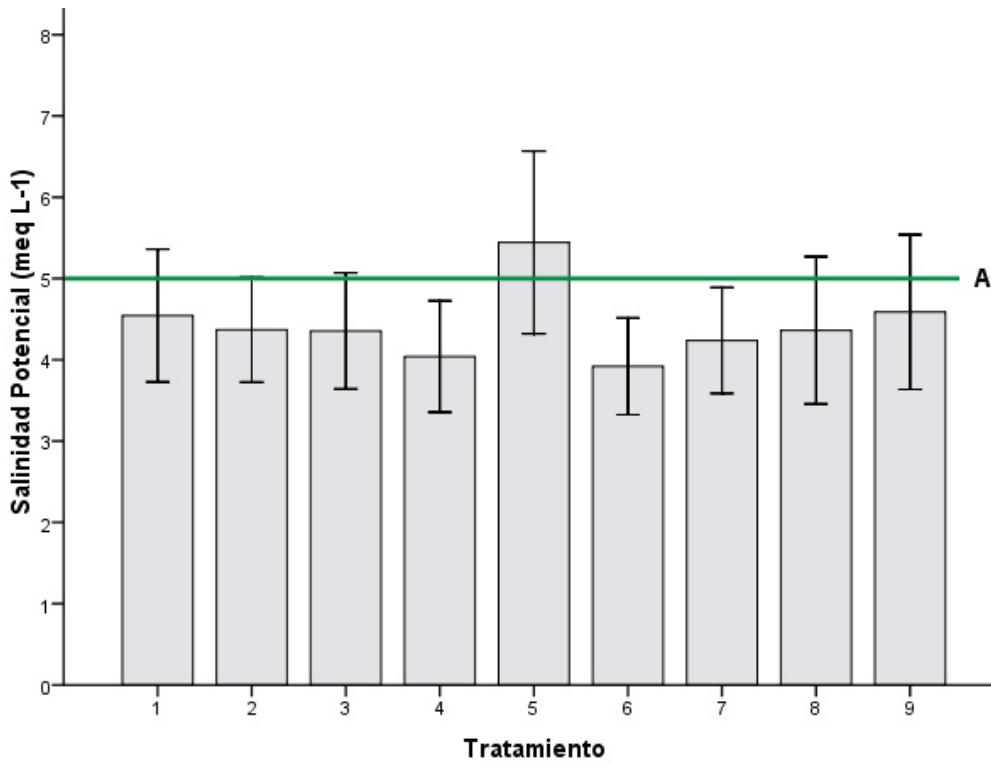


Figura 18. Salinidad potencial promedio en los tratamientos del sistema. A) Salinidad potencial recomendable para riego agrícola.

La salinidad efectiva de los efluentes de los post-tratamientos del RAB con NAT fue similar al efluente del reactor. El post-tratamiento que presentó el efluente con una mejor condición para uso agrícola fue el que tenía sustrato de neumático únicamente. Por otro lado, los tres efluentes mostraron un comportamiento muy similar para su salinidad potencial, siendo clasificados como recomendables para ser usados en riego agrícola durante el período de septiembre a diciembre. Durante el resto de los muestreos su clasificación fue como agua condicionada para riego.

Los efluentes del RAB sin NAT, con base en su salinidad efectiva, presentaron mayor variación. El efluente del humedal a escala con *L. minor* y neumático fue no recomendable para riego en agricultura durante el primer muestreo. Posteriormente la

tendencia de este efluente fue a permanecer como condicionado para riego agrícola. Los otros dos post-tratamientos tuvieron efluentes con una salinidad efectiva menor, pero siguieron siendo clasificados como condicionados para riego (Figura 29). En cuanto a su salinidad potencial, los efluentes de estos post-tratamientos fueron clasificados como recomendables para riego agrícola en su mayoría. El resto fue clasificado como condicionado.

Las variaciones en la SE, SP, RAS y CSR están en función de las concentraciones de los aniones porque son calculados de forma indirecta con base a estas (Canovas-Cuenca, 1990). Los valores de SE y SP parece deberse a las concentraciones de cloruros presentes en las muestras de agua, tal como lo indican Sundaray *et al.* (2009) en sus investigaciones. Esto explica la correlación alta y significativa entre SP y Cl (Cuadro 55).

El ANOVA no mostró diferencias significativas de los valores del CSR en el influente y efluentes del sistema (Cuadro 35). Los análisis de varianza realizados entre los tratamientos de ambos RAB tampoco mostraron diferencias significativas (Cuadro 36). Con base en los valores del CSR, las muestras de agua del sistema, fueron no recomendable para riego agrícola. Esto se debe a que presentaron valores superiores a 2.5 meq L⁻¹ de CSR (Figura 19), siendo el límite máximo recomendable de 1.25 meq L⁻¹.

Cuadro 35. Análisis de varianza del CSR en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.

Fuentes de Variación	SC	GL	CM	F	Sig.
Tratamientos	32.544	8	4.068		
Error	195.623	63	3.105	1.310	0.255
Total	228.167	71			

*SC = Suma de cuadrados, GL = Grados de Libertad, CM = Cuadrados medios

Cuadro 36. Significancias de los análisis de varianza de CSR, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.

Significación		
<i>L. minor + NAT</i>	<i>L. minor</i>	NAT
0.722	0.474	0.418

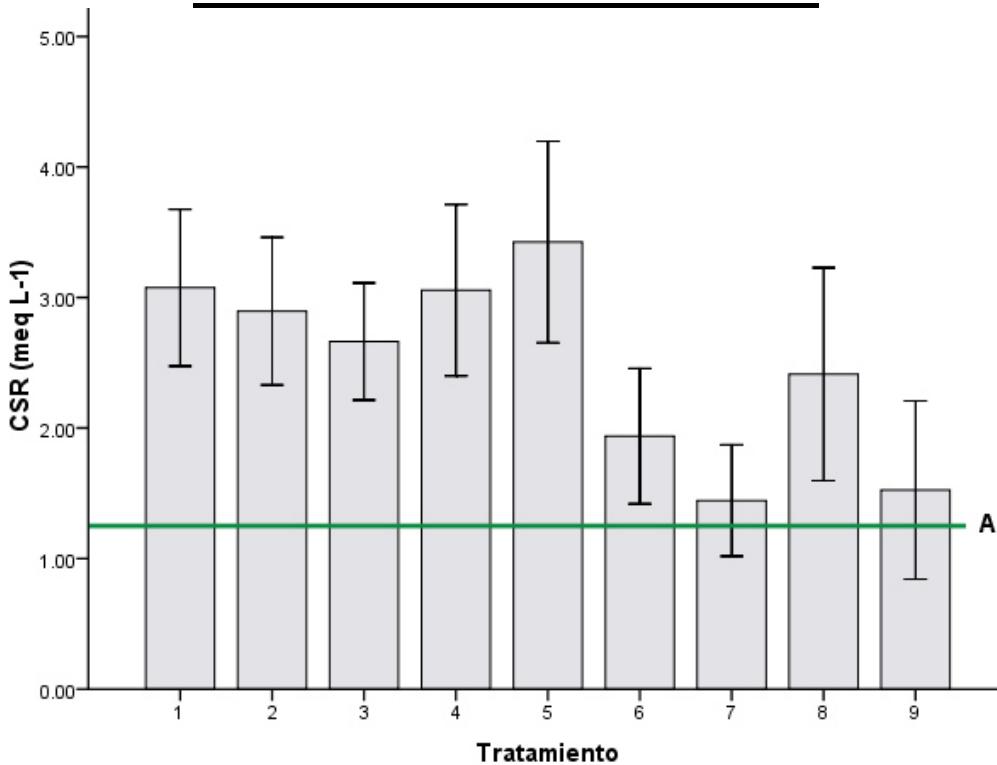


Figura 19. CSR promedio de las muestras de agua del sistema. A) Límite de CSR para que el agua sea considerada como segura para riego.

La calidad del agua para ser usada para riego tendió a mejorar al final de los post-tratamientos del RAB con NAT. En los tres post-tratamientos el CSR disminuyó

conforme disminuía la temperatura ambiental (muestreos de diciembre, enero y febrero). El post-tratamiento con una mejor calidad de agua fue el que presentaba NAT únicamente. De igual forma el humedal artificial a escala con NAT fue el que presentó una tendencia a disminuir la CSR del efluente del RAB. El efluente de dicho tratamiento, junto con el de *L. minor* fueron las aguas de mejor calidad para riego agrícola durante los muestreos.

Referente a CSR, las correlaciones negativas entre éste parámetro y Ca y Mg (Cuadro 55) indican la precipitación de éstos elementos en el sistema (Sudnaray *et al.*, 2009). Por otro lado, con base en las Normas de Riverside, la mayor parte de las muestras de agua caen en las siguientes clasificaciones: C1S1, C2S1 y C3S1. Indicando que el influente y la mayoría de los efluentes del sistema híbrido no son recomendables para riego agrícola. En la Figura 20 se muestra el Diagrama de Salinidad de Riverside.

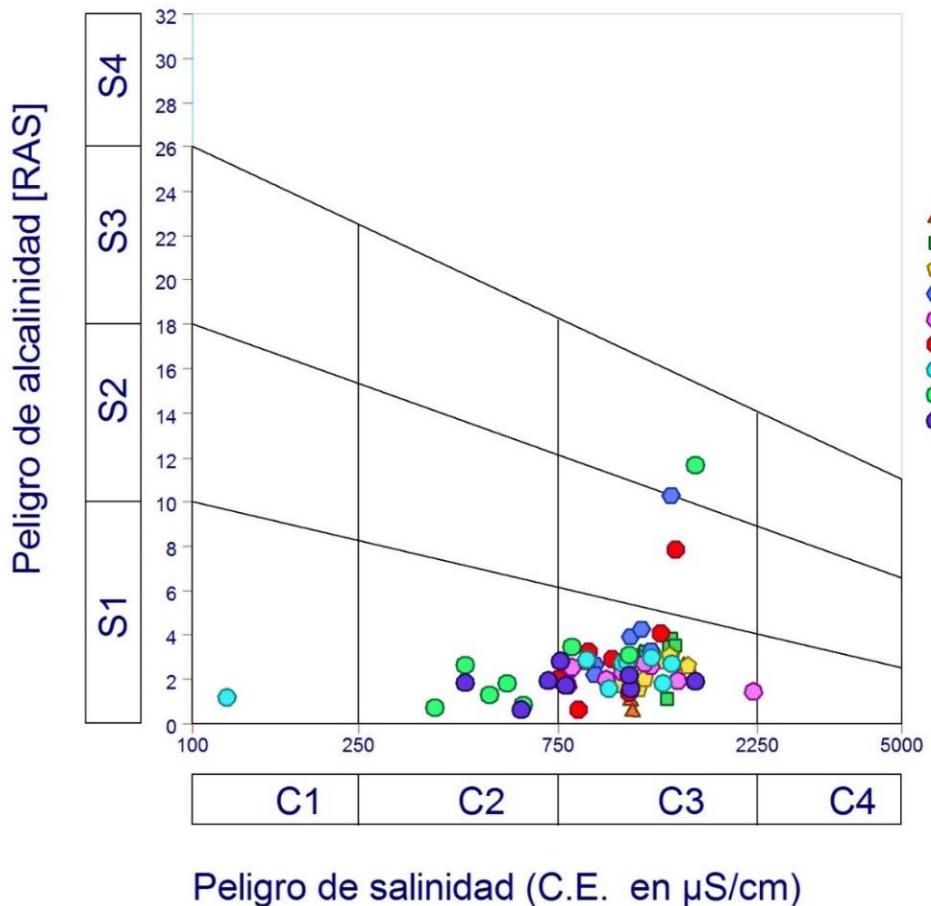


Figura 20. Clasificación de las aguas en el sistema híbrido de tratamiento de acuerdo a las Normas de Riverside (Allison *et al.*, 1954).

Los valores del RAS obtenidos fueron similares a los parámetros físico-químicos de estudios realizados en aguas subterráneas utilizadas en riego agrícola (Silva-García *et al.*, 2006). Estos resultados indican que, en términos de sodio, la mayoría de las aguas representan una peligrosidad media a baja de alcalinización y salinización en caso de riego agrícola (Allison *et al.*, 1954; Silva-García *et al.*, 2006).

Sin embargo, de acuerdo a la clasificación de Wilcox, la calidad de agua del influente fue considerada buena para riego agrícola. Los efluentes de los RAB y post-tratamientos fueron en su mayoría excelentes, buenos y admisibles para ser utilizados

en riego. En la Figura 21 se presenta el Diagrama de Wilcox para la clasificación de las aguas del presente estudio.

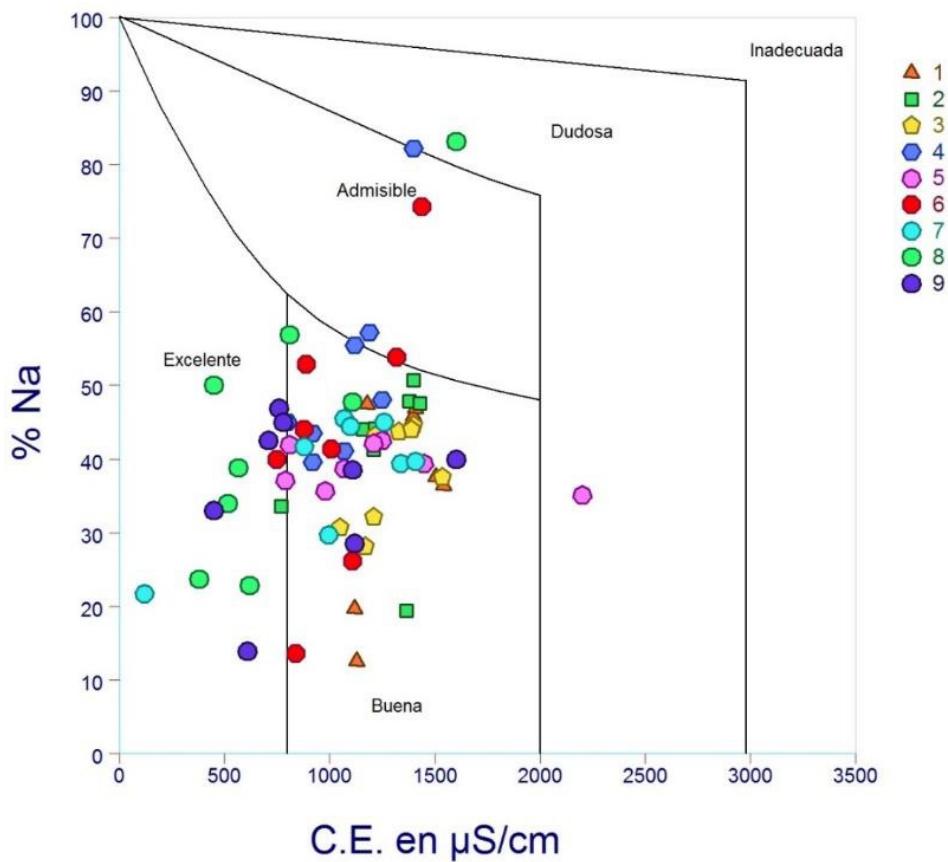


Figura 21. Diagrama de Wilcox para la clasificación de aguas del sistema híbrido de tratamiento de agua residual.

El ANOVA realizado al parámetro de dureza mostró diferencias significativas entre la dureza de los sitios de muestreo (Cuadro 37). La prueba de Tukey indicó que los efluentes de descarga fueron significativamente más blandos que el influente (Figura 22). Sin embargo, en los análisis de varianza realizados para comparar los post-tratamientos de los reactores, se observó que los tratamientos inoculados únicamente con NAT presentan diferencia estadística casi significativa (Cuadro 38). Además, de acuerdo a la clasificación de Canovas-Cuenca (1990), el influente de agua

residual es clasificado como duro. De igual forma, los efluentes de ambos RAB no presentaron diferencia significativa con el influente. Las descargas del sistema cayeron en la clasificación de medianamente dura y dura.

Cuadro 37. Análisis de varianza de la dureza del agua en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales.

Fuentes de Variación	SC	GL	CM	F	Sig.
Tratamientos	3430.057	8	428.757		
Error	3641.527	63	57.802	7.418	0.000
Total	7071.583	71			

*SC = Suma de cuadrados, GL = Grados de Libertad, CM = Cuadrados medios

Cuadro 38. Significancias de los análisis de varianza de la dureza del agua, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.

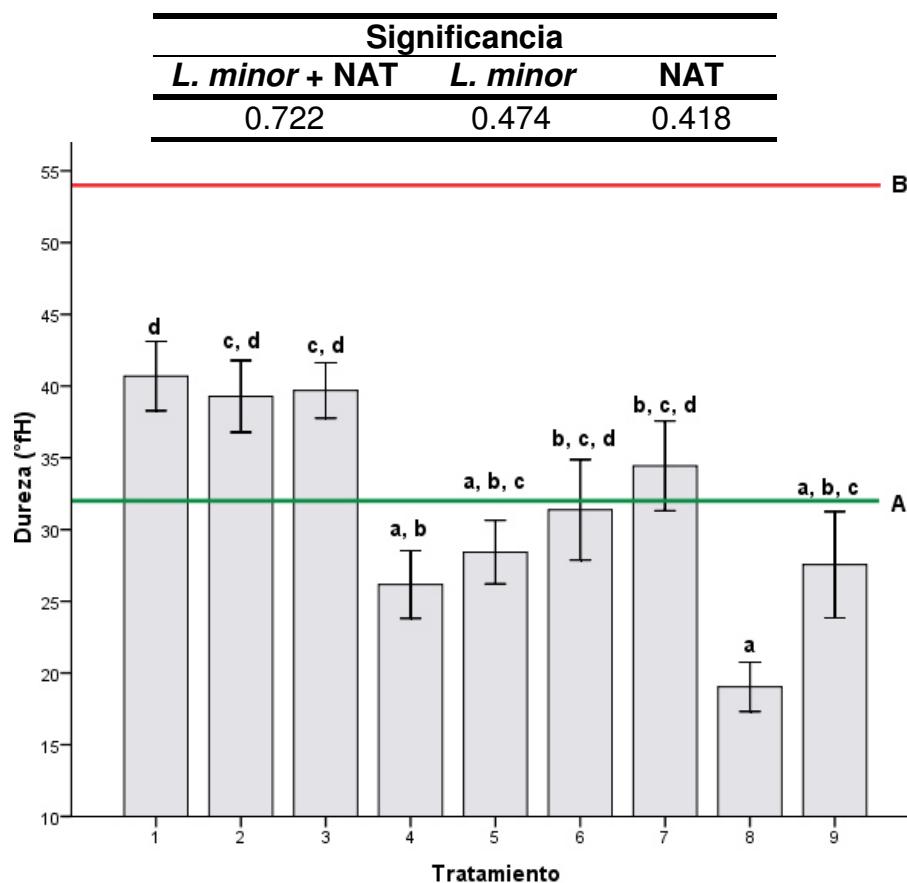


Figura 22. Dureza promedio de las muestras de agua del sistema. A) Agua dura; B) agua muy dura

Se debe mencionar que la correlación alta y significativa entre la dureza del agua de las muestras y el contenido de calcio (Cuadro 55) se debe a que la dureza es un indicador del contenido de calcio disuelto en agua (Canovas-Cuenca, 1990; Moiseenko *et al.*, 2013). Esto explica la correlación significativa entre este elemento y este parámetro con valor de 0.855 (Cuadro 55). Estos contenidos de Ca y altos grados de dureza son típicos del Estado de Nuevo León y se deben a los procesos de mineralización de rocas calcáreas presentes en el noreste de México (Dávila Pórce / *et al.*, 2011). La dureza del agua obtenida en los efluentes es recomendable para riego en suelos con exceso de sodio (Canovas-Cuenca, 1990).

4.1.2.11. Metales pesados

A continuación se presentan los resultados de los análisis de metales pesados en las muestras de agua. Posteriormente se incluye la discusión sobre el comportamiento de éstos en el sistema de tratamiento.

Dado que no en todos los muestreos se detectaron concentraciones de Cd, no se pudo realizar un análisis de varianza para este metal. Las concentraciones promedio de Cd en el influente y efluentes del sistema híbrido fueron inferiores a 0.025 mg L⁻¹ por debajo del límite máximo permisible de Cd para efluentes de aguas residuales (0.2 mg L⁻¹ para protección de la biota acuática y 0.4 mg L⁻¹ para riego agrícola) establecido en la NOM-001-ECOL-1996.

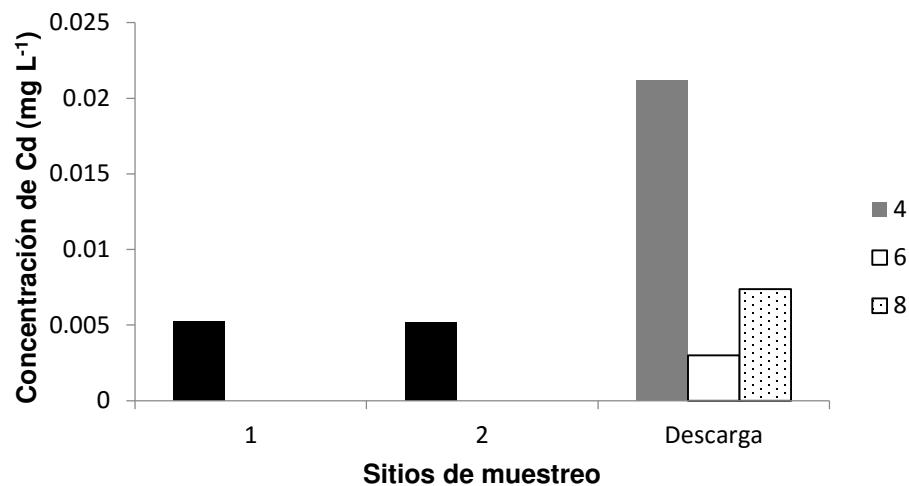


Figura 23. Concentraciones finales de Cd en el efluente del RAB inoculado con NAT y en las descargas finales del sistema.

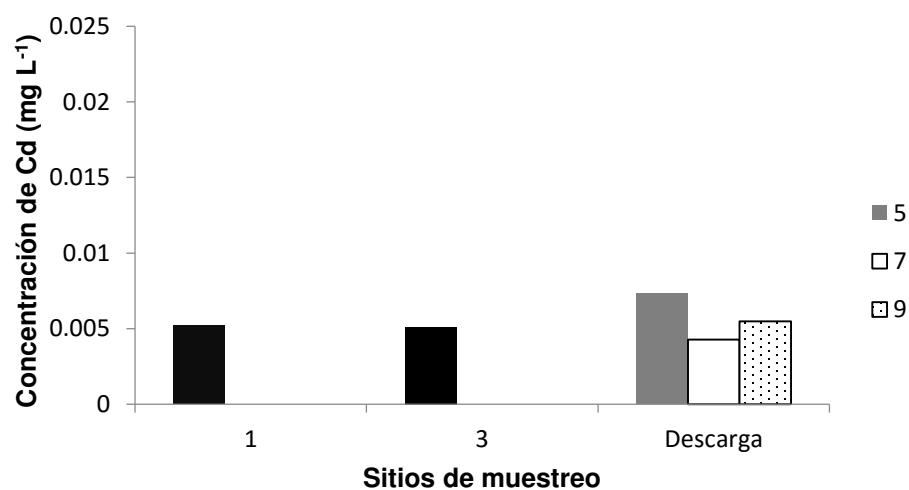


Figura 24. Concentraciones finales de Cd en el efluente del RAB sin NAT y en las descargas finales del sistema.

El ANOVA realizado para las concentraciones de Cu en las muestras de los efluentes e influente no mostró diferencias significativas entre éstas concentraciones (Cuadro 39). De igual forma, no hubo una diferencia significativa entre los post-

tratamientos de ambos RAB (Cuadro 40). Los valores del CV variaron entre 44.072 y 581.848%.

Cuadro 39. Análisis de varianza de las concentraciones de Cu en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales

Fuentes de Variación	SC	GL	CM	F	Sig.
Tratamientos	0.002	8	0.000		
Error	0.009	45	0.000	1.270	0.283
Total	0.011	53			

*SC = Suma de cuadrados, GL = Grados de Libertad, CM = Cuadrados medios

Cuadro 40. Significancias de los análisis de varianza de la concentración de Cu, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.

Significancia		
<i>L. minor + NAT</i>	<i>L. minor</i>	NAT
0.094	0.654	0.573

En la Figura 25 se pueden observar las concentraciones promedio de Cu en las muestras de agua. A pesar de que no hay una diferencia significativa entre los tratamientos, se observa que los tratamientos 5 y 6 (inoculados únicamente con *L. minor*) presentan una concentración de Cu menor al influente.

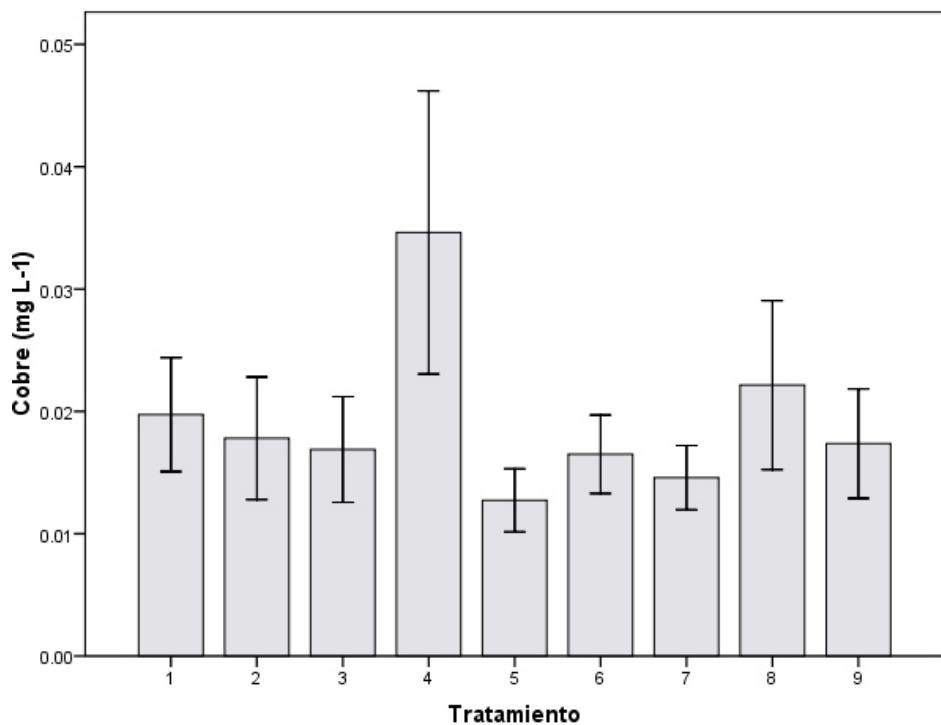


Figura 25. Concentraciones promedio de Cu en el influente y los efluentes del sistema.

El ANOVA realizado con las concentraciones de Fe en las muestras de agua del sistema mostraron diferencias altamente significativas entre tratamientos (Cuadro 41). Los análisis de varianza para comparar los post-tratamientos de los RAB mostraron que los humedales artificiales a escala con NAT únicamente presentaron diferencias significativas entre sí (Cuadro 42).

El valor de los CV osciló entre 18.7 y 94.88%. La remoción máxima de Fe se llevó a cabo en el RAB sin sustrato de neumático triturado. En algunos casos se presentaron aumentos de la concentración de este elemento en los efluentes con respecto al agua residual sin tratar.

Cuadro 41. Análisis de varianza de las concentraciones de Fe en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales

Fuentes de Variación	SC	GL	CM	F	Sig.
Tratamientos	210.552	8	26.319		
Error	199.354	45	4.430	5.941	0.000
Total	409.906	53			

*SC = Suma de cuadrados, GL = Grados de Libertad, CM = Cuadrados medios

Cuadro 42. Significancias de los análisis de varianza de la concentración de Fe, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.

Significación		
<i>L. minor + NAT</i>	<i>L. minor</i>	NAT
0.109	0.062	0.005

En la Figura 26 se observa que el Fe se acumuló de manera significativa en el post-tratamiento que combina *L. minor* con NAT (tratamiento 3). El resto de los post-tratamientos no presentaron diferencias significativas en cuanto a las concentraciones de Fe entre sí.

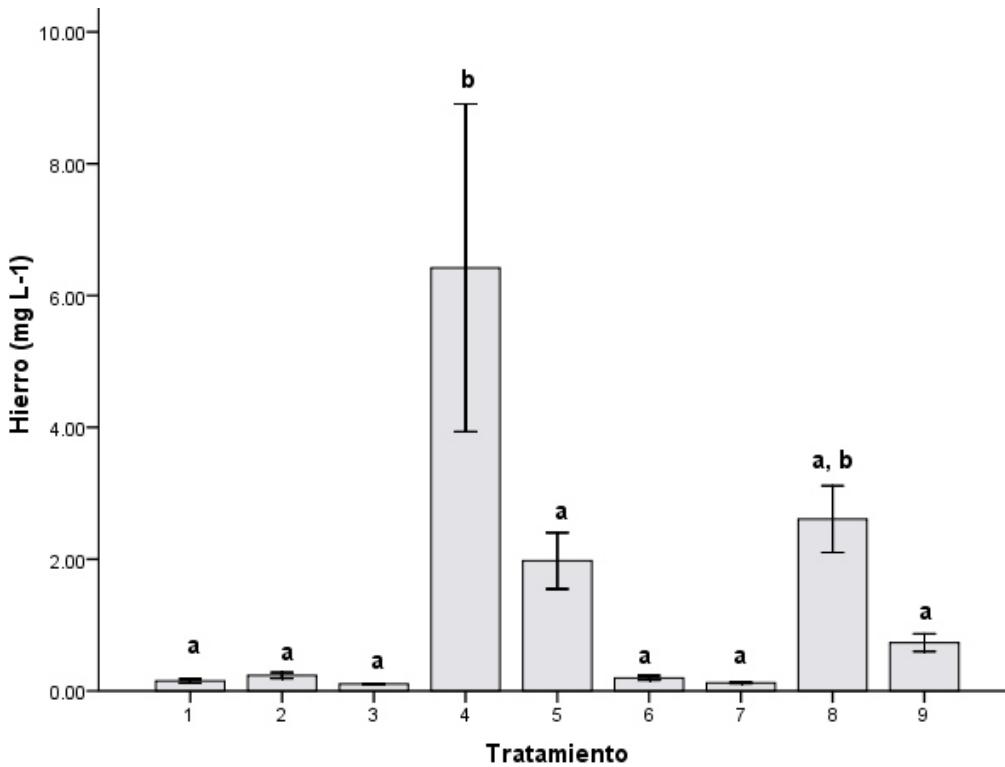


Figura 26. Concentraciones promedio de Fe en el influente y los efluentes del sistema. Los grupos con diferencia significativa ($p < 0.05$) están rotulados con la misma letra.

Los post-tratamientos que presentaron una menor concentración de Fe a lo largo del tiempo fueron los que tenían *L. minor* únicamente. La concentración de Fe fue mayor en el efluente del tratamiento que combina la hidrófita con el sustrato de neumático. Además, las concentraciones de este metal fueron mayores en los post-tratamientos del RAB con NAT que en aquellos que trajeron el efluente del otro reactor.

El análisis de varianza realizado para las concentraciones de Zn en las muestras de agua del sistema híbrido no mostró diferencias significativas entre tratamientos (Cuadro 43). Los ANOVA realizados entre los post-tratamientos de los dos reactores no mostraron diferencias significativas en la concentración de Zn (Cuadro 44). Sin embargo, se observó que los post-tratamientos con NAT presentaron una probabilidad

mayor, con base en su significancia, de tener diferencias significativas en las concentraciones de Zn que los otros tratamientos. Los valores del CV variaron de 49.406 al 139.568%.

Cuadro 43. Análisis de varianza de las concentraciones de Zn en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales

Fuentes de Variación	SC	GL	CM	F	Sig.
Tratamientos	0.082	8	0.010		
Error	0.676	45	0.015	0.680	0.706
Total	0.758	53			

*SC = Suma de cuadrados, GL = Grados de Libertad, CM = Cuadrados medios

Cuadro 44. Significancias de los análisis de varianza de la concentración de Zn, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.

Significancia		
<i>L. minor + NAT</i>	<i>L. minor</i>	NAT
0.502	0.356	0.270

En la Figura 27 se presentan las concentraciones promedio de Zn en las muestras de agua del sistema. A pesar de no ser significativa, se observa un incremento en la concentración de Zn en el tratamiento 4. La tendencia del Zn fue a concentrarse en los tratamientos que presentaron NAT. Las concentraciones de Zn dentro del influente fue menor a 0.5 mg L^{-1} durante los muestreos realizados. En ambos reactores se observó una tendencia a disminuir la concentración de este metal en sus efluentes.

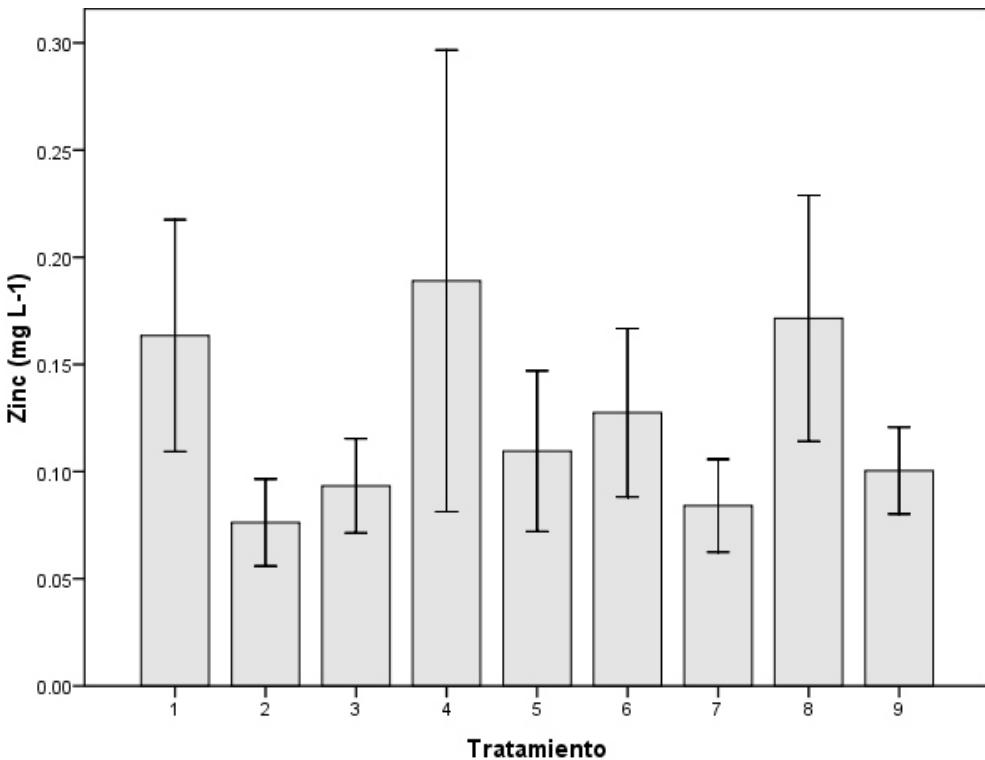


Figura 27. Concentraciones promedio de Zn en el influente y los efluentes del sistema.

En general se observó una tendencia en el incremento de la concentración de Zn en los tres post-tratamientos del RAB con NAT. El post-tratamiento con tendencia a acumular menos Zn en su efluente fue el que contaba únicamente con *L. minor*. Los post-tratamientos que mostraron menos Zn en su efluente fueron los que presentaban *L. minor* y NAT por separado. En cada caso, las concentraciones de Zn fueron menores a las establecidas como límite máximo permisible en la NOM-001-ECO-1996 (20 mg L⁻¹).

La acumulación de metales en los efluentes, principalmente en los provenientes de tratamientos con *L. minor*, puede deberse a que la materia orgánica natural, de origen vegetal y el pH alcalino del agua en el sistema tienen una carga negativa con una alta afinidad a cationes metálicos. Estas condiciones alcalinas favorecen la

precipitación e inmovilización de metales en la rizósfera y sólidos suspendidos orgánicos mediante adsorción (Kumari & Tripathi, 2014; Schalle *et al.*, 2011; Warren & Haack, 2001; Zhang *et al.*, 2014). Asimismo, los iones metálicos pueden ser adsorbidos a las biopelículas bacterianas, lo que también puede explicar una mayor concentración en las muestras de agua de los tratamientos con *L. minor*, en los cuáles se espera una mayor concentración de microorganismos (Warren & Haack, 2001). Estos resultados son similares a lo reportado por Ning *et al.* (2014) quienes no encontraron diferencias significativas en las concentraciones de metales pesados en muestras de agua de un sitio sometido a un tratamiento de eco-remediación con plantas y otro sin remediar. Lo mencionado anteriormente se puede ver reflejado en la correlación significativa entre el Cu y DQO (Cuadro 55). Esto explica la presencia de valores negativos del porcentaje de remoción en los post-tratamientos.

Durante el presente estudio se observó una correlación negativa entre estos metales y el calcio (Cuadro 55). Probablemente debido a que éste elemento, en solución acuosa, tiende a precipitar los metales en complejos carbonatados (Warren & Haack, 2001). De igual forma, la correlación negativa entre Fe y los bicarbonatos se debe a que éstos presentan una afinidad a asociarse con el hierro, precipitándolo dentro del sistema (Stead-Dexter & Ward, 2004).

4.1.2.12. Sólidos suspendidos totales

En el Cuadro 45 se presenta la tabla del ANOVA para las concentraciones de SST en los efluentes del sistema. No se presentaron diferencias significativas entre tratamientos. De igual forma, en los análisis de varianza de los post-tratamientos de

ambos RAB tampoco se mostraron diferencias significativas entre estos tratamientos homólogos (Cuadro 46).

Cuadro 45. Análisis de varianza de las concentraciones de SST en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales

Fuentes de Variación	SC	GL	CM	F	Sig.
Tratamientos	113738.246	8	14217.281		
Error	976454.337	54	18082.488	0.786	0.617
Total	1090192.583	62			

*SC = Suma de cuadrados, GL = Grados de Libertad, CM = Cuadrados medios

Cuadro 46. Significancias de los análisis de varianza de la concentración de SST, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.

Significación		
<i>L. minor + NAT</i>	<i>L. minor</i>	NAT
0.318	0.148	0.827

En la Figura 28 se observan las concentraciones promedio de SST dentro del sistema. A pesar de no presentarse diferencias significativas, se observa que los post-tratamientos del RAB con NAT presentan menos SST en comparación con los post-tratamientos del RAB sin NAT.

Salvo los tratamientos 2 y 7, el sistema presentó concentraciones de SST superiores a los límites establecidos por la Normativa Mexicana para su descarga en ríos y embalses artificiales y naturales (60 mg L^{-1}) y para descargas a ríos con fines recreativos y embalses de uso agrícola (125 mg L^{-1}). Se observa que el RAB con NAT disminuyó la presencia de SST del influente, mientras que el RAB sin el sustrato tendió a aumentar la concentración de los sólidos suspendidos del influente.

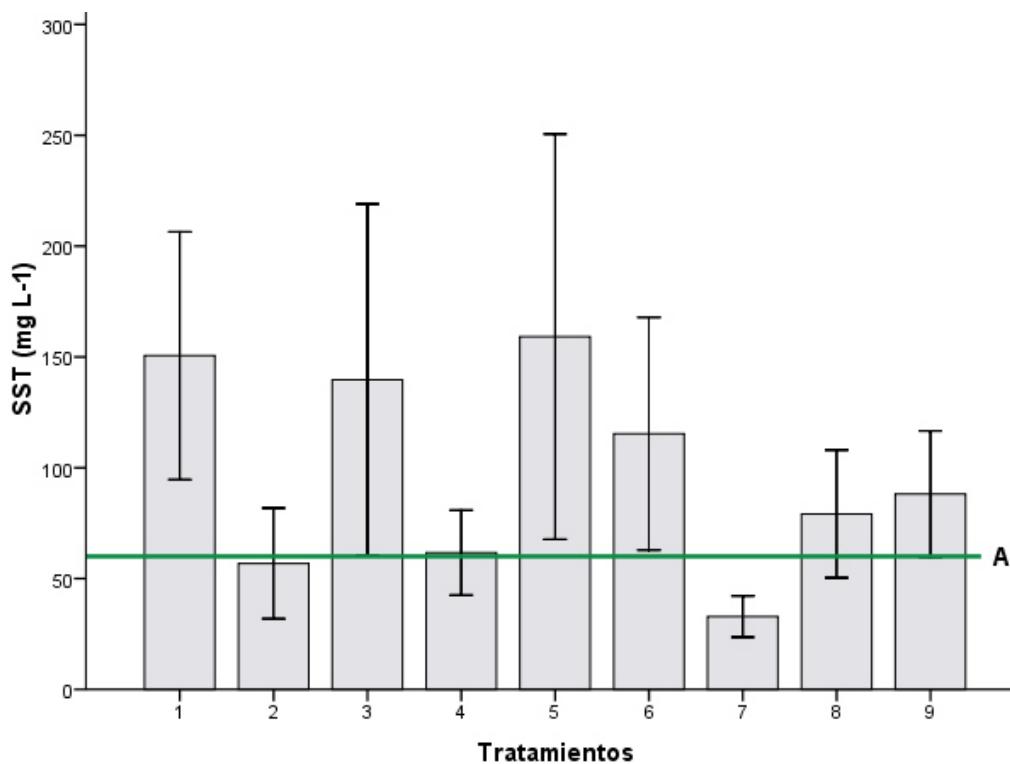


Figura 28. Concentraciones promedio de SST en el sistema. A) Límite máximo permisible para descargas en ríos para protección a la biota y en embalses para uso público urbano de acuerdo a la NOM-001-ECOL-1996.

La remoción de SST del sistema fue más baja comparada con resultados en experimentos similares (Nasr *et al.*, 2009; Prazeres *et al.*, 2014; Zimmels *et al.*, 2006). El principal mecanismo de remoción de los SST en nuestro sistema, tanto en los RAB como en los post-tratamientos, es la precipitación y adsorción (Nasr *et al.*, 2009; Prazeres *et al.*, 2014). Sin embargo, de acuerdo a nuestras observaciones, la baja remoción de sólidos al final del sistema se debe a fragmentos de *L. minor* y presencia de microalgas que crecieron en los tratamientos.

4.1.2.2. Constituyentes orgánicos

4.1.2.2.1. Grasas y aceites recuperables

La concentración de grasas y aceites en el influente del presente estudio fue la típica en el agua residual sin tratar (Noutsopoulos *et al.*, 2013; Travis *et al.*, 2008). No se presentaron diferencias significativas en las concentraciones de estos constituyentes entre tratamientos (Cuadro 47). De igual forma, no hubo diferencias significativas entre las concentraciones de grasas y aceites entre los efluentes de los post-tratamientos (Cuadro 48). Sin embargo, aparentemente la mayor remoción se llevó a cabo en los RAB y en los post-tratamientos de *L. minor* en combinación con el sustrato de neumático.

Cuadro 47. Análisis de varianza de las concentraciones de grasas y aceites en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales

Fuentes de Variación	SC	GL	CM	F	Sig.
Tratamientos	105855.774	8	13231.972		
Error	1372980.975	27	50851.147	0.260	0.973
Total	1478836.749	35			

*SC = Suma de cuadrados, GL = Grados de Libertad, CM = Cuadrados medios

Cuadro 48. Significancias de los análisis de varianza de la concentración de grasas y aceites, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.

Significación		
<i>L. minor + NAT</i>	<i>L. minor</i>	NAT
0.762	0.853	0.284

En la Figura 29 se presenta la concentración promedio de grasas y aceites a través del sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales. Aun cuando no se presentó diferencia significativa en la concentración de grasas entre tratamientos, se observa una concentración menor de estos constituyentes en los efluentes de ambos RAB. En todos los casos, las concentraciones de estos constituyentes fueron superiores al límite máximo permisible para descargas en ríos y embalses establecido por la NOM-001-ECOL-1996 (25 mg L^{-1}).

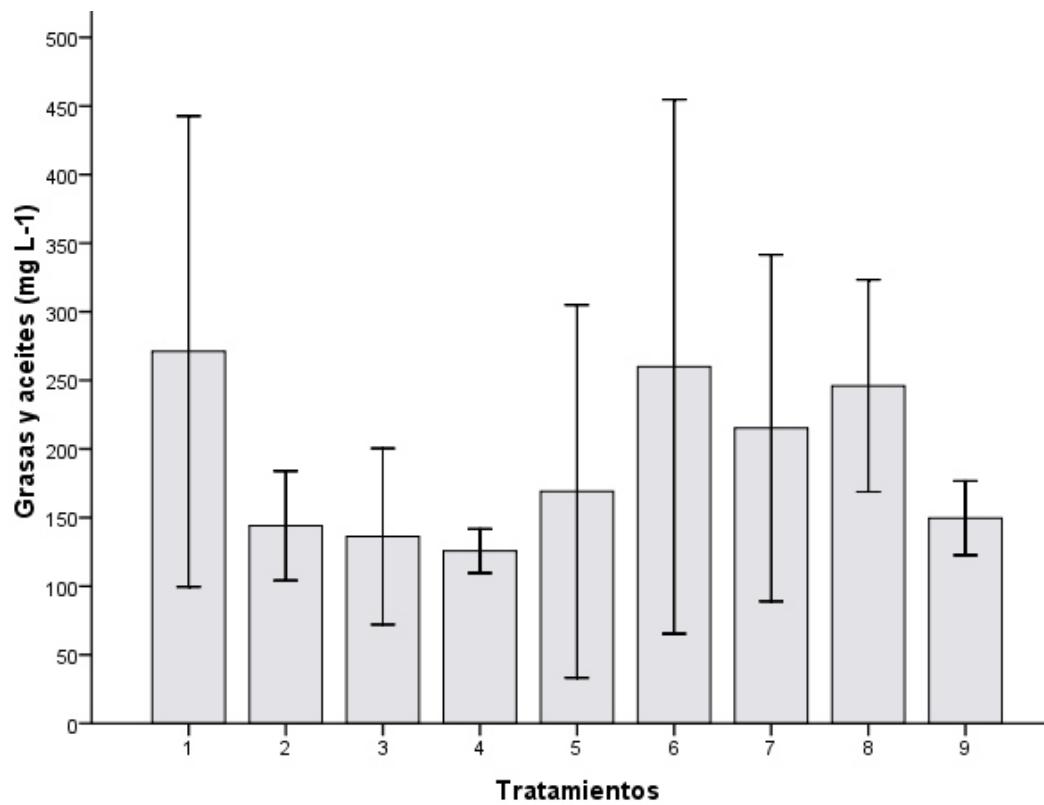


Figura 29. Concentraciones promedio de grasas y aceites en el influente y los efluentes del sistema.

La remoción de éstos constituyentes RAB puede ser atribuida a la actividad bacteriana mediante la producción de lipasas extracelulares (Brooksbank *et al.*, 2007; El-Masry *et al.*, 2004; Noutsopoulos *et al.*, 2013) favorecido por la presencia de NAT dentro de uno de los RAB y algunos post-tratamientos. Esto puede deberse a que la matriz de biopelículas proporciona un microambiente donde las comunidades bacterianas se encuentran en homeostasis y presentan un estado fisiológico óptimo para utilizar todas las fuentes de carbono disponible (El-Masry *et al.*, 2004).

Por otro lado, el aumento en la concentración de grasas y aceites en los post-tratamientos con respecto a los RAB puede ser explicado por a la acumulación de ácidos grasos de cadena larga, originados durante la descomposición anaerobia de los lípidos. Los ácidos grasos inhiben la actividad bacteriana y entonces son adsorbidos a partículas de materia orgánica, lo que causa su acumulación en el agua (Jeganathan *et al.*, 2007). También es posible que la concentración de grasas y aceites cuantificada en los sitios de muestreo se encuentre sobreestimada. Esto debido a que el solvente utilizado en el método de análisis realizado tiende a disolver otros compuestos orgánicos además de las grasas y aceites (APHA/AWWA/WEF, 2005) y considerando que la concentración normal de estos constituyentes en agua residual oscila entre 50 y 100 mg L⁻¹ (Noutsopoulos *et al.*, 2013; Travis *et al.*, 2008).

4.1.2.2.2. Demanda química de oxígeno

La DQO encontrada en el agua residual urbana fue similar a lo reportado para aguas residuales sin tratar (Bodkhe, 2009; Nasr *et al.*, 2009). El análisis de varianza de este indicador de contaminación orgánica mostró diferencias significativas entre los sitios de muestreo (Cuadro 49). Pero no se encontraron diferencias significativas entre

los post-tratamientos de ambos RAB (Cuadro 50). Los efluentes con una mayor remoción promedio de la DQO fueron los tratamientos con *L. minor* únicamente.

Cuadro 49. Análisis de varianza de las concentraciones de DQO en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales

Fuentes de Variación	SC	GL	CM	F	Sig.
Tratamientos	1400657.464	8	175082.183		
Error	4478686.657	63	71090.264	2.463	0.022
Total	5879344.120	71			

*SC = Suma de cuadrados, GL = Grados de Libertad, CM = Cuadrados medios

Cuadro 50. Significancias de los análisis de varianza de la concentración de la DQO, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.

Significación		
<i>L. minor + NAT</i>	<i>L. minor</i>	NAT
0.774	0.792	0.828

En la Figura 30 se presenta la concentración promedio de DQO a través del sistema híbrido de tratamiento. El influente presentó una DQO significativamente mayor con respecto a los demás tratamientos. No hubo diferencia significativa entre las concentraciones de DQO del resto de los tratamientos.

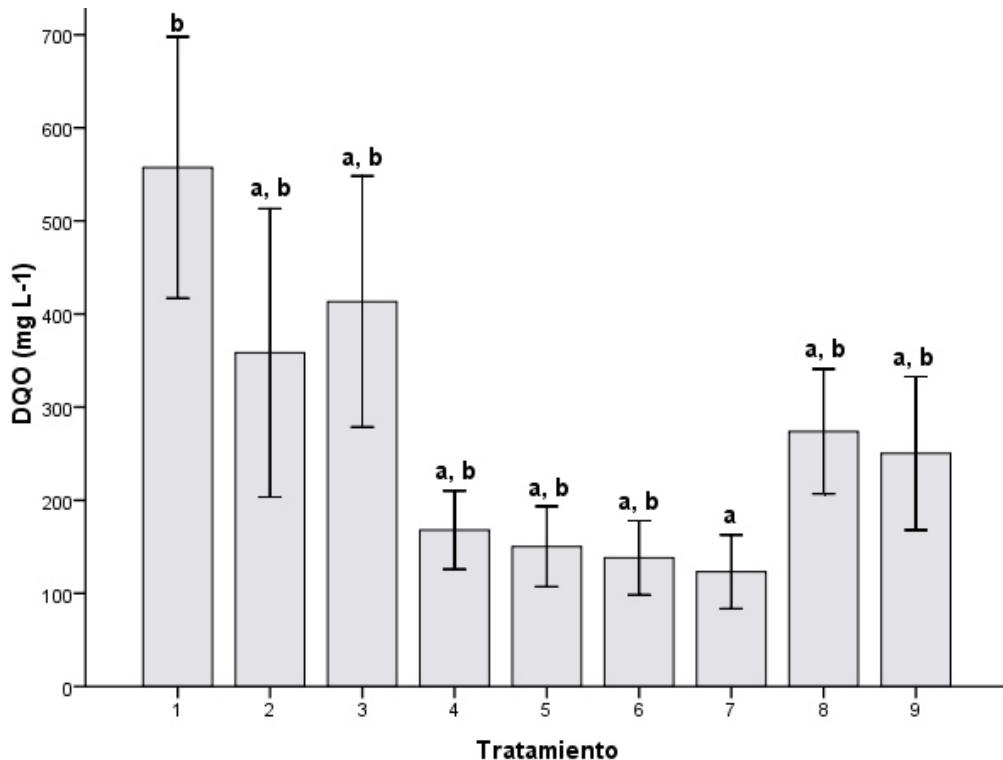


Figura 30. Concentraciones promedio de DQO en el influente y los efluentes del sistema. Los grupos con diferencia significativa ($p < 0.05$) están rotulados con la misma letra.

Durante el presente estudio observa un descenso en la concentración de DQO conforme desciende la temperatura ambiental a través de los muestreos.

Los valores de las correlaciones significativas entre DQO con el N y P total (Cuadro 55) parecen indicar una mayor proporción de nitrógeno como parte de la materia orgánica en comparación con el fósforo, tal como fue observado por Bodkhe (2009).

La remoción de DQO fue similar a lo reportado para sistemas híbridos que incluyen lemnáceas y sustratos para fijación de biopelículas (Ayaz & Akça, 2001; Loupasaki & Diamadopoulos, 2013; Nasr *et al.*, 2009; Ozengin & Elmaci, 2007). El RAB que presentó el sustrato de neumático triturado logró una mayor remoción de DQO

debido a las condiciones favorables para la microbiota creada por la matriz porosa (El-Masry *et al.*, 2004; Loupasaki & Diamadopoulos, 2013) Los valores de remoción de DQO al final del sistema fueron similares a lo reportado por Ozengin y Elmaci (2007). El tratamiento RAB con NAT seguido de *L. minor* y el RAB seguido de *L. minor* mostraron remociones de DQO idénticas a las mostradas por un sistema híbrido con un RAB y *L. gibba* utilizado en Egipto (Nasr *et al.*, 2009). La mayor remoción en los post-tratamientos vegetados se debe a que las lemnáceas degradan compuestos orgánicos de manera indirecta a través de la microbiota presente en su rizósfera (Lee, 2013; Pilon-Smits, 2005; Schwitzguébel, 2001; Stottmeister *et al.*, 2003). Sin embargo, es importante mencionar que los valores de remoción fueron bajos al final del sistema. Esto posiblemente se deben a que los tratamientos con *L. minor* remueven eficientemente concentraciones máximas de DQO de 300 a 500 mg L⁻¹. (Ozengin & Elmaci, 2007). Además, el detritus de los microorganismos y exudados de las macrófitas parecen contribuir al aumento en la concentración de materia orgánica en los post-tratamientos (Kang *et al.*, 1998).

4.1.2.3. Indicadores microbiológicos de calidad del agua

4.1.2.3.1. Coliformes totales y fecales

El ANOVA realizado para las concentraciones de coliformes totales en las muestras de agua analizadas mostró diferencias altamente significativas entre tratamientos (Cuadro 51). Pero los análisis de varianza de los post-tratamientos mostraron que entre ambos RAB, el post-tratamiento inoculado únicamente con NAT presentó una mayor probabilidad de diferencias de medias en comparación con los

otros dos pares de post-tratamientos (Cuadro 52). Sin embargo, estadísticamente no hubo diferencia significativa entre estos tratamientos..

Cuadro 51. Análisis de varianza de las concentraciones de coliformes totales en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales

Fuentes de Variación	SC	GL	CM	F	Sig.
Tratamientos	89.869	8	11.234		
Error	161.776	63	2.568	4.375	0.000
Total	251.645	71			

*SC = Suma de cuadrados, GL = Grados de Libertad, CM = Cuadrados medios

Cuadro 52. Significancias de los análisis de varianza de la concentración de las concentraciones de coliformes totales, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.

Significancia		
<i>L. minor + NAT</i>	<i>L. minor</i>	NAT
0.978	0.422	0.155

En la Figura 31 se presentan las concentraciones promedio de UFC en logaritmo base 10 para coliformes totales a través de los tratamientos del sistema. El influente presentó una concentración significativamente más alta de coliformes totales en el sistema. El tratamiento 8 fue el que presentó una concentración significativamente menor de estas bacterias.

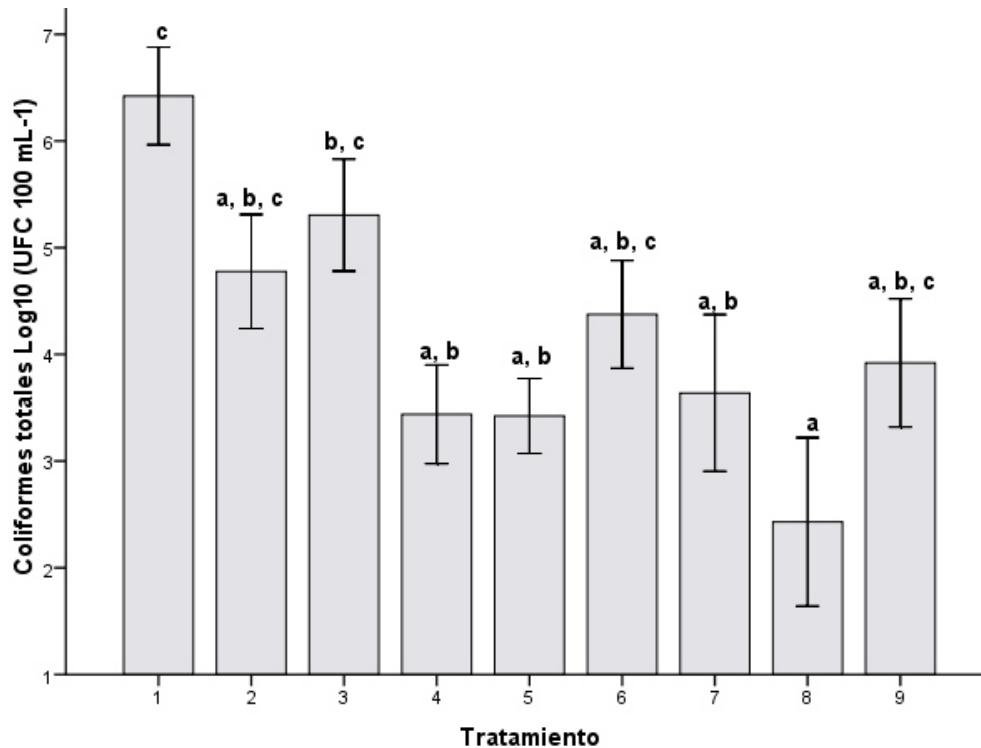


Figura 31. Concentraciones promedio de coliformes totales en el influente y los efluentes del sistema. Los grupos con diferencia significativa ($p < 0.05$) están rotulados con la misma letra.

En el influente, la mayor concentración en la cual se observa una disminución de estas bacterias es en el muestreo de febrero, con 1.59×10^8 UFC 100 mL⁻¹. La menor concentración fue observada en los muestreos de diciembre y enero, con 6.67×10^4 y 6.65×10^4 UFC 100mL⁻¹, respectivamente. La remoción de estos indicadores en el RAB con NAT fue superior al 65% en cada caso, alcanzando remociones del 99.9. Sin embargo, la capacidad de remoción del otro reactor fue menor, llegando incluso a incrementar la cantidad de bacterias respecto al influente durante el segundo muestreo, y presentando una remoción cercana a cero en el cuarto muestreo.

Para el efluente del RAB con NAT, los post-tratamientos con mejor remoción fueron la combinación de *L. minor* con sustrato de NAT y el que presentaba únicamente

el sustrato (remociones superiores al 94% en ambos casos, con respecto al influente). Se observó que en el tratamiento que combina la hidrófita con el sustrato, así como el que presenta el sustrato solamente, la concentración de estos microorganismos fue menor.

Debido a la cantidad de análisis de coliformes fecales que pudieron completarse, no se realizó un análisis estadístico sobre estos indicadores. En promedio, el influente presentó una concentración de 1.82×10^6 UFC $100mL^{-1}$. Los efluentes de los RAB con NAT y sin NAT presentaron un promedio de 1.04×10^3 y 7.28×10^5 UFC $100mL^{-1}$ respectivamente. Todos los post-tratamientos tuvieron porcentajes de remoción superiores al 95% para estos indicadores microbiológicos con concentraciones promedio de 150 UFC $100mL^{-1}$.

4.1.2.3.3. Colifagos nativos

El análisis de varianza realizado para las concentraciones de colifagos nativos mostró una diferencia altamente significativa entre tratamientos (Cuadro 53). En el Cuadro 54 se presentan los valores de significancia para los ANOVA realizados entre los post-tratamientos de los RAB. No presentaron diferencias significativas entre las concentraciones de colifagos nativos. Los valores del CV estuvieron entre 34.43 y 8335.41%.

En la Figura 32 se observan las concentraciones promedio en \log_{10} de colifagos en los efluentes de los tratamientos. El influente presentó una concentración de colifagos significativamente mayor que el resto de los tratamientos. El RAB que removió una mayor cantidad de virus fue el inoculado con NAT, ya que las concentraciones de virus en este no presentaron diferencias significativas con los post-

tratamientos. La descarga del tratamiento ocho fue la que presentó una menor concentración de colifagos nativos.

Cuadro 53. Análisis de varianza de las concentraciones de colifagos nativos en el sistema híbrido de tratamiento de aguas residuales

Fuentes de Variación	SC	GL	CM	F	Sig.
Tratamientos	110.323	8	13.790		
Error	95.395	62	1.539	8.963	0.000
Total	205.718	70			

*SC = Suma de cuadrados, GL = Grados de Libertad, CM = Cuadrados medios

Cuadro 54. Significancias de los análisis de varianza de la concentración de las concentraciones de colifagos nativos, realizados entre los post-tratamientos de los RAB.

Significación		
<i>L. minor + NAT</i>	<i>L. minor</i>	NAT
0.937	0.631	0.083

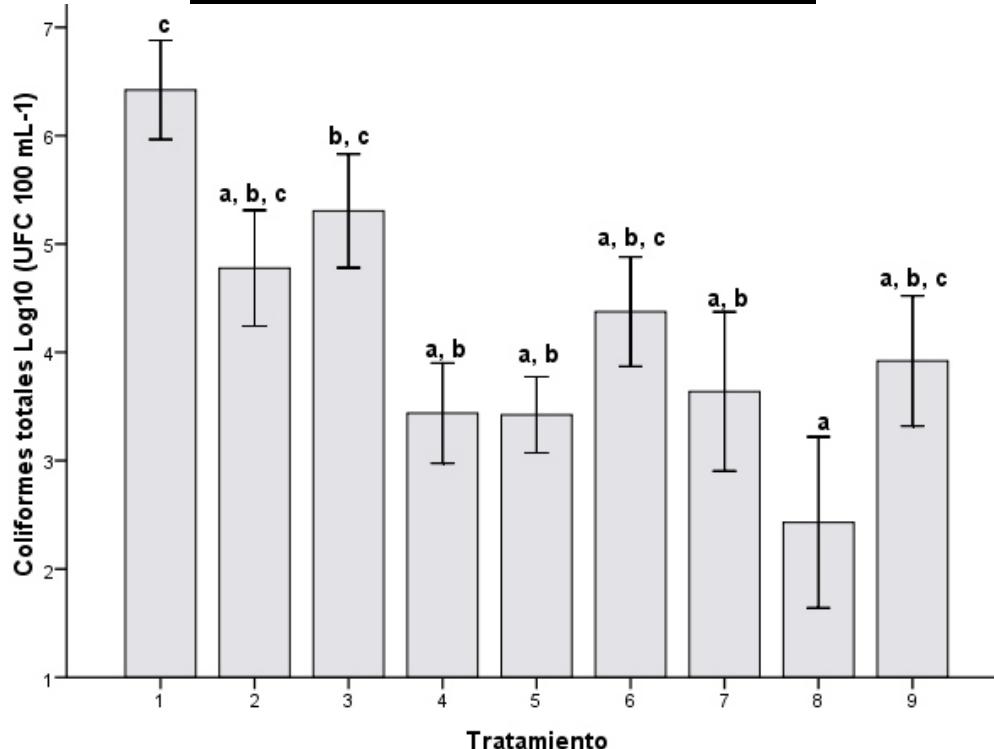


Figura 32. Concentraciones promedio de colifagos nativos en el influente y los efluentes del sistema. Los grupos con diferencia significativa ($p < 0.05$) están rotulados con la misma letra.

La remoción total de colifagos nativos a través de los muestreos realizados en todos los casos fue superior al 94% con la menor remoción en los meses de invierno. Los tres tipos de post-tratamientos tendieron a presentar una eficiencia similar a través del tiempo.

La abundancia de bacterias en el influente es un indicador tanto de contaminación fecal como de bajas concentraciones de oxígeno disuelto. La presencia de colifagos, por su parte, parece indicar la presencia de virus entéricos en el influente de estudio (Ali, 2010; Leclerc *et al.*, 2001; Mandilara *et al.*, 2006; Reyes & Jiang, 2010; Xu & Warriner, 2005). La remoción de coliformes y virus dentro de los RAB pueden estar relacionados a la formación de floc dentro de los reactores. Esta remoción por adsorción obedece a la adsorción de las bacterias a sólidos y otros microorganismos (Chabaud *et al.*, 2006; Jackson & Jackson, 2008; Nasr *et al.*, 2009).

Por otro lado, la remoción de las coliformes y colifagos en los post-tratamientos puede atribuirse a su adsorción a la rizósfera de la *L. minor* y a las partículas de NAT. Además de que los virus pueden ser adsorbidos también a las células bacterianas (Azadpour-Keeley & Ward, 2005; Jackson & Jackson, 2008; Xu & Warriner, 2005).

Mandilara *et al.* (2006) reportaron una correlación significativa entre la presencia de bacterias y la de bacteriófagos en lodos y aguas residuales tratadas. De manera similar, en la actual investigación, la correlación de Pearson entre el número de coliformes y de colifagos fue significativa con un valor superior al 0.66, probablemente como consecuencia de la adsorción de virus a las biopelículas bacterianas y su inactivación por el estrés ambiental, sin embargo es poco probable

que esta relación se deba a una relación virus-hospedero (Jackson & Jackson, 2008; Mandilara *et al.*, 2006).

4.2. Análisis de Correlación Entre Parámetros de Calidad del Agua

En los Cuadros 55 y 56 se presentan los valores de los coeficientes de correlación de Pearson entre parámetros de calidad del agua. Dichos valores de correlación fueron bajos en su mayoría. El pH presentó una correlación negativa estadísticamente significativa ($p < 0.05$) superior a -0.3 con el Mg, Ca y dureza; hubo correlación estadísticamente significativa con la CE, SE y CSR. La mayor correlación significativa de la CE fue con la salinidad efectiva y los bicarbonatos (superior a 0.55 en ambos casos).

Por otra parte, el N total presentó una mayor correlación significativa con P total, Ca, bicarbonatos y dureza, con coeficientes de correlación de 0.59, 0.53, 0.73 y 0.54 respectivamente. El P mostró mayor correlación con bicarbonatos y dureza, con valores superiores a 0.500. Los metales Cu y Fe exhibieron una correlación negativa significativa con el Ca superior a -0.25. Zn también presentó una correlación negativa con éste elemento, sin embargo no fue significativa. La mayor correlación significativa de DQO fue con la concentración de N total (0.40). Las coliformes totales y colifagos nativos tuvieron una correlación significativa entre sí de 0.66.

Cuadro 55. Coeficientes de correlación de Pearson (parte 1). Correlación entre los parámetros físico-químicos y parámetros de salinidad y dureza con los indicadores de calidad del agua.

	pH	CE	N	P	Mg	Ca	Na	HCO ₃	Cl	SE	SP	°Hf	CSR
CE	0.240*												
n	72												
N	-0.630	0.474*											
n	72	72											
P	-0.062	0.193	0.591*										
n	72	72	72										
Mg	-0.315*	0.101	0.329*	0.063*									
n	72	72	72	72									
Ca	-0.324*	0.180	0.529*	0.395*	0.315*								
n	72	72	72	72	72								
Na	-0.240	0.441*	0.219	-0.029	-0.163	0.075							
n	72	72	72	72	72	72							
HCO ₃	-0.231	0.567*	0.735*	0.510*	0.455*	0.588*	0.402*						
n	72	72	72	72	72	72	72						
Cl	0.192	0.202	0.029	0.242*	0.206	-0.065	-0.14	0.135					
n	72	72	72	72	72	72	72	72					
SE	0.363*	0.676*	0.100	0.159	0.247*	-0.125	0.447*	0.406*	0.515*				
n	72	72	72	72	72	72	72	72	72				
SP	0.225	0.260*	0.067	0.224	0.188	-0.053	0.017	0.150	0.966*	0.546*			
n	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72			
°Hf	-0.394*	0.178	0.541*	0.514*	0.762*	0.855*	0.650*	0.650*	0.068	0.049	0.067		
n	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72		
CSR	0.233*	0.492*	0.385*	0.066	-0.264*	-0.118	0.442*	0.481*	0.296*	0.432*	0.309*	-0.225	
n	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	
Cu	0.171	0.146	-0.009	0.081	-0.006	-0.283*	0.350*	-0.206	0.213	0.207	0.190	-0.206	0.348*
n	54	54	54	54	54	54	54	54	54	54	54	54	54
Fe	-0.164	-0.108	-0.277*	-0.193	-0.209	-0.275*	-0.035	-0.305*	0.077	-0.052	0.040	-0.305*	0.164
n	54	54	54	54	54	54	54	54	54	54	54	54	54
Zn	0.139	0.088	0.103	-0.044	-0.119	-0.145	0.237	-0.166	-0.223	0.032	-0.222	-0.166	0.18
n	54	54	54	54	54	54	54	54	54	54	54	54	54
SST	-0.142	0.410	-0.092	0.032	0.236	0.125	-0.089	0.066	0.165	0.141	0.147	0.222	-0.257*

n	63	63	63	63	63	63	63	63	63	63	63	63	63
G. y A.	0.055	-0.131	0.175	0.237	0.132	0.095	-0.291	0.148	0.107	-0.212	0.107	0.148	0.225
n	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36
DQO	0.096	0.265*	0.404*	0.248*	0.066	0.183	-0.022	0.184	0.042	-0.016	0.044	0.161	0.310*
N	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72
C. tot.	0.093	0.189	0.419*	0.421*	0.243*	0.193	0.099	0.389*	0.142	0.128	0.136	0.264*	0.182
N	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72
C. nat.	0.038	0.174	0.475*	0.442*	0.287	0.295*	-0.103	0.264*	0.164	0.164	0.155	0.358*	0.065
N	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72

*Correlación significativa ($p = 0.05$); G. y A., grasas y aceites recuperables; C. Tot., coliformes totales; C. nat. Colifagos nativos.

Cuadro 56. Coeficientes de correlación de Pearson (parte 2). Correlación entre los constituyentes inorgánicos y orgánicos e indicadores microbiológicos de calidad del agua.

	Cu	Fe	Zn	SST	G. y A.	DQO	C. Tot.
Fe	0.287*						
n	54						
Zn	0.512*	0.064					
n	54	54					
SST	0.078	0.026	-0.145				
n	54	54	54				
G. y A.	0.236	-0.080	-0.009	-0.151			
n	27	27	27	36			
DQO	0.310*	-0.78	0.068	0.138	0.165		
n	54	54	54	63	36		
C. tot.	0.003	-0.086	0.066	0.051	0.487*	0.172	
n	54	54	45	63	36	72	
C. nat.	-0.006	-0.129	0.012	0.244	0.245	0.263*	0.664*
n	54	54	54	63	36	72	72

*Correlación significativa ($p = 0.05$); G. y A., grasas y aceites recuperables; C. Tot., coliformes totales; C. nat., Colifagos nativos.

4.3. Análisis de la Comunidad Microbiológica Eucariota

En relación con la microbiota eucariota presente en el sistema, se encontraron 26 especies, distribuidas en 25 géneros pertenecientes a 22 familias, representantes de los reinos Chromista, Protozoa y Plantae. De éstas, 13 especies pertenecen al reino Protozoa, y el resto se distribuye en los reinos Chromista y Plantae.

Durante el presente estudio, el principal taxón representado fue el phylum Ciliophora, del reino Protozoa. Además, se presentó una especie de microalga que no pudo ser identificada. En el Cuadro 57 exhibe el listado taxonómico de los géneros y especies encontrados. En el Anexo II se muestran las descripciones de las especies enlistadas a continuación.

Cuadro 57. Listado de especies de microbiota eucariota presente en el sistema híbrido de tratamiento.

Reino	División/Phylum	Clase	Orden	Familia	Especie
Chromista	Chrysophyta	Chrysophyceae	Chromulinales	Chromulinacea	<i>Chromulina</i> sp. <i>Ochromonas</i> sp. <i>Spumella</i> sp.
			Ochromonadales	Ochromonadaceae	
	Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Chilomonas</i> sp.
			Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Nitzchia</i> sp.
			Thalassiosirales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella</i> sp.
			Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Diatoma</i> sp.
Protozoa	Amoebozoa	Tubulinea	Turbilinida	Amoebidae	<i>Amoeba proteus</i> <i>A. guttula</i> <i>Euglena</i> sp. <i>Phacus</i> sp.
	Euglenozoa	Euglenida	Euglenea	Euglenidae	<i>Anisonema</i> sp.
			Sphenomodales	Sphenomonaceae	<i>Tetramitus</i> <i>pyriformis</i>
	Loukozoa	Heterolobosea	Schizopyrenida	Vahlkampfiidae	<i>Prorodon</i> sp.
			Prodontida	Prorodontidae Colepidae Didiniidae	<i>Coleps</i> sp. <i>Didinium</i> sp.
	Ciliophora	Prostomatea	Haptorida	Spathidiidae	<i>Perispira ovum</i>
			Peniculida	Tracheliidae	<i>Trachelius ovium</i>
			Scuticociliatia	Parameciidae	<i>Paramecium</i> sp.
				Cyclidiidae	<i>Cyclidium</i> sp.
Plantae	Chlorophyta	Chlorophyceae	Sphaeropleales	Selenastraceae	<i>Selenastrum</i> sp.
		Ulvophyceae	Ulotrichales	Ulotrichaceae	<i>Ulothrix</i> sp.
		Conjugatophyceae	Zygnematales	Zygnemataceae	<i>Zygnema</i> sp.
		Trebouxiophyceae	Chlorellales	Oocystaceae	<i>Oocystis</i> sp. <i>Chlorella</i> sp.
Microalga no identificada					

4.3.1. Índices de diversidad de la microbiota eucariota encontrada en el sistema de tratamiento de agua residual

En el Cuadro 58 se presentan los índices de diversidad para la microbiota eucariota en los sitios de muestreo del sistema híbrido. Dentro de este sistema se puede considerar que los tratamientos 5 y 6 presentan mayor riqueza específica. Mientras que en cuanto al valor del índice de Shannon-Weinert, el sitio más biodiverso fue el penúltimo bafle del RAB con NAT.

Cuadro 58. Índices de importancia ecológica para la comunidad microbiana eucariota en el sistema híbrido.

Muestra	Taxa	No. De individuos	Dominancia (λ)	H'	Equitabilidad
1	4	4	0.25	1.3860	1
2.1	4	41	0.4206	0.9918	0.7154
2.2	4	62	0.4667	0.9287	0.6699
2.3	4	84	0.5207	0.8917	0.6432
2.4	5	43	0.3499	1.9200	0.7405
3.1	4	68	0.5065	0.7893	0.5693
3.2	7	94	0.4033	1.1530	0.5925
3.3	8	698	0.8303	0.4268	0.2052
3.4	9	161	0.2851	1.5360	0.6990
4	9	409	0.2947	1.3790	0.6274
5	10	280	0.3812	1.3010	0.5648
6	10	178	0.6778	0.8298	0.3604
7	8	106	0.3469	1.363	0.6555
8	1	-	1	0	0
9	2	4353	0.9986	0.0057	0.0082

Si bien los tratamientos vegetados con *L. minor* fueron los que presentaron un mayor número de especies, la descarga de los RAB tuvieron mayor diversidad como consecuencia de una baja dominancia de especies. Sin embargo, los post-tratamientos presentaron una mayor riqueza específica que los reactores. Similar a lo reportado por Papadimitriou *et al.* (2010), quienes encontraron una mayor biodiversidad de

protozoarios en la zona cercana a la rizósfera dentro de humedales artificiales utilizados para tratamiento de aguas residuales (Papadimitriou *et al.*, 2010).

Además, al igual que Papadimitriou *et al.* (2010) y Amaral *et al.* (2004), en el presente estudio el grupo dominante fueron los protozoarios ciliados. La abundancia de estas taxa parece obedecer a la concentración de materia orgánica (Papadimitriou *et al.*, 2010; Selivanovskaya *et al.*, 1997). Ello explica su presencia en los tratamientos 4, 5, 6 y 7 principalmente. Además, la presencia de estos ciliados explica la DQO más baja en estos tratamientos que en el 7 y 9, ya que este grupo de protozoarios está altamente relacionada a la remoción de DQO (Priya *et al.*, 2007).

Por otro lado, es importante señalar la presencia *Paramecium* en el último bafle de ambos RAB. Su presencia parece estar asociada a las colonias bacterianas en el efluente, de las cuales se alimentan (Amaral *et al.*, 2004). Adicionalmente, la presencia de protozoarios en tratamientos anaeróbicos se encuentra documentada por otros autores (Priya *et al.*, 2007).

Cabe señalar que la presencia de protozoarios en nuestro sistema parece estar relacionada a la remoción de bacterias mediante la depredación de las mismas, tal como lo señalan Chaubaud *et al.* (2006) y Priya *et al.* (2006).

Finalmente, es importante mencionar que los resultados obtenidos de diversidad en protozoarios parecen indicar una buena calidad de agua en las muestras de los tratamientos 4, 5, 6 y 7 ya que un ecosistema acuático con una amplia diversidad de microbiota eucariota tiende a considerarse como un ecosistema con una buena calidad de agua (Papadimitriou *et al.*, 2010).

4.4. Evaluación Toxicológica del Efluente e Influentes

4.4.1. Bioensayos de Toxicidad en Plantas

4.4.1.1. Estandarización del tóxico de referencia

En el Cuadro 59 se observan los valores de toxicidad aguda sobre las especies vegetales seleccionadas para el tóxico de referencia. Ninguna semilla de *C. annuum* germinó en ninguno de los tratamientos, por lo que se descartó su uso para el análisis toxicológico del influente.

Cuadro 59. Fitotoxicidad aguda del $K_2Cr_2O_7$ (CE_{50-96h}) para cada una de las especies vegetales utilizadas, con sus límites superior (LS) e inferior (LI) y el coeficiente de variación (CV)

Especie	CE_{50-96h} (mg L ⁻¹)	LS (mg L ⁻¹)	LI (mg L ⁻¹)	CV (%)
<i>C. annuum</i>	-	-	-	-
<i>L. sativa</i>	21.31	27.55	17.07	11.74
<i>C. sativus</i>	40.74	62.27	19.20	26.43
<i>P. sativum</i>	266.34	383.73	140.65	23.18

Las cartas control de la estandarización del bioensayo con $K_2Cr_2O_7$ elaboradas para *L. sativa*, *C. sativus* y *P. sativum* con los datos obtenidos de las repeticiones de los bioensayos ($n = 5$) se presentan en las Figuras 33, 34 y 35. Se observa que la especie menos tolerante al $K_2Cr_2O_7$ es *L. sativa* con una CE_{50-96h} de 21.31 mg L⁻¹. El chícharo fue la especie con mayor tolerancia al $K_2Cr_2O_7$ con una CE_{50-96h} de 266.34 mg L⁻¹.

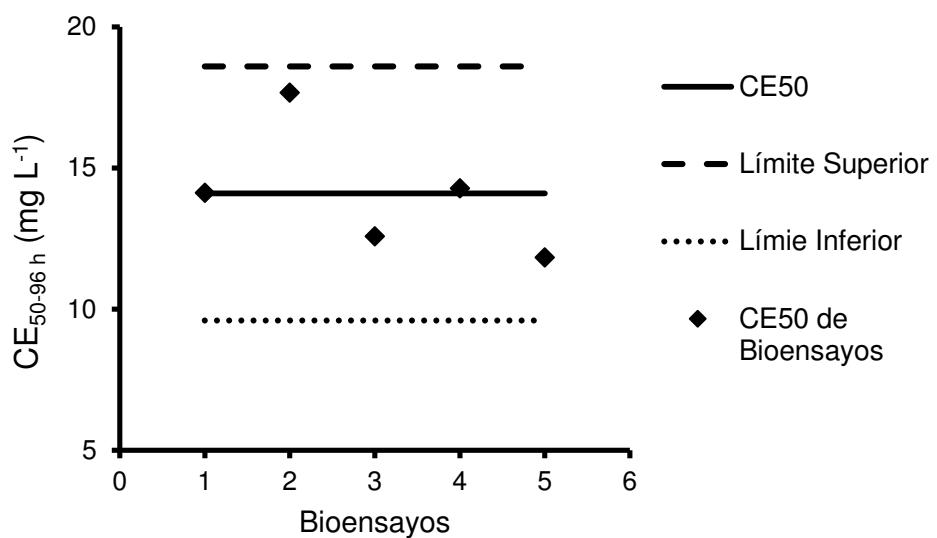


Figura 33. Carta control para el tóxico de referencia en *L. sativa*.

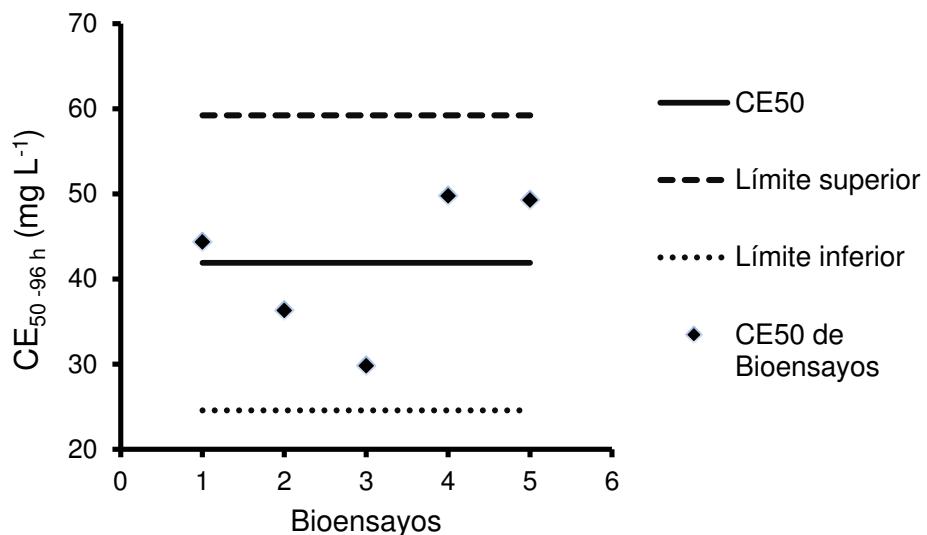


Figura 34. Carta control para el tóxico de referencia en *C. sativus*.

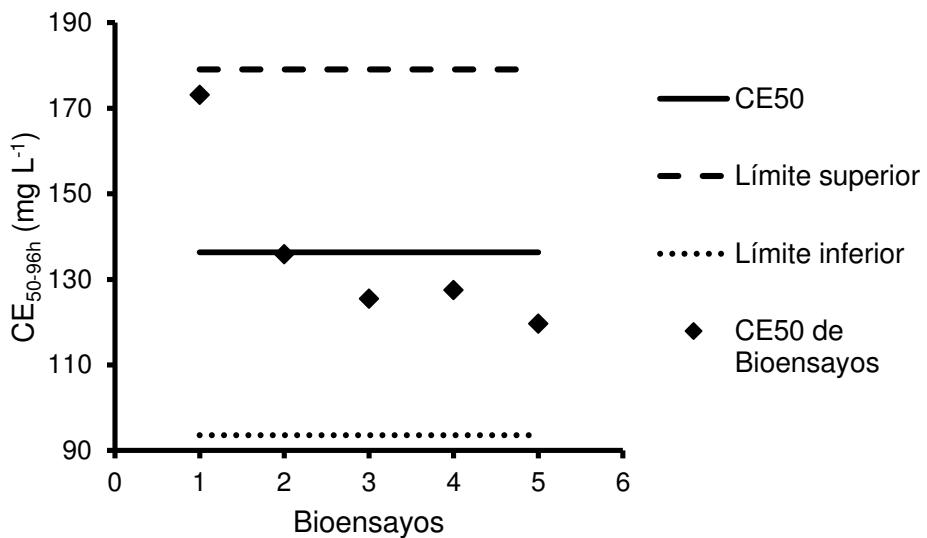


Figura 35. Carta control para el tóxico de referencia en *P. sativum*.

Estos resultados indican que *L. sativa* fue la especie menos tolerante al K₂Cr₂O₇ en la batería de bioensayos ejecutada ya que presentó una CE_{50-96h} de 21.31 mg L⁻¹, resultado similar al reportado por Aportella-Gilling y González-Pérez (2001). Por otro lado, el chícharo fue la especie que mostró mayor tolerancia al K₂Cr₂O₇, lo cual puede deberse a que las fabáceas son más tolerantes a compuestos tóxicos. Además, durante la germinación, las plántulas son tolerantes a metales pesados debido a que obtienen la energía necesaria de sus cotiledones, por lo que no absorben iones metálicos (Clark *et al.*, 2004; Panda *et al.*, 2010; Sahu *et al.*, 2008; Wang *et al.*, 2001).

La variación mostrada por las especies de prueba se debe a que las plantas presentan un alto grado de variabilidad en sus mecanismos de respuestas a agentes tóxicos entre las distintas taxa vegetales (Clark *et al.*, 2004). Las cartas de control obtenidas para las tres especies se consideran confiables debido a que los CV en las mismas se encontraron por debajo del 30% (Silva *et al.*, 2007).

4.4.1.2. Análisis fitotoxicológico del efluente e influentes

El ANOVA mostró una alta diferencia significativa entre el porcentaje de fitotoxicidad en las especies *L. sativa* y *C. sativus* (Cuadro 60). El bioensayo con *P. sativum* presentó diferencias ligeramente significativas entre tratamientos.

Cuadro 60. Análisis de varianza de los bioensayos fitotoxicológicos con agua residual.

	Fuentes de Variación	SC	GL	CM	F	Sig.
<i>L. sativa</i>	Tratamientos	2.391	10	0.239		
	Error	0.194	22	0.017	27.084	0.000
	Total	2.585	32			
<i>C. sativus</i>	Tratamientos	2.191	10	0.219		
	Error	0.242	22	0.11	19.947	0.000
	Total	2.433	32			
<i>P. sativum</i>	Tratamientos	0.641	10	0.064		
	Error	0.376	22	0.017	3.744	0.042
	Total	1.017	32			

*SC = Suma de cuadrados, GL = Grados de Libertad, CM = Cuadrados medios.

La prueba de Tukey ($p < 0.05$) realizada en el ensayo con *L. sativa* mostró que las plántulas del control positivo así como las germinadas en el agua residual sin tratar y el efluente del RAB sin NAT presentaron un porcentaje de fitotoxicidad estadísticamente similar. De igual forma, las plántulas germinadas en los efluentes de los RAB presentaron un porcentaje de fitotoxicidad significativamente similar entre sí y con el influente. Las plántulas del tratamiento con efluentes de los sistemas aerobios con NAT solamente, y de un sistema aerobio con *L. minor* proveniente del RAB sin

NAT fueron estadísticamente similares al control negativo. Sin embargo presentaron cierto grado de inhibición de crecimiento radicular (Figura 36).

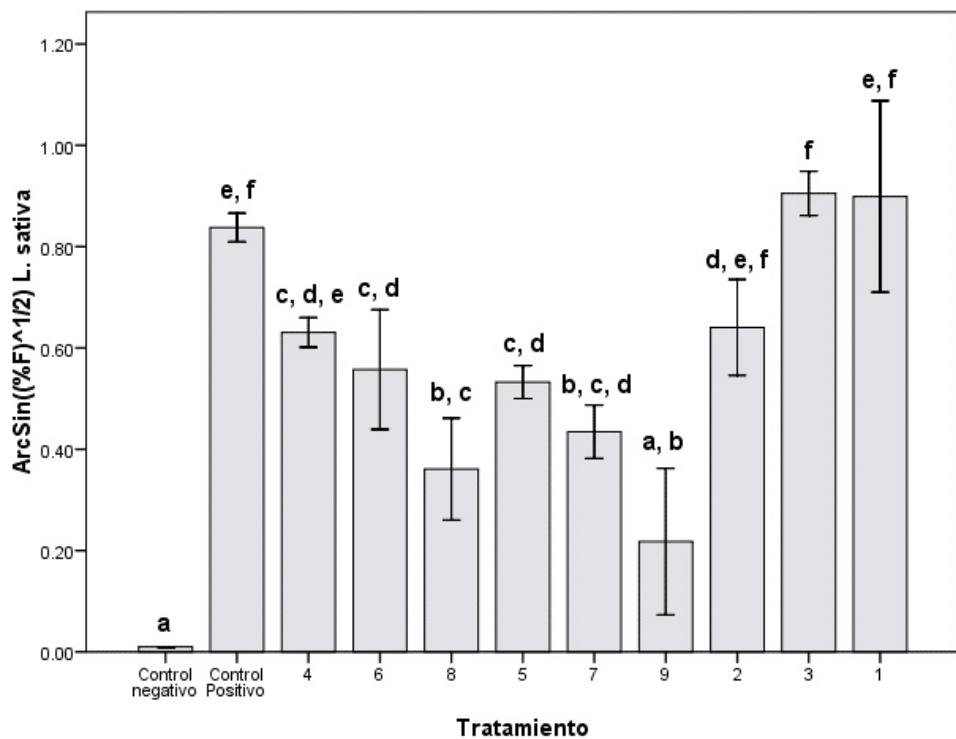


Figura 36. Análisis de Tukey ($p < 0.05$) para el ensayo con *L. sativa*. Los grupos sin diferencia significativa son rotulados con la misma letra. Sobre el eje Y, %F es el porcentaje de fitotoxicidad en fracción.

Las plántulas de *C. sativus* presentaron una inhibición de la radícula en todos los tratamientos. El porcentaje de fitotoxicidad en las plántulas que germinaron en los efluentes de los post-tratamientos fue significativamente mayor que en aquellas que germinaron en el influente, de acuerdo a la prueba de Tukey ($p < 0.05$) y Figura 37.

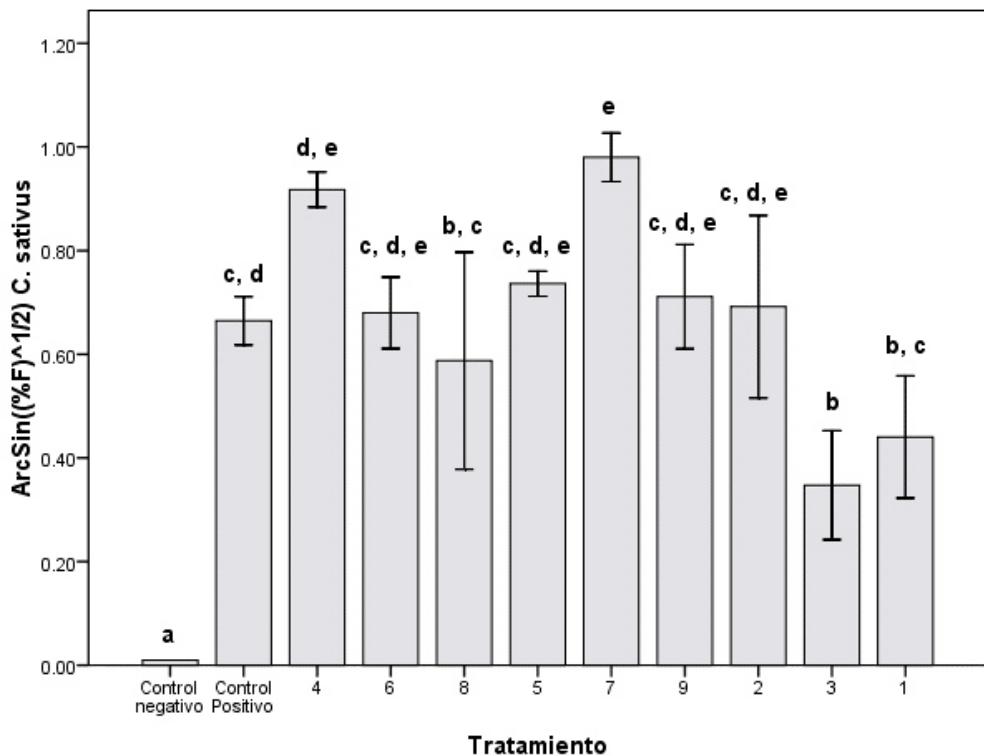


Figura 37. Análisis de Tukey ($p < 0.05$) para el ensayo con *C. sativus*. Los grupos sin diferencia significativa son rotulados con la misma letra. Sobre el eje Y, %F es el porcentaje de fitotoxicidad en fracción.

Las plántulas germinadas en el ensayo con *P. sativum* tuvieron un porcentaje de fitotoxicidad significativamente mayor en el agua residual sin tratar con respecto al control negativo. Sin embargo, los tratamientos con las descargas finales y efluentes de los RAB no presentaron diferencia significativa entre sí ni con el control positivo. La Figura 38 exhibe el porcentaje de fitotoxicidad transformada para los diversos tratamientos. De acuerdo a la prueba de Tukey ($p < 0.05$) no existió diferencia significativa respecto al influente.

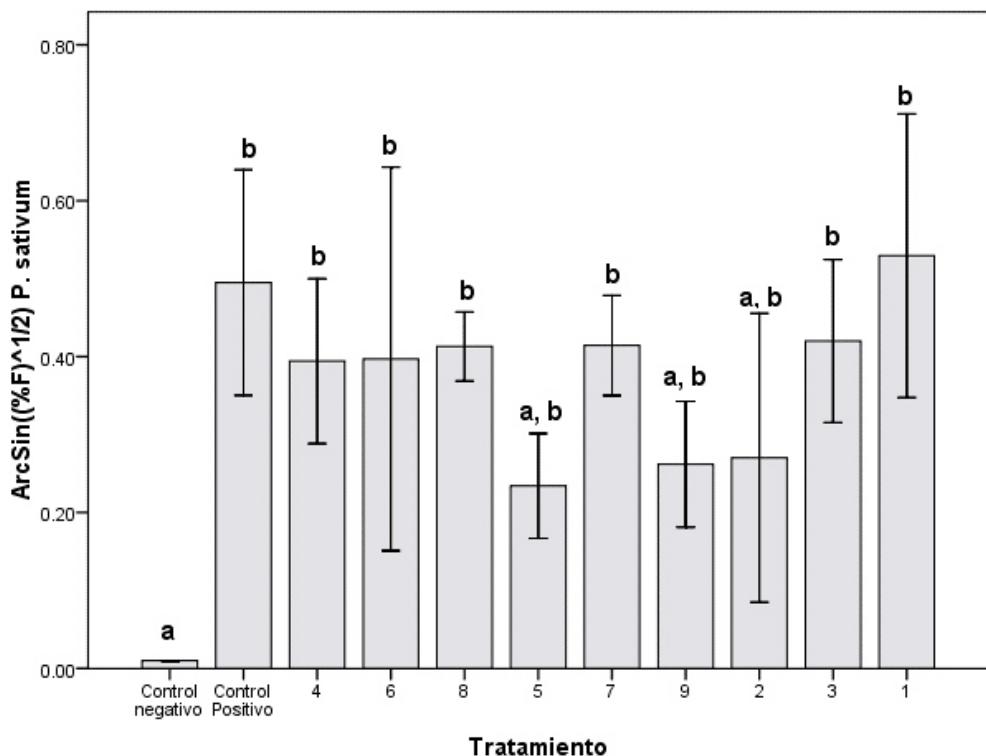


Figura 38. Análisis de Tukey ($p < 0.05$) para el ensayo con *P. sativum*. Los grupos sin diferencia significativa son rotulados con la misma letra. Sobre el eje Y, %F es el porcentaje de fitotoxicidad en fracción.

Las diferentes respuestas de las especies utilizadas pudiera deberse a la resistencia genética presente en las familias Asteraceae, Cucurbitaceae y Fabaceae son distintas (Clark *et al.*, 2004; Sahu *et al.*, 2008). Es importante considerar que las plantas pueden tolerar contaminantes inorgánicos en solución acuosa durante la etapa de la germinación debido a que la energía necesaria para la elongación de la radícula proviene de los cotiledones (Clark *et al.*, 2004; Sahu *et al.*, 2008). El hecho de que la lechuga presentara una marcada diferencia significativa entre los tratamientos en el bioensayo puede deberse a que es de las especies vegetales más sensibles a la contaminación (Aportela Gilling & González-Pérez, 2001; Clark *et al.*, 2004; Sahu *et al.*, 2008). Resultados similares a lo observado con las semillas de lechuga que

muestran una estimulación del crecimiento radicular en una matriz con compuestos teóricamente tóxicos para las plantas fueron reportados para gramíneas y ciperáceas (Bonanomi *et al.*, 2006). Esta observación fue reportada como una caja negra debido al desconocimiento de la toxicodinámica de la matriz de prueba. Es importante mencionar que la elongación de la radícula es más sensible a la presencia de compuestos orgánicos que a compuestos inorgánicos (Wang *et al.*, 2001).

Por otro lado, es posible que dentro de la matriz compleja de estudio se encuentren presentes compuestos orgánicos que estimulen el crecimiento de la radícula, ya que éstos por su coeficiente de partición octanol-agua (K_{ow}) pueden ser más fácilmente absorbidos por las células de la radícula. Esto es importante ya que el K_{ow} es un factor determinante en la respuesta toxicológica de un organismo (Wang *et al.*, 2001).

El pepino presentó una menor variabilidad en su respuesta, y se observó una toxicidad similar al control positivo y las muestras de agua residual. Este comportamiento indica que en las muestras de agua, consideradas como una matriz acuosa compleja (Rizzo, 2011) presentan un compuesto o elemento, tales como xenobióticos y metales pesados, que ocasiona una inhibición en el crecimiento radicular (Dzantor, 2007; Panda *et al.*, 2010; Rizzo, 2011; Sahu *et al.*, 2008; Silva *et al.*, 2007). Sin embargo, la resistencia presentada por esta especie en comparación con *L. sativa* puede deberse a genes presentes que ayudan a detoxificar la planta (Panda *et al.*, 2010).

Por otro lado, el chícharo mostró una mayor tolerancia a la mezcla compleja expuesta. Esto parece deberse a que la familia Fabaceae parece ser más resistente a la presencia de xenobióticos y metales pesados (Panda *et al.*, 2010).

Finalmente, el mayor crecimiento de la radícula de las plantas expuestas al influente en los ensayos realizados con lechuga y pepino puede atribuirse a la presencia de una mayor concentración de nutrientes para las plantas (Rojas-Valencia, *et al.*, 2011).

4.5. Consideraciones y Perspectivas

El sistema construido y evaluado en el presente proyecto demostró tratar el agua residual urbana produciendo un efluente utilizable para riego agrícola y descargas en embalses naturales y/o artificiales y ríos. Este tipo de sistemas de tratamiento, económicos y semi-naturales, puede ser utilizado como opción para ayudar a cumplir de manera plena el derecho humano al agua y saneamiento en las zonas rurales de Latinoamérica (Hall *et al.*, 2013; Luh *et al.*, 2013; Marks, 2014).

En México, el uso de estas tecnologías puede ayudar a mitigar la contaminación acuática originada por la mala planeación del tratamiento, además de disminuir el riesgo que implica el riego agrícola con agua residual (Marofi *et al.*, 2012; Tortajada & Castelán, 2003). Para el uso y evaluación de estas tecnologías se deben considerar los aspectos técnicos implicados en el tratamiento y utilización de aguas residuales, así como los aspectos económicos y ecológicos de su uso. Estas medidas podrían

incluso ayudar a redefinir políticas públicas referentes a la valoración de los efectos de los contaminantes (Jørgensen *et al.*, 2014; Schultz *et al.*, 2012; Wong *et al.*, 2014).

Por otro lado, a pesar de que la normatividad mexicana regula detalladamente las condiciones particulares de descarga en aguas residuales, así como los análisis necesarios para caracterizarlas, no están incluidos los umbrales permisibles de parámetros tales como presencia de colifagos, DQO, ecotoxicidad, y otros. Además, es recomendable desarrollar y establecer análisis toxicológicos para evaluar la disminución de toxicidad en las aguas residuales, o bien, sugerir programas de monitoreo que pudieran servir para la toma de decisiones en el manejo y administración de los ecosistemas.

Debido a esto, es importante la investigación en el área de la eco-remediación aplicada al tratamiento de aguas residuales incluyendo de manera explícita el marco legislativo nacional e indicadores económicos para valorar los servicios ecológicos de los ecosistemas y los beneficios de estas tecnologías. De esta forma, se pueden realizar propuestas sobre programas o políticas de protección ambiental integral (Jørgensen *et al.*, 2014; Obani & Gupta, 2014; Schultz *et al.*, 2012; Wong *et al.*, 2014; Xenarios & Bithas, 2012).

5. CONCLUSIONES

1. El sistema híbrido para tratamiento de agua residuales evaluado en el presente estudio mostró remociones finales de coliformes totales, colifagos nativos, SST, N total, P total y DQO superior al 49% en todos los casos.
2. El comportamiento de parámetros físico-químicos, constituyentes orgánicos e indicadores microbianos fue similar a los observados en sistemas de tratamiento natural y semi-natural.
3. El sistema de tratamiento fue influenciado positivamente por el tiempo de retención de sólidos, asociado al NAT en el sistema.
4. De acuerdo con los resultados de correlación obtenidos, DQO, N, P, coliformes totales, colifagos y pH, aparentemente la remoción de contaminantes es controlada por distintos mecanismos, los cuales pueden ser considerados como caja negra, en el sistema de estudio.
5. La presencia de protozoarios en el sistema parece influir en la remoción de bacterias coliformes. Además, con base en los índices de diversidad, los efluentes de los tratamientos 4 al 7, además de los análisis de indicadores de calidad de agua, aparentemente presentan un efluente mejor tratado.
6. *L. sativa* fue el mejor indicador toxicológico de contaminación ya que presentó diferencias significativas entre tratamientos fácilmente observables. Con base en la

batería de bioensayos toxicológicos realizados, se observó que el sistema híbrido del presente estudio disminuyó la toxicidad del influente de manera significativa. No se presentaron diferencias significativas entre la respuesta toxicológica de los efluentes finales.

7. Debido a los parámetros de calidad del agua y valores de los índices ecológicos de la microbiota eucariota, el mejor sistema híbrido de tratamiento en el presente estudio es el sistema RAB con NAT en combinación con el sistema vegetado y con NAT.

6. RECOMENDACIONES

Considerando lo concluido anteriormente, se emiten las siguientes recomendaciones.

1. Realizar estudios más amplios a nivel de meso y macrocosmos que incluyan la utilización de reactores anaeróbicos y humedales artificiales con plantas acuáticas en un sistema de policultivo dentro del humedal.
2. Evaluar el potencial de fitorremediación de plantas acuáticas nativas del noreste de México para aguas residuales e incluirlo en trabajos de investigación en sistemas híbridos.
3. Añadir al sistema de tratamiento distintos sustratos naturales y/o sintéticos para el aumento del área de fijación de biopelículas durante las distintas etapas del proceso.
4. Además, se sugiere la inclusión de baterías de bioensayos toxicológicos que incluyan modelos animales y vegetales, con la finalidad de realizar una evaluación integral de la eficiencia del tratamiento.
5. Finalmente, incluir un análisis de costo-beneficio de la utilización de este tipo de sistemas híbridos en comparación con los sistemas convencionales utilizados para tratamiento de aguas residuales.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Adams, M.H. (1959). Bacteriophages. New York Interscience Publishers. 500 pp.
- Adl, S. M., Simpson, A. G. B., Farmer, M. a., Andersen, R. a., Anderson, O. R., Barta, J. R., ... Taylor, M. F. J. R. (2005). The new higher level classification of eukaryotes with emphasis on the taxonomy of protists. *Journal of Eukaryotic Microbiology*, 52(5), 399–451. <http://doi.org/10.1111/j.1550-7408.2005.00053.x>
- Ali, M. H. (2010). Water: An Element of Irrigation. *Fundamentals of Irrigation and On-farm Water Management: Volume 1* (Vol. 1). <http://doi.org/10.1007/978-1-4419-6335-2>
- Allison, L. E., Brown, J. W., Hayward, H. E., Richards, L. A., Bernstein, L., Fireman, M., ... R.C., R. (1954). Diagnosis and Improvement of Saline and Alkaline Soils. (I. A. Richards, Ed.) *Agriculture Handbook No. 60*. Riverside, California: United States Salinity Laboratory. <http://doi.org/10.2136/sssaj1954.03615995001800030032x>
- Alverson, A.J. (2014). Timing marine–freshwater transitions in the diatom order Thalassiosirales. *Paleobiology* 40(1):91-101 doi: <http://dx.doi.org/10.1666/12055>
- Amaral, a. L., Da Motta, M., Pons, M. N., Vivier, H., Roche, N., Mota, M., & Ferreira, E. C. (2004). Survey of Protozoa and Metazoa populations in wastewater treatment plants by image analysis and discriminant analysis. *Environmetrics*, 15 (October 2003), 381–390. <http://doi.org/10.1002/env.652>
- Andreotti, C., & Gageten, A. M. (2006). Efectos ecotoxicológicos del sedimento del río Salado inferior (Argentina) en la supervivencia y reproducción de *Moina micrura* (Crustacea, Cladocera). *Rev. Toxicol.*, 23, 146–150.
- APHA/AWWA/WPF. (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21a Edición. Washington, DC. USA. American Public Health Association.
- Aportela Gilling, P., & González-Pérez, Y. (2001). Evaluación toxicológica del Dicromato de Potasio en plantas de lechuga, *Lactuca sativa*, L. *Anuario Toxicología*, 1(1), 98–103.

- Arraj, A., Bohatier, J., Laveran, H., & Traore, O. (2005). Comparison of bacteriophage and enteric virus removal in pilot scale activated sludge plants. *Journal of Applied Microbiology*, 98(2), 516–24. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2004.02485.x>
- Ayaz, S. C., & Akça, L. (2001). Treatment of wastewater by natural systems. *Environment International*, 26(3), 189–95. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23644589>
- Azadpour-Keeley, A., & Ward, C. H. (2005). Transport and survival of viruses in the subsurface—processes, experiments, and simulation models. *Remediation Journal*, 15(3), 23–49. <http://doi.org/10.1002/rem.20048>
- Ban, Q., Li, J., Zhang, L., Jha, A. K., & Nies, L. (2013). Linking performance with microbial community characteristics in an anaerobic baffled reactor. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 169(6), 1822–36. <http://doi.org/10.1007/s12010-013-0105-6>
- Barber, W. P., & Stuckey, D. C. (1999). The use of the anaerobic baffled reactor (ABR) for wastewater treatment : a review. *Wat. Res.*, 33(7), 1559–1578.
- Belmont, M. a., Cantellano, E., Thompson, S., Williamson, M., Sánchez, A., & Metcalfe, C. D. (2004). Treatment of domestic wastewater in a pilot-scale natural treatment system in central Mexico. *Ecological Engineering*, 23(4-5), 299–311. <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.11.003>
- Bodkhe, S. Y. (2009). A modified anaerobic baffled reactor for municipal wastewater treatment. *Journal of Environmental Management*, 90(8), 2488–93. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.01.007>
- Boluda, R., Roca-Pérez, L., & Marimón, L. (2011). Soil plate bioassay: an effective method to determine ecotoxicological risks. *Chemosphere*, 84(1), 1–8. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.02.013>
- Bonanomi, G., Sicurezza, M. G., Caporaso, S., Esposito, A., & Mazzoleni, S. (2006). Phytotoxicity dynamics of decaying plant materials. *The New Phytologist*, 169(3), 571–578. <http://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01611.x>
- Brooksbank, a. M., Latchford, J. W., & Mudge, S. M. (2007). Degradation and modification of fats, oils and grease by commercial microbial supplements. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 23, 977–985. <http://doi.org/10.1007/s11274-006-9323-1>
- Bulc, T. G., & Slak, A. S. (2009). Ecoremediations –a new concept in multifunctional ecosystem technologies for environmental protection. *Desalination*, 246(1-3), 2–10. <http://doi.org/10.1016/j.desal.2008.03.039>

- Cavalier-Smith, T. (2002). The phagotrophic origin of eukaryotes and phylogenetic classification on protozoa. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 52(August 2000), 297–354. <http://doi.org/DOI 10.1099/ij.s.0.02058-0>
- Chabaud, S., Andres, Y., Lakel, A., & Le Cloirec, P. (2006). Bacteria removal in septic effluent: Influence of biofilm and protozoa. *Water Research*, 40, 3109–3114. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2006.06.008>
- Chen, W., Lu, S., Pan, N., & Jiao, W. (2013). Impacts of long-term reclaimed water irrigation on soil salinity accumulation in urban green land in Beijing. *Water Resources Research*, 49(11), 7401–7410. <http://doi.org/10.1002/wrcr.20550>
- Cheng, J.J., Stomp, A.M. (2009). Growing Duckweed to Recover Nutrients from Wastewaters and for Production of Fuel Ethanol and Animal Feed. *Clean*, 37(1), 17-26
- Chernicharo, C. A. L. (2006). Post-Treatment Options for the Anaerobic Treatment of Domestic Wastewater. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 5(1), 73–92. <http://doi.org/10.1007/s11157-005-5683-5>
- Chyan, J.-M., Senoro, D.B., Lin, C.-J., Chen, P.-J., & Chen, I.-M. (2013). A novel biofilm carrier for pollutant removal in a constructed wetland based on waste rubber tire chips. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 85, 638–645. <http://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.04.010>
- Cifuentes, E., Trasande, L., Ramirez, M., & Landrigan, P. J. (2010). A qualitative analysis of environmental policy and children's health in Mexico. *Environmental Health : A Global Access Science Source*, 9, 14. <http://doi.org/10.1186/1476-069X-9-14>
- Clark, J., Ortego, L. S., & Fairbrother, A. (2004). Sources of variability in plant toxicity testing. *Chemosphere*, 57(11), 1599–612. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.07.044>
- Collins, K. E., Doscher, C., Rennie, H. G., & Ross, J. G. (2013). The Effectiveness of Riparian “Restoration” on Water Quality-A Case Study of Lowland Streams in Canterbury, New Zealand. *Restoration Ecology*, 21(1), 40–48. <http://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00859.x>
- Corliss, John O. (2012). Gymnostomatida. In *AccessScience*. McGraw-Hill Education. <http://dx.doi.org/10.1036/1097-8542.303200>
- Corliss, John O. (2014)a. Ciliata. In *AccessScience*. McGraw-Hill Education. <http://dx.doi.org/10.1036/1097-8542.136200>

Corliss, John O. (2014)b. Ciliophora. In *AccessScience*. McGraw-Hill Education. <http://dx.doi.org/10.1036/1097-8542.136300>

Cruz-Valdés, J. C. (2011). Evaluación del catán (*Atractosteus spatula*) como especie monitora de contaminación utilizando bioindicadores bioquímicos. *Tesis*. Universidad Autónoma de Nuevo León.

Dávila Pórcel, R. A., De León Gómez, H., & Schüth, C. (2011). Urban impacts analysis on hydrochemical and hydrogeological evolution of groundwater in shallow aquifer Linares, Mexico. *Environmental Earth Sciences*, 66(7), 1871–1880. <http://doi.org/10.1007/s12665-011-1411-3>

De Oliveira Netto, A. P., & Zaiat, M. (2012). Treatment of Domestic Sewage in an Anaerobic-Aerobic Fixed-bed Reactor with Recirculation of the Liquid Phase. *CLEAN - Soil, Air, Water*, 40(9), 965–971. <http://doi.org/10.1002/clen.201100672>

Dhote, S., & Dixit, S. (2009). Water quality improvement through macrophytes--a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 152(1-4), 149–53. <http://doi.org/10.1007/s10661-008-0303-9>

Dzantor, E. K. (2007). Phytoremediation: the state of rhizosphere “engineering” for accelerated rhizodegradation of xenobiotic contaminants. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 232, 228–232. <http://doi.org/10.1002/jctb>

El-Masry, M. H., El-Bestawy, E., & El-Adl, N. I. (2004). Bioremediation of vegetable oil and grease from polluted wastewater using a sand biofilm system. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 20, 551–557. <http://doi.org/10.1023/B:WIBI.0000043162.17813.17>

Feris, L. (2015). The Human Right to Sanitation: A Critique on the Absence of Environmental Considerations. *Review of European, Comparative & International Environmental Law*, 24(1), 16–26. <http://doi.org/10.1111/reel.12088>

Findenig, B. M., Chatzinotas, A., & Boenigk, J. (2010). Taxonomic and ecological characterization of stomatocysts of *Spumella*-like flagellates (chrysophyceae). *Journal of Phycology*, 46(5), 868–881. <http://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2010.00892.x>

Guiry, M.D. (2013). Taxonomy and nomenclature of the Conjugatophyceae (= Zygnematophyceae). *Algae*, 28(1), 1-29. <http://dx.doi.org/10.4490/algae.2013.28.1.001>

Gupta, J., Ahlers, R., & Ahmed, L. (2010). The human right to water: Moving towards consensus in a fragmented world. *Review of European Community and International Environmental Law*, 19(3), 294–305. <http://doi.org/10.1111/j.1467-9388.2010.00688.x>

- Hall, R. P., Van Koppen, B., & Van Houweling, E. (2013). The Human Right to Water: The Importance of Domestic and Productive Water Rights. *Science and Engineering Ethics*, 849–868. <http://doi.org/10.1007/s11948-013-9499-3>
- Hanjra, M. A, Blackwell, J., Carr, G., Zhang, F., & Jackson, T. M. (2012). Wastewater irrigation and environmental health: implications for water governance and public policy. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 215(3), 255–69. <http://doi.org/10.1016/j.ijheh.2011.10.003>
- Hassan, S. R., & Dahlan, I. (2014). Anaerobic wastewater treatment using anaerobic baffled bioreactor: a review. *Central European Journal of Engineering*, 3(3), 389–399. <http://doi.org/10.2478/s13531-013-0107-8>
- Headley, T. R., & Kadlec, R. H. (2007). Conducting hydraulic tracer studies of constructed wetlands: a practical guide. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 7(3-4), 269–282. [http://doi.org/10.1016/S1642-3593\(07\)70110-6](http://doi.org/10.1016/S1642-3593(07)70110-6)
- Iurciuc, C. E., & Dima, M. (2013). Wastewater for irrigation in agriculture: some effects of effluent on soil quality and canola (*Brassica napus oleifera*) growth. *Environmental Engineering and Management Journal*, 12(4), 801–806.
- Jackson, E. F., & Jackson, C. R. (2008). Viruses in wetland ecosystems. *Freshwater Biology*, 53(6), 1214–1227. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01929.x>
- Jeganathan, J., Nakhla, G., & Bassi, A. (2007). Oily wastewater treatment using a novel hybrid PBR-UASB system. *Chemosphere*, 67, 1492–1501. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.12.047>
- Jiang, J. G., & Shen, Y. F. (2005). Use of the aquatic protozoa to formulate a community biotic index for an urban water system. *Science of the Total Environment*, 346, 99–111. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.12.001>
- Jørgensen, D., Nilsson, C., Hof, A. R., Hasselquist, E. M., Baker, S., Chapin, F. S., ... Meyerson, L. A. (2014). Policy Language in Restoration Ecology. *Restoration Ecology*, 22(1), 1–4. <http://doi.org/10.1111/rec.12069>
- Kang, H., Freeman, C., Lee, D., & Mitsch, W. J. (1998). Enzyme activities in constructed wetlands: implication for water quality amelioration. *Hydrobiologia*, 368, 231–235.
- Khan, S., Cao, Q., Zheng, Y. M., Huang, Y. Z., & Zhu, Y. G. (2008). Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. *Environmental Pollution* (Barking, Essex : 1987), 152(3), 686–92. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.056>

- Kimura, K., Nishisako, R., Miyoshi, T., Shimada, R., & Watanabe, Y. (2008). Baffled membrane bioreactor (BMBR) for efficient nutrient removal from municipal wastewater. *Water Research*, 42(3), 625–32. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2007.08.012>
- Krishna, G. V. T. G., Kumar, P., & Kumar, P. (2007). Complex wastewater treatment using an anaerobic baffled reactor. *Environmental Progress*, 26(4), 391–398. <http://doi.org/10.1002/ep.10239>
- Kudo, R.R. (1966). *Protozoología*. Compañía Editorial Continental, S.A., México. 905 pp.
- Kumari, M., & Tripathi, B. D. (2014). Effect of aeration and mixed culture of *Eichhornia crassipes* and *Salvinia natans* on removal of wastewater pollutants. *Ecological Engineering*, 62(3), 48–53. <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.10.007>
- Kumari, M., & Tripathi, B. D. (2015). Efficiency of *Phragmites australis* and *Typha latifolia* for heavy metal removal from wastewater. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 112, 80–86. <http://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.10.034>
- Kusk, K. O., Krüger, T., Long, M., Taxvig, C., Lykkesfeldt, A. E., Frederiksen, H., ... Bonefeld-Jørgensen, E. C. (2011). Endocrine potency of wastewater: contents of endocrine disrupting chemicals and effects measured by in vivo and in vitro assays. *Environmental Toxicology and Chemistry / SETAC*, 30(2), 413–26. <http://doi.org/10.1002/etc.385>
- Leclerc, H., Edberg, S., Pierzo, V., & Delattre, J. M. (2001). Bacteriophages as indicators of enteric viruses and public health risk in groundwaters. *Journal of Applied Microbiology*, 88(1), 5–21. <http://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2000.00949.x>
- Lee, J. H. (2013). An overview of phytoremediation as a potentially promising technology for environmental pollution control. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, 18(3), 431–439. <http://doi.org/10.1007/s12257-013-0193-8>
- Lopez, R. J., Higgins, S. R., Pagaling, E., Yan, T., & Cooney, M. J. (2014). High rate anaerobic digestion of wastewater separated from grease trap waste. *Renewable Energy*, 62, 234–242. <http://doi.org/10.1016/j.renene.2013.06.047>
- Loupasaki, E., & Diamadopoulos, E. (2013). Attached growth systems for wastewater treatment in small and rural communities: a review. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 88(2), 190–204. <http://doi.org/10.1002/jctb.3967>
- Luh, J., Baum, R., & Bartram, J. (2013). Equity in water and sanitation: Developing an index to measure progressive realization of the human right. *International Journal*

of Hygiene and Environmental Health, 216(6), 662–671.
<http://doi.org/10.1016/j.ijheh.2012.12.007>

Madoni, P., & Romeo, M. G. (2006). Acute toxicity of heavy metals towards freshwater ciliated protists. *Environmental Pollution*, 141, 1–7.
<http://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.08.025>

Majer Newman, J., Clausen, J. C., & Neafsey, J. A. (2000). Seasonal performance of a wetland constructed to process dairy milkhouse wastewater in Connecticut. *Ecological Engineering*, 14, 181–198.

Maltby, L., & Calow, P. (1989). The application of bioassays in the resolution of environmental problems; past, present and future. *Hydrobiologia*, 188-189(1), 65–76. <http://doi.org/10.1007/BF00027772>

Mandilara, G. D., Smeti, E. M., Mavridou, A. T., Lambiri, M. P., Vatopoulos, A. C., & Rigas, F. P. (2006). Correlation between bacterial indicators and bacteriophages in sewage and sludge. *FEMS Microbiology Letters*, 263(1), 119–26.
<http://doi.org/10.1111/j.1574-6968.2006.00414.x>

Marks, S. P. (2014). Human Rights and the Challenges of Science and Technology. *Science and Engineering Ethics*, 20(4), 869–875. <http://doi.org/10.1007/s11948-014-9518-z>

Marks, T., & Sharp, R. (2000). Review Bacteriophages and biotechnology : a review. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 75, 6–17.

Marofi, S., Parsafar, N., Rahim, G. H., Dashti, F., & Marofi, H. (2012). The effects of wastewater reuse on potato growth properties under greenhouse lysimeteric condition. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 10(1), 133–140. <http://doi.org/10.1007/s13762-012-0108-9>

Masi, F., & Martinuzzi, N. (2007). Constructed wetlands for the Mediterranean countries: hybrid systems for water reuse and sustainable sanitation. *Desalination*, 215(1-3), 44–55. <http://doi.org/10.1016/j.desal.2006.11.014>

Moiseenko, T. I., Gashkina, N. A., Dinu, M. I., Kremleva, T. A., & Khoroshavin, V. Y. (2013). Aquatic geochemistry of small lakes: Effects of environment changes. *Geochemistry International*, 51(13), 1031–1148.
<http://doi.org/10.1134/S0016702913130028>

Nasr, F. A., Doma, H. S., & Nassar, H. F. (2009). Treatment of domestic wastewater using an anaerobic baffled reactor followed by a duckweed pond for agricultural purposes. *The Environmentalist*, 29(3), 270–279. <http://doi.org/10.1007/s10669-008-9188-y>

- Ning, D., Huang, Y., Pan, R., Wang, F., & Wang, H. (2014). Effect of eco-remediation using planted floating bed system on nutrients and heavy metals in urban river water and sediment: A field study in China. *The Science of the Total Environment*, 485-486, 596–603. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.103>
- Noutsopoulos, C., Mamais, D., Antoniou, K., Avramides, C., Oikonomopoulos, P., & Fountoulakis, I. (2013). Anaerobic co-digestion of grease sludge and sewage sludge: The effect of organic loading and grease sludge content. *Bioresource Technology*, 131, 452–459. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.12.193>
- Novelo, E. (2012). Flora del Valle de Tehuacán-Cuicatlán. Fascículo 94. Chlorophyta Pascher. Universidad Nacional Autónoma de México, UNAM. 86 pp.
- Nzengy'a, D. M., & Wishitemi, B. E. L. (2001). The performance of constructed wetlands for wastewater treatment: a case study of Splash wetland in Nairobi Kenya. *Hydrological Processes*, 15(17), 3239–3247. <http://doi.org/10.1002/hyp.185>
- Obani, P., & Gupta, J. (2014). Legal pluralism in the area of human rights: water and sanitation. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 11, 63–70. <http://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.09.014>
- Organisation for Economic Co-Operation and Development. (2003). Draft Guidance Document for on the Statistical Analysis of Ecotoxicity Data. *OECD Environmental Health and Safety Publications*. Series on Testing and Assessment. Paris. 214 pp.
- Ozengin, N., & Elmaci, A. (2007). Performance of duckweed (*Lemna minor* L.) on different types of wastewater treatment. *Journal of Environmental Biology / Academy of Environmental Biology, India*, 28(2), 307–14. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17915771>
- Panda, S. K., Upadhyay, R. K., & Nath, S. (2010). Arsenic Stress in Plants. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 196(3), 161–174. <http://doi.org/10.1111/j.1439-037X.2009.00407.x>
- Papadimitriou, C. A., Papatheodoulou, A., Takavakoglou, V., Zdragas, A., Samaras, P., Sakellaropoulos, G. P., ... Zalidis, G. (2010). Investigation of protozoa as indicators of wastewater treatment efficiency in constructed wetlands. *Desalination*, 250(1), 378–382. <http://doi.org/10.1016/j.desal.2009.09.060>
- Parr, C. S., N. Wilson, P. Leary, K. S. Schulz, K. Lans, L. Walley, J. A. Hammock, A. Goddard, J. Rice, M. Studer, J. T. G. Holmes, and R. J. Corrigan, Jr. (2014). The Encyclopedia of Life v2: Providing Global Access to Knowledge About Life on Earth. *Biodiversity Data Journal* 2: e1079, doi:10.3897/BDJ.2.e1079
<http://www.eol.org>

- Paulsen, K., Featherstone, J., & Greene, S. (2007). Conservation-Induced Wastewater Flow Reductions Improve Nitrogen Removal: Evidence from New York City1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 43(6), 1570–1582. <http://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00128.x>
- Pilon-Smits, E. (2005). Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, 56(December 2004), 15–39. <http://doi.org/10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214>
- Prazeres, A. R., Carvalho, F., Rivas, J., Patanita, M., & Dôres, J. (2014). Reuse of pretreated cheese whey wastewater for industrial tomato production (*Lycopersicon esculentum* Mill.). *Agricultural Water Management*, 140, 87–95. <http://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.04.002>
- Priya, M., Haridas, A., & Manilal, V. B. (2007). Involvement of protozoa in anaerobic wastewater treatment process. *Water Research*, 41, 4639–4645. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2007.06.047>
- Priya, M., Haridas, A., & Manilal, V. B. (2008). Anaerobic protozoa and their growth in biomethanation systems. *Biodegradation*, 19(2), 179–185. <http://doi.org/10.1007/s10532-007-9124-8>
- Qadir, M., Bahri, A., Sato, T., & Al-Karadsheh, E. (2009). Wastewater production, treatment, and irrigation in Middle East and North Africa. *Irrigation and Drainage Systems*, 24(1-2), 37–51. <http://doi.org/10.1007/s10795-009-9081-y>
- Rajagopal, R., Saady, N., Torrijos, M., Thanikal, J., & Hung, Y.-T. (2013). Sustainable Agro-Food Industrial Wastewater Treatment Using High Rate Anaerobic Process. *Water*, 5(1), 292–311. <http://doi.org/10.3390/w5010292>
- Raven, J. A., & Giordano, M. (2014). Algae. *Current Biology*, 24(13), 590–595. <http://doi.org/10.1016/j.cub.2014.05.039>
- Reyes, V. C., & Jiang, S. C. (2010). Ecology of coliphages in southern California coastal waters. *Journal of Applied Microbiology*, 109(2), 431–40. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2010.04676.x>
- Risse, M. (2013). The Human Right to Water and Common Ownership of the Earth. *Journal of Political Philosophy*, 22(2), 178–203. <http://doi.org/10.1111/jopp.12022>
- Rizzo, L. (2011). Bioassays as a tool for evaluating advanced oxidation processes in water and wastewater treatment. *Water Research*, 45(15), 4311–4340. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2011.05.035>
- Roig, N., Sierra, J., Ortiz, J.D., Merseburger, G., Schuhmacher, M., Domingo, J.L., Nadal, M. (2013). Integrated study of metal behavior in Mediterranean stream

ecosystems: A case-study. *Journal of Hazardous Material*, 263, 122-130
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.07.051>

Rojas-Valencia, M.M., Orta de Velásquez, M.T., Franco, V. (2011). Urban agriculture, using sustainable practices that involve the reuse of wastewater and solid waste. *Agricultural Water Management*, 98, 1388-1394

Round, F. E., R. M. Crawford, & D. G. Mann. (1990). The Diatoms. Cambridge Univ. Press, Cambridge.

Sahu, R. K., Katiyar, S., Yadav, A. K., Kumar, N., & Srivastava, J. (2008). Toxicity Assessment of Industrial Effluent by Bioassays. *CLEAN - Soil, Air, Water*, 36(5-6), 517–520. <http://doi.org/10.1002/clen.200700078>

Sakakibara, M., Ohmori, Y., Ha, N. T. H., Sano, S., & Sera, K. (2011). Phytoremediation of heavy metal-contaminated water and sediment by Eleocharis acicularis. *CLEAN - Soil, Air, Water*, 39(8), 735–741. <http://doi.org/10.1002/clen.201000488>

Salazar, M. J., Rodriguez, J. H., Leonardo Nieto, G., & Pignata, M. L. (2012). Effects of heavy metal concentrations (Cd, Zn and Pb) in agricultural soils near different emission sources on quality, accumulation and food safety in soybean [Glycine max (L.) Merrill]. *Journal of Hazardous Materials*, 233-234, 244–53. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.07.026>

Sandgren, D.C. J.P. Smol, J. Cristiansen. (1995). Chrysophyte Algae: Ecology, Phylogeny and Development. Cambridge University Press. 399 pp.

Sarathai, Y., Koottatep, T., & Morel, A. (2010). Hydraulic characteristics of an anaerobic baffled reactor as onsite wastewater treatment system. *Journal of Environmental Sciences*, 22(9), 1319–1326. [http://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60257-6](http://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60257-6)

Schaller, J., Brackhage, C., Mkandawire, M., & Dudel, E. G. (2011). Metal/metalloid accumulation/remobilization during aquatic litter decomposition in freshwater: A review. *Science of the Total Environment*, 409(23), 4891–4898. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.08.006>

Schröder, P., Navarro-Aviñó, J., Azaizeh, H., Goldhirsh, A. G., DiGregorio, S., Komives, T., ... Wissing, F. (2007). Using phytoremediation technologies to upgrade waste water treatment in Europe. *Environmental Science and Pollution Research International*, 14(7), 490–7. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18062481>

Schultz, E. T., Johnston, R. J., Segerson, K., & Besedin, E. Y. (2012). Integrating Ecology and Economics for Restoration: Using Ecological Indicators in Valuation of Ecosystem Services. *Restoration Ecology*, 20(3), 304–310. <http://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00854.x>

Schwitzguébel, J.-P. (2001). Hype or Hope: The Potential of Phytoremediation as an Emerging Green Technology. *Remediation Journal*, 11(4), 63–78. <http://doi.org/10.1002/rem.1015>

Selivanovskaya, S. Y., Selivanovskaya, S. Y., Petrov, A M., Petrov, A M., Egorova, K. V., Egorova, K. V., ... Naumova, R. P. (1997). Protozoan and metazoan communities treating a simulated petrochemical industry wastewater in a rotating disc biological reactor. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 13, 511–517. Retrieved from <Go to ISI>://A1997XX40600005

Silva, J., Fuentealba, C., Bay-schmitt, E., & Larrain, A. (2007). Standardization of the acute toxicity bioassay with *Diplodon chilensis* using a reference toxicant. *Gayana*, 71(2), 135–141.

Silva-García, J. T., Ochoa-Estrada, S., Cristóbal-Acevedo, D., & Estrada-Godoy, F. (2006). Calidad química del agua subterránea de la Ciénega de Chapala como factor de degradación del suelo. *Terra Latinoamericana*, 24(4), 503–513.

Skei, J., Larsson, P., Rosenberg, R., Jonsson, P., Olsson, M., & Broman, D. (2000). Eutrophication and Contaminants in Aquatic Ecosystems. *Ambio*, 29(4), 184–194. <http://doi.org/10.1579/0044-7447-29.4.184>

Spaulding, S.A., Lubinski, D.J. and Potapova, M. (2010). Diatoms of the United States. <http://westerndiatoms.colorado.edu> Accessed on 17 November, 2015. Stead-Dexter, K., & Ward, N. I. (2004). Mobility of heavy metals within freshwater sediments affected by motorway stormwater. *Science of the Total Environment*, 334-335, 271–277. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.04.076>

Stottmeister, U., Wießner, A., Kuschk, P., Kappelmeyer, U., Kästner, M., Bederski, O., ... Moormann, H. (2003). Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22(1-2), 93–117. <http://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2003.08.010>

Sundaray, S. K., Nayak, B. B., & Bhatta, D. (2009). Environmental studies on river water quality with reference to suitability for agricultural purposes: Mahanadi river estuarine system, India - A case study. *Environmental Monitoring and Assessment*, 155(1-4), 227–243. <http://doi.org/10.1007/s10661-008-0431-2>

Tortajada, C., & Castelán, E. (2003). Water management for a megacity: Mexico City Metropolitan Area. *Ambio*, 32(2), 124–9. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12733797>

Transeau, E.N. (1951). The Zygnemataceae (fresh-water conjugate algae). The Ohio State University Press. 327pp.

- Travis, M. J., Weisbrod, N., & Gross, A. (2008). Accumulation of oil and grease in soils irrigated with greywater and their potential role in soil water repellency. *Science of the Total Environment*, 394, 68–74. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.01.004>
- Vidales-Contreras, J. A., Gerba, C. P., Karpiscak, M. M., Rodríguez-Fuentes, H., Hernández-Escareño, J. J., & Chaidez-Quiroz, C. (2010). Performance of a Surface Flow Constructed Wetland System Used to Treat Secondary Effluent and Filter Backwash Water. *International Journal of Agriculture & Biology*, 12, 821–827.
- Vyas, A., & Jethoo, A. S. (2015). Diversification in Measurement Methods for Determination of Irrigation Water Quality Parameters. *Aquatic Procedia*, 4(Icwrcoe), 1220–1226. <http://doi.org/10.1016/j.aqpro.2015.02.155>
- Wang, J., Huang, Y., & Zhao, X. (2004). Performance and characteristics of an anaerobic baffled reactor. *Bioresource Technology*, 93(2), 205–8. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2003.06.004>
- Wang, X., Sun, C., Gao, S., Wang, L., & Shuokui, H. (2001). Validation of germination rate and root elongation as indicator to assess phytotoxicity with *Cucumis sativus*. *Chemosphere*, 44(8), 1711–1721. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11534903>
- Warren, L. A., & Haack, E. A. (2001). Biogeochemical controls on metal behaviour in freshwater environments. *Earth-Science Reviews*, 54, 261–320. [http://doi.org/10.1016/S0012-8252\(01\)00032-0](http://doi.org/10.1016/S0012-8252(01)00032-0)
- Wong, C. P., Jiang, B., Kinzig, A. P., Lee, K. N., & Ouyang, Z. (2014). Linking ecosystem characteristics to final ecosystem services for public policy. *Ecology Letters*, n/a–n/a. <http://doi.org/10.1111/ele.12389>
- WoRMS Editorial Board (2015). World Register of Marine Species. Available from <http://www.marinespecies.org> at VLIZ. Accessed 2015-07-15
- Xenarios, S., & Bithas, K. (2012). The Use of Environmental Policy Instruments for Urban Wastewater Control: Evidences from an International Survey. *Environmental Policy and Governance*, 22(1), 14–26. <http://doi.org/10.1002/eet.596>
- Xu, J., & Warriner, K. (2005). Coliphage as an indicator of fecal contamination in hydroponic cucumber (*Cucumis sativus* L) greenhouses. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 85(14), 2397–2400. <http://doi.org/10.1002/jsfa.2249>
- Zarina, A., Masud-Ul-Hassa, Shameel, M. (2005). Taxonomic study of the order Ulotrichales (Chlorophyta) from north-eastern areas of Pakistan. *Pak. J. Bot.*, 37(4), 797-806

Zhai, G. (2011). Phytoremediation: Right Plants for Right Pollutants. *Journal of Bioremediation and Biodegradation*, 02(03), 102. <http://doi.org/10.4172/2155-6199.1000102e>

Zhang, C., Yu, Z., Zeng, G., Jiang, M.Yang, Z., Cui. M.Z., Shen, L., Hu, L. (2012). Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Environment International*, 73, 270-281 <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2014.08.010>

Zhang, X., Liu, P., Yang, Y., & Chen, W. (2007). Phytoremediation of urban wastewater by model wetlands with ornamental hydrophytes. *Journal of Environmental Sciences*, 19, 902–909.

Zimmels, Y., Kirzhner, F., & Kadmon, A. (2009). Effect of circulation and aeration on wastewater treatment by floating aquatic plants. *Separation and Purification Technology*, 66(3), 570–577. <http://doi.org/10.1016/j.seppur.2009.01.019>

Zimmels, Y., Kirzhner, F., & Malkovskaja, A. (2006). Application of Eichhornia crassipes and Pistia stratiotes for treatment of urban sewage in Israel. *Journal of Environmental Management*, 81(4), 420–8. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.11.014>

8. ANEXOS

8.1. ANEXO I. Estadísticos Descriptivos de los Parámetros de Calidad del Agua

8.1.1. Estadísticos descriptivos de los parámetros físicoquímicos y constituyentes inorgánicos

Cuadro 61. Estadísticos descriptivos de la turbidez.

n	Media	Desviación estándar	Error estándar	Intervalo de confianza de la media		Mínimo	Máximo	
				Límite inferior	Límite superior			
1	3	157.5500	243.89329	140.81186	-448.3145	763.4145	8.26	439.00
2	3	8.1333	5.39200	3.11307	-5.2611	21.5278	2.07	12.39
3	3	5.4600	6.29505	3.63445	-10.1778	21.0978	0.94	12.65
4	3	96.5967	91.33585	52.73278	-130.2942	323.4875	20.79	198.00
5	3	26.9833	9.74048	5.62367	2.7866	51.1800	16.42	35.61
6	3	29.0500	12.24589	7.07017	-1.3705	59.4705	16.46	40.92
7	3	26.2567	23.33625	13.47319	-31.7138	84.2271	6.49	52.00
8	3	103.0000	67.73478	39.10669	-65.2625	271.2625	25.00	147.00
9	3	135.9500	182.32363	105.26460	-316.9670	588.8670	9.85	345.00
Total	27	65.4422	106.37398	20.47168	23.3621	107.5224	0.94	439.00

Cuadro 62. Estadísticos descriptivos del pH.

n	Media	Desviación estándar	Error estándar	Intervalo de confianza de la media		Mínimo	Máximo	CV (%)	
				Límite inferior	Límite superior				
1	8	7.9200	.15575	.05506	7.7898	8.0502	7.73	8.10	1.966
2	8	7.6681	.22016	.07784	7.4841	7.8522	7.40	8.05	2.871
3	8	7.6725	.23304	.08239	7.4777	7.8673	7.30	8.00	3.037
4	8	7.6400	.39774	.14062	7.3075	7.9725	6.98	8.40	5.206
5	8	7.5825	.49678	.17564	7.1672	7.9978	7.30	8.80	6.551
6	8	7.5425	.24633	.08709	7.3366	7.7484	7.31	8.00	3.266
7	8	7.6531	.58889	.20820	7.1608	8.1455	7.16	9.00	7.694
8	8	8.0619	.57692	.20397	7.5796	8.5442	7.48	9.10	7.156
9	8	8.2588	.55858	.19749	7.7918	8.7257	7.58	9.00	6.763
Total	72	7.7777	.45899	.05409	7.6699	7.8856	6.98	9.10	

Cuadro 63. Estadísticos descriptivos de la conductividad eléctrica (μS).

n	Media	Desviación estáNDAR	Error estáNDAR	Intervalo de confianza de la media		Mínimo	Máximo	CV (%)	
				Límite inferior	Límite superior				
1	8	1315.6250	168.63819	59.62260	1174.6399	1456.6101	1120.00	1540.00	12.818
2	8	1241.2500	215.71724	76.26756	1060.9059	1421.5941	770.00	1430.00	17.379
3	8	1288.1250	154.45613	54.60849	1158.9964	1417.2536	1050.00	1535.00	11.991
4	8	1083.7500	198.05753	70.02391	918.1698	1249.3302	800.00	1400.00	18.275
5	8	1220.0000	454.72126	160.76824	839.8435	1600.1565	790.00	2200.00	7.268
6	8	1030.0000	243.66253	86.14771	826.2930	1233.7070	750.00	1440.00	23.657
7	8	1022.0000	405.21493	143.26511	683.2318	1360.7682	121.00	1410.00	39.649
8	8	892.5000	366.20642	129.47352	586.3438	1198.6562	450.00	1600.00	54.489
9	8	892.5000	366.20642	129.47352	586.3438	1198.6562	450.00	1600.00	41.031
Total	72	1109.5278	326.27928	38.45238	1032.8559	1186.1996	121.00	2200.00	

Cuadro 64. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción del nitrógeno (mg L^{-1}).

n	Media	Desviación estáNDAR	Error estáNDAR	Intervalo de confianza de la media		Mínimo	Máximo	CV (%)	%R	
				Límite inferior	Límite superior					
1	8	51.4213	16.56544	5.85677	37.5722	65.2703	18.90	74.67	22.638	-
2	8	35.6424	11.09120	3.92133	26.3699	44.9149	16.80	47.13	26.665	22.558
3	8	44.6249	12.18076	4.30655	34.4415	54.8083	21.93	61.60	19.023	13.804
4	8	20.8542	7.92441	2.80170	14.2292	27.4792	14.00	37.10	57.805	56.027
5	8	19.3082	9.11372	3.22219	11.6890	26.9275	6.53	35.00	149.659	61.750
6	8	15.1671	8.91044	3.15032	7.7178	22.6164	1.40	28.93	169.685	68.349
7	8	20.5037	11.37470	4.02156	10.9942	30.0131	2.80	37.33	32.907	58.722
8	8	13.7656	11.02312	3.89726	4.5501	22.9812	3.73	31.27	106.082	76.567
9	8	15.6337	6.97966	2.46768	9.7986	21.4688	6.07	27.07	28.826	71.717
Total	72	26.3246	16.77673	1.97716	22.3822	30.2669	1.40	74.67		

Cuadro 65. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción del fósforo (mg L^{-1}).

n	Media	Desviación estándar	Error estándar	Intervalo de confianza de la media		Mínimo	Máximo	CV (%)	%R	
				Límite inferior	Límite superior					
1	8	5.1825	3.99712	1.41320	1.8408	8.5242	.52	12.04	77.127	-
2	8	4.3735	3.22290	1.13947	1.6791	7.0679	.56	10.10	73.692	15.610
3	8	4.0192	2.93687	1.03834	1.5639	6.4745	.47	9.86	73.060	22.442
4	8	1.4916	1.57004	.55509	.1790	2.8042	.05	4.78	105.261	71.219
5	8	.9005	.98303	.34755	.0786	1.7223	.05	2.19	109.171	82.625
6	8	.7358	1.04045	.36786	-.1340	1.6057	.05	3.16	141.398	85.801
7	8	2.5695	2.21128	.78181	.7209	4.4182	.56	6.45	86.057	50.419
8	8	1.4516	1.03996	.36768	.5822	2.3210	.17	2.73	71.642	71.990
9	8	1.9200	1.70819	.60394	.4919	3.3481	.16	4.24	88.969	69.952
Total	72	2.5160	2.67451	.31519	1.8875	3.1445	.05	12.04		

Cuadro 66. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción del magnesio (mg L^{-1}).

n	Media	Desviación estándar	Error estándar	Intervalo de confianza de la media		Mínimo	Máximo	CV (%)	%R	
				Límite inferior	Límite superior					
1	8	29.9255	16.73768	5.91766	15.9325	43.9186	9.72	53.47	55.9311	-
2	8	26.4925	19.09937	6.75265	10.5250	42.4599	14.58	72.92	72.094	11.472
3	8	29.9251	15.58945	5.51170	16.8920	42.9582	17.01	60.76	52.093	0
4	8	19.4440	6.33131	2.23846	14.1509	24.7371	13.37	32.81	32.562	35.025
5	8	23.3936	4.58172	1.61988	19.5632	27.2240	19.44	30.38	19.585	21.827
6	8	21.2669	10.35258	3.66019	12.6119	29.9218	8.51	40.10	48.679	28.934
7	8	24.6088	12.35480	4.36808	14.2799	34.9377	10.94	46.18	50.205	17.766
8	8	13.8235	7.17299	2.53604	7.8267	19.8202	.00	21.87	51.890	53.807
9	8	24.6088	16.76051	5.92573	10.5967	38.6209	4.86	44.96	68.108	17.766
Total	72	23.7210	13.24611	1.56107	20.6083	26.8336	.00	72.92		

Cuadro 67. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción del calcio (mg L^{-1}).

n	Media	Desviación estándar	Error estándar	Intervalo de confianza de la media		Mínimo	Máximo	CV (%)	%R	
				Límite inferior	Límite inferior					
1	8	113.4765	7.79373	2.75550	106.9608	119.9922	100.20	126.25	22.638	-
2	8	113.4765	15.63111	5.52643	100.4086	126.5444	94.19	134.27	26.665	22.558
3	8	109.4683	10.04483	3.55138	101.0706	117.8659	90.18	120.24	19.023	13.804
4	8	72.6450	21.70963	7.67551	54.4953	90.7947	28.06	92.18	57.805	56.027
5	8	75.1500	20.96347	7.41170	57.6241	92.6759	40.08	92.18	149.659	61.750
6	8	90.4305	28.20768	9.97292	66.8483	114.0127	44.09	122.24	169.685	68.349
7	8	97.1940	20.93608	7.40202	79.6910	114.6970	52.10	116.23	32.907	58.722
8	8	53.3565	15.88596	5.61653	40.0755	66.6375	36.07	82.16	106.082	76.567
9	8	69.6390	19.97548	7.06240	52.9391	86.3389	36.07	94.19	28.826	71.717
Total	72	88.3151	27.24658	3.21104	81.9125	94.7178	28.06	134.27		

Cuadro 68. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción del sodio (mg L^{-1}).

n	Media	Desviación estándar	Error estándar	Intervalo de confianza de la media		Mínimo	Máximo	CV (%)	%R	
				Límite inferior	Límite inferior					
1	8	112.6911	47.61332	16.83385	72.8853	152.4968	25.29	151.80	42.2512	-
2	8	126.6301	36.46005	12.89057	96.1487	157.1115	60.95	163.30	28.7926	-12.369
3	8	112.1133	22.72810	8.03560	93.1121	131.1144	75.90	135.70	20.272	0.5127
4	8	135.1143	58.54018	20.69708	86.1735	184.0551	82.80	264.50	43.326	-19.898
5	8	85.3772	25.14415	8.88980	64.3561	106.3982	46.00	117.30	29.450	24.238
6	8	117.5781	67.45361	23.84845	61.1854	173.9707	29.89	246.10	57.369	-4.901
7	8	98.4583	31.38831	11.09744	72.2170	124.6996	59.77	133.40	31.880	12.630
8	8	97.0263	95.97478	33.93221	16.7894	177.2632	20.70	317.40	98.916	13.901
9	8	67.8435	25.07283	8.86458	46.8821	88.8049	27.59	103.50	36.957	39.767
Total	72	105.8702	52.12299	6.14275	93.6219	118.1185	20.70	317.40		

Cuadro 69. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción de bicarbonatos (mg L^{-1}).

n	Media	Desviación estándar	Error estándar	Intervalo de confianza de la media		Mínimo	Máximo	CV (%)	%R	
				Límite inferior	Límite superior					
1	8	642.7875	158.93272	56.19120	509.9164	775.6586	439.20	933.30	24.725	-
2	8	626.0125	79.19519	27.99973	559.8037	692.2213	475.80	732.00	12.651	2.610
3	8	628.3000	102.64378	36.29006	542.4877	714.1123	518.50	823.50	16.337	2.254
4	8	496.0062	69.07016	24.41999	438.2621	553.7504	396.50	597.80	13.925	22.835
5	8	546.7125	106.65348	37.70770	457.5480	635.8770	372.10	732.00	19.508	14.947
6	8	468.9375	57.63382	20.37663	420.7544	517.1206	378.20	549.00	57.634	27.046
7	8	485.3313	137.71337	48.68903	370.2000	600.4625	213.50	713.70	28.375	24.496
8	8	366.0000	120.94977	42.76220	264.8835	467.1165	207.40	524.60	33.046	43.060
9	8	373.6250	105.54184	37.31467	285.3898	461.8602	244.00	518.50	28.247	41.874
Total	72	514.8569	142.82086	16.83160	481.2957	548.4182	207.40	933.30		

Cuadro 70. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción de cloruros (mg L^{-1}).

n	Media	Desviación estándar	Error estándar	Intervalo de confianza de la media		Mínimo	Máximo	CV (%)	%R	
				Límite inferior	Límite superior					
1	8	157.7970	84.53219	29.88664	87.1263	228.4677	85.10	287.23	53.570	-
2	8	135.1913	60.60704	21.42783	84.5225	185.8600	81.56	223.40	44.831	14.326
3	8	147.1595	77.24800	27.31129	82.5786	211.7404	81.56	265.95	52.493	6.742
4	8	137.8508	77.00240	27.22446	73.4751	202.2264	21.28	234.04	55.859	12.640
5	8	191.2624	114.24677	40.39233	95.7497	286.7751	83.33	439.70	59.733	-21.208
6	8	132.7534	58.69244	20.75091	83.6853	181.8215	56.74	205.67	44.212	15.871
7	8	140.0670	54.77066	19.36435	94.2776	185.8564	78.01	212.76	39.103	11.236
8	8	154.2510	91.25600	32.26387	77.9591	230.5429	28.37	283.68	59.161	2.247
9	8	160.4565	95.03110	33.59857	81.0085	239.9045	67.37	319.14	59.225	-1.685
Total	72	150.7543	78.56560	9.25904	132.2923	169.2163	21.28	439.70		

Cuadro 71. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción de cobre (mg L^{-1}).

n	Media	Desviación estándar	Error estándar	Intervalo de confianza de la media		Mínimo	Máximo	CV (%)	%R	
				Límite inferior	Límite superior					
1	6	.0197	.01140	.00465	.0078	.0317	.00	.04	54.755	-
2	6	.0178	.01228	.00501	.0049	.0307	.01	.04	68.958	9.782
3	6	.0169	.01058	.00432	.0058	.0280	.00	.04	62.646	14.426
4	6	.0346	.02834	.01157	.0049	.0644	.01	.07	81.848	-75.440
5	6	.0127	.00632	.00258	.0061	.0193	.00	.02	49.641	35.538
6	6	.0165	.00786	.00321	.0082	.0248	.01	.03	47.666	16.397
7	6	.0146	.00643	.00262	.0078	.0213	.00	.02	44.072	26.108
8	6	.0221	.01690	.00690	.0044	.0399	.01	.05	76.316	-12.2027
9	6	.0174	.01094	.00447	.0059	.0288	.00	.03	63.011	12.034
Total	54	.0192	.01420	.00193	.0153	.0230	.00	.07		

Cuadro 72. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción de hierro (mg L^{-1}).

n	Media	Desviación estándar	Error estándar	Intervalo de confianza de la media		Mínimo	Máximo	CV (%)	%R	
				Límite inferior	Límite superior					
1	6	.1518	.07294	.02978	.0753	.2284	.06	.28	48.046	-
2	6	.2345	.10879	.04441	.1204	.3487	.11	.39	46.385	-54.485
3	6	.1070	.02273	.00928	.0831	.1309	.07	.14	21.241	29.520
4	6	6.4196	6.09109	2.48668	.0274	12.8118	2.15	18.70	94.883	-4128.50
5	6	1.9736	1.04571	.42691	.8762	3.0710	.84	3.35	52.985	-1199.99
6	6	.1979	.08579	.03503	.1079	.2880	.09	.35	43.345	-30.3766
7	6	.1218	.02278	.00930	.0979	.1457	.09	.15	18.703	19.7804
8	6	2.6061	1.24160	.50688	1.3032	3.9091	.74	4.11	47.641	-1616.63
9	6	.7324	.32982	.13465	.3863	1.0785	.17	1.14	45.033	-382.424
Total	54	1.3939	2.78102	.37845	.6348	2.1529	.06	18.70		

Cuadro 73. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción de zinc (mg L^{-1}).

n	Media	Desviación estándar	Error estándar	Intervalo de confianza de la media		Mínimo	Máximo	CV (%)	%R
				Límite inferior	Límite inferior				
1	6	.1518	.07294	.02978	.0753	.2284	.06	.28	81.072
2	6	.2345	.10879	.04441	.1204	.3487	.11	.39	65.252
3	6	.1070	.02273	.00928	.0831	.1309	.07	.14	57.732
4	6	6.4196	6.09109	2.48668	.0274	12.8118	2.15	18.70	139.568
5	6	1.9736	1.04571	.42691	.8762	3.0710	.84	3.35	83.754
6	6	.1979	.08579	.03503	.1079	.2880	.09	.35	75.532
7	6	.1218	.02278	.00930	.0979	.1457	.09	.15	63.114
8	6	2.6061	1.24160	.50688	1.3032	3.9091	.74	4.11	81.977
9	6	.7324	.32982	.13465	.3863	1.0785	.17	1.14	49.406
Total	54	1.3939	2.78102	.37845	.6348	2.1529	.06	18.70	38.545

Cuadro 74. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción de SST (mg L^{-1}).

n	Media	Desviació n estándar	Error estándar	Intervalo de confianza de la media		Mínimo	Máximo	CV (%)	%R
				Límite inferior	Límite inferior				
1	7	150.5714	147.87704	55.89227	13.8080	287.3349	42.00	468.00	98.210
2	7	56.8571	66.13982	24.99850	-4.3120	118.0263	2.00	184.00	116.326
3	7	139.7143	209.82669	79.30703	-54.3430	333.7716	2.00	596.00	150.182
4	7	61.7143	50.77307	19.19042	14.7570	108.6715	2.00	140.00	82.271
5	7	159.1429	241.91695	91.43601	-64.5930	382.8787	10.00	672.00	152.012
6	7	115.3429	138.87917	52.49139	-13.0989	243.7847	16.00	408.00	120.405
7	7	32.8571	24.49101	9.25673	10.2067	55.5075	12.00	84.00	74.538
8	7	79.1429	76.18274	28.79437	8.6856	149.6001	10.00	186.00	96.260
9	7	88.1543	75.36776	28.48634	18.4507	157.8578	6.00	198.00	85.495
Total	63	98.1663	132.60374	16.70650	64.7705	131.5622	2.00	672.00	41.453

8.1.2. Estadísticos descriptivos de parámetros de salinidad

Cuadro 75. Estadísticos descriptivos de salinidad efectiva (meq L⁻¹).

n	Media	Desviación estándar	Error estándar	Intervalo de confianza de la media		Mínimo	Máximo	CV (%)	
				Límite inferior	Límite superior				
1	8	6.2000	2.58180	.91281	4.0416	8.3584	2.80	10.10	41.642
2	8	6.9813	1.34906	.47696	5.8534	8.1091	5.10	8.65	19.324
3	8	6.5000	2.06051	.72850	4.7774	8.2226	2.80	9.50	31.700
4	8	6.7875	2.38593	.84355	4.7928	8.7822	3.60	11.50	35.152
5	8	8.4500	4.71442	1.66680	4.5086	12.3914	3.50	18.50	55.792
6	8	6.1625	2.47498	.87504	4.0934	8.2316	3.00	10.70	40.162
7	8	6.9312	1.90581	.67380	5.3380	8.5245	5.00	9.80	27.496
8	8	4.9813	3.82715	1.35310	1.7817	8.1808	.90	13.80	76.831
9	8	6.0750	2.52120	.89138	3.9672	8.1828	3.60	11.80	51.501
Total	72	6.5632	2.79723	.32966	5.9059	7.2205	.90	18.50	

Cuadro 76. Estadísticos descriptivos de salinidad potencial (meq L⁻¹).

n	Media	Desviación estándar	Error estándar	Intervalo de confianza de la media		Mínimo	Máximo	CV (%)	
				Límite inferior	Límite superior				
1	8	4.5438	2.31076	.81698	2.6119	6.4756	2.60	8.10	50.856
2	8	4.3688	1.82540	.64538	2.8427	5.8948	2.30	6.60	41.783
3	8	4.3550	2.02193	.71486	2.6646	6.0454	2.50	7.50	46.428
4	8	4.0406	1.93713	.68488	2.4211	5.6601	1.80	6.60	47.941
5	8	5.4438	3.18046	1.12446	2.7848	8.1027	2.35	12.40	58.424
6	8	3.9187	1.68479	.59566	2.5102	5.3273	1.60	6.00	42.993
7	8	4.2375	1.84153	.65108	2.6979	5.7771	2.20	6.80	43.458
8	8	4.3625	2.56400	.90651	2.2189	6.5061	.80	8.00	58.774
9	8	4.5875	2.69308	.95215	2.3360	6.8390	1.90	9.20	58.705
Total	72	4.4287	2.18518	.25753	3.9152	4.9422	.80	12.40	

Cuadro 77. Estadísticos descriptivos de CSR (meq L⁻¹).

n	Media	Desviación estándar	Error estándar	Intervalo de confianza de la media		Mínimo	Máximo	
				Límite inferior	Límite superior			
1	8	3.0750	1.69853	.60052	1.6550	4.4950	-.70	5.00
2	8	2.8950	1.59899	.56533	1.5582	4.2318	.00	4.80
3	8	2.6625	1.27048	.44918	1.6004	3.7246	.20	4.20
4	8	3.0562	1.85885	.65720	1.5022	4.6103	.70	5.80
5	8	3.4250	2.18550	.77269	1.5979	5.2521	.50	7.40
6	8	1.9375	1.46671	.51856	.7113	3.1637	-.60	4.20
7	8	1.4437	1.20636	.42651	.4352	2.4523	-.70	3.20
8	8	2.4125	2.30678	.81557	.4840	4.3410	.20	7.60
9	8	1.5250	1.93151	.68289	-.0898	3.1398	-2.90	2.80
Total	72	2.4925	1.79266	.21127	2.0712	2.9138	-2.90	7.60

Cuadro 78. Estadísticos descriptivos dureza del agua (°fH).

n	Media	Desviación estándar	Error estándar	Intervalo de confianza de la media		Mínimo	Máximo	
				Límite inferior	Límite superior			
1	8	40.6984	6.83247	2.41564	34.9864	46.4105	31.06	51.59
2	8	39.2840	7.07814	2.50250	33.3665	45.2015	32.56	55.09
3	8	39.6964	5.46315	1.93152	35.1291	44.2638	33.56	47.58
4	8	26.1722	6.66030	2.35477	20.6040	31.7403	12.52	33.06
5	8	28.4256	6.26101	2.21360	23.1913	33.6600	18.53	35.06
6	8	31.3696	9.90609	3.50233	23.0879	39.6513	18.53	43.08
7	8	34.4373	8.84161	3.12598	27.0456	41.8291	20.04	47.08
8	8	19.0344	4.86367	1.71957	14.9683	23.1005	14.02	29.05
9	8	27.5486	10.49140	3.70927	18.7776	36.3196	11.02	40.07
Total	72	31.8518	9.97997	1.17615	29.5067	34.1970	11.02	55.09

8.1.3. Estadísticos descriptivos de los constituyentes orgánicos

Cuadro 79. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción de grasas y aceites recuperables (mg L^{-1}).

n	Media	Desviación estándar	Error estándar	Intervalo de confianza de la media		Mínimo	Máximo	CV (%)	%R
				Límite inferior	Límite superior				
1	4	271.0750	343.21425	171.60713	-275.0555	817.2055	41.30	782.00	126.612
2	4	144.0000	79.67852	39.83926	17.2137	270.7863	45.00	240.00	55.332
3	4	136.2500	128.32089	64.16044	-67.9372	340.4372	39.00	317.00	94.180
4	4	125.6250	32.26808	16.13404	74.2793	176.9707	80.00	156.00	25.686
5	4	169.0000	271.81734	135.90867	-263.5220	601.5220	19.00	576.00	160.839
6	4	260.0000	389.25056	194.62528	-359.3845	879.3845	45.00	843.00	149.712
7	4	215.2500	252.58579	126.29290	-186.6704	617.1704	70.00	593.00	117.345
8	4	246.0000	154.55474	77.27737	.0689	491.9311	120.00	469.00	62.827
9	4	149.6000	54.04387	27.02194	63.6041	235.5959	96.00	207.50	36.126
Total	36	190.7556	205.55408	34.25901	121.2061	260.3050	19.00	843.00	

Cuadro 80. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción de DQO (mg L^{-1}).

n	Media	Desviación estándar	Error estándar	Intervalo de confianza de la media		Mínimo	Máximo	CV (%)	%R
				Límite inferior	Límite superior				
1	8	557.2871	397.28010	140.45973	225.1526	889.4216	183.54	1400.00	89.07198
2	8	358.4257	438.03906	154.87019	-7.7841	724.6355	24.00	1400.00	129.4018
3	8	413.3900	381.50314	134.88173	94.4454	732.3346	168.00	1330.00	242.104
4	8	167.8648	119.02678	42.08232	68.3559	267.3737	7.55	346.15	55.34427
5	8	150.2153	121.97853	43.12592	48.2387	252.1920	7.55	327.87	50.4994
6	8	138.1185	112.54315	39.79001	44.0301	232.2070	22.64	324.11	76.9322
7	8	123.0421	111.96648	39.58613	29.4358	216.6484	28.31	324.11	80.35117
8	8	273.8559	189.71158	67.07317	115.2530	432.4587	40.00	630.77	65.94113
9	8	250.3769	233.06431	82.40068	55.5303	445.2235	64.00	721.31	83.80134
Total	72	270.2863	287.76321	33.91322	202.6652	337.9073	7.55	1400.00	

8.1.4. Estadísticos descriptivos de los indicadores microbiológicos de calidad de agua

Cuadro 81. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción de coliformes totales (Log_{10} UFC 100mL^{-1}).

n	Media	Desviación estándar	Error estándar	Intervalo de confianza de la media		Mínimo	Máximo	*CV (%)	%R
				Límite inferior	Límite superior				
1	8	6.4221	1.29596	.45819	5.3387	7.5056	4.82	8.20	162.9416 -
2	8	4.7767	1.51413	.53532	3.5108	6.0425	2.54	6.68	326.6821 97.2337
3	8	5.3048	1.48393	.52465	4.0642	6.5454	2.60	7.21	304.7395 89.7892
4	8	3.4390	1.30704	.46211	2.3463	4.5317	1.30	5.22	202.7874 99.9167
5	8	3.4228	.99475	.35170	2.5912	4.2544	1.96	4.54	98.79749 99.9731
6	8	4.3754	1.42893	.50520	3.1808	5.5700	1.29	5.84	268.4892 99.4647
7	8	3.6380	2.07566	.73386	1.9027	5.3733	.00	6.17	1190.315 99.1985
8	8	2.4293	2.23427	.78993	.5614	4.2972	.00	5.45	1715.022 99.9796
9	8	3.9202	1.70195	.60173	2.4974	5.3431	1.36	6.01	503.4483 99.4455
Total	72	4.1920	1.88263	.22187	3.7496	4.6344	.00	8.20	

*Coeficiente de variación geométrico.

Cuadro 82. Estadísticos descriptivos y porcentajes de remoción de colifagos nativos (Log_{10} UFP 100mL^{-1}).

n	Media	Desviación estándar	Error estándar	Intervalo de confianza de la media		Mínimo	Máximo	*CV (%)	%R
				Límite inferior	Límite superior				
1	8	4.8631	.56214	.19875	4.3932	5.3331	4.00	5.56	36.487455 -
2	8	2.5069	1.70813	.60391	1.0789	3.9349	.00	4.68	510.65232 92.4823
3	8	3.9136	.91426	.32324	3.1493	4.6780	2.60	5.22	82.084571 70.7591
4	8	1.1183	1.28772	.45528	.0417	2.1948	.00	3.25	193.9645 99.7262
5	8	1.1708	1.31630	.46538	.0703	2.2713	.00	3.19	207.15907 99.9467
6	7	2.1011	1.06029	.40075	1.1205	3.0817	.00	3.23	170.22827 99.5708
7	8	2.1295	1.14181	.40369	1.1750	3.0841	.00	4.19	138.61402 97.8424
8	8	.9410	1.32132	.46716	-.1636	2.0457	.00	2.88	209.56416 99.8279
9	8	2.2445	1.46772	.51892	1.0174	3.4715	.00	3.66	293.57249 99.102
Total	71	2.3353	1.71430	.20345	1.9296	2.7411	.00	5.56	

*Coeficiente de variación geométrico.

8.2. ANEXO II. Descripción de Microorganismos Eucariotes Encontrados en el Sistema Híbrido de Tratamiento de Agua Residual

8.2.1. Reino Chromista

8.2.1.1. División Chrysophyta Pascher

8.2.1.1.1. Clase Chrysophyceae Pascher, 1914

Descripción. Organismos principalmente flagelados, cuerpo en forma de cápsula, cocos, filamentos y parenquimatoso; células protectoras, cuando están presentes, incluyen escamas orgánicas, de sílice, lórica orgánica y pared celular de celulosa; cloroplastos con una faja de lamela; cloroplastos exteriores a la membrana del retículo endoplásmico conectados directamente a la envoltura membranosa exterior del núcleo; ADN plástido dentro de un genóforo en forma de anillo; manchas oculares presentes o ausentes; los pigmentos plástidos incluyen clorofilas *a*, *c₁* y *c₂*, fucoxantinas, violazantinas, antaxantinas y neoxantinas; células nadadoras de vida libre con dos flajelos, uno dirigido anteriormente y otro dirigido lateralmente; flagelos con mastigonemas tripartitos con pelillos laterales cortos y largos en el eje; cinetosomas usualmente con cuatro raíces microtubulares y una raíz estriada (rizoplasto); hélice transicional flagelar con 4-6 giros localizada sobre el plato transicional principal; no presenta barra paraflagelar (Adl *et al.*, 2005).

Orden Chromulinales Pascher, 1910

Descripción. Células nadadoras con un flagelo visible en el microscopio óptico; cuatro raíces microtubulares del cinetosoma (Adl *et al.*, 2005).

Familia Chromulinaceae Engler, 1897

Descripción. Microorganismos de células desnudas, flageladas, solitarias o coloniales; la mayoría son pigmentadas (algunos géneros no presentan coloración) (Sandgren *et al.*, 1995).

Chromulina sp. L. Cienkowsky, 1870

Descripción. Organismos unicelulares flagelados con un flagelo apical; un segundo flagelo corto en un “bolsillo” de la superficie celular ha sido detectado por microscopía electrónica; células esféricas, cilíndricas o piriformes, usualmente nadadoras de vida libre; presentan 1-2 cloroplastos, mancha ocular y hay pirenoides presentes en algunas especies; una a dos vacuolas contráctiles; algunas especies con extrusomas periféricos; fotótrofas y fagotróficas; reproducción asexual mediante división celular (Parr *et al.*, 2014). En la Figura 39 se observa una imagen de un ejemplar de este género.

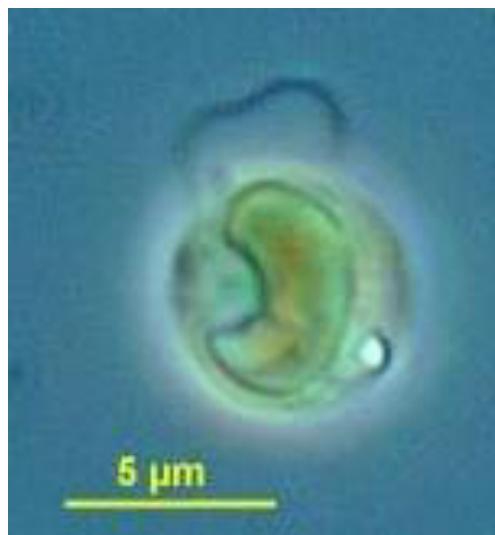


Figura 39. Imagen de *Chromulina* sp. encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr *et al.* (2014).

Orden Ochromonadales Pascher, 1910

Descripción. Células nadadoras con dos flagelos visibles a la luz del microscopio óptico (Adl *et al.*, 2005).

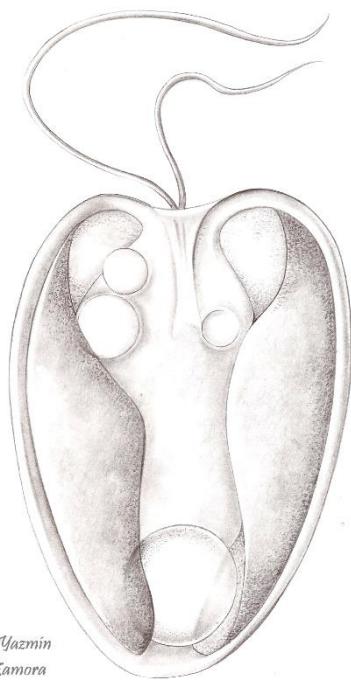
Familia Ochromonadaceae Lemmermann, 1899

Descripción. Misma diagnosis del género *Ochromonas* sp.

Ochromonas sp. Vysotskii, 1887

Descripción. Células desnudas, con dos flagelos; esféricas, cilíndricas o piriformes, usualmente nadadoras de vida libre, ocasionalmente fijas a superficies; presentan uno o dos cloroplastos, con o sin mancha ocular y pirenoides; cloroplastos ocasionalmente reducidos y pálidos; una a cuatro vacuolas contráctiles; vacuola crisolaminaria usualmente grande y posterior; nutrición fagotrófica, mixotrófica y heterotrófica; reproducción asexual por división celular; especies dulceacuícolas, algunas se encuentran en ambientes marinos y suelos (Parr *et al.* 2014).

En la Figura 40 se observa una imagen de un ejemplar de *Ochromonas* sp.



Brenda Yazmin
Graona Zamora

Figura 40. Imagen de *Ochromonas* sp. encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales.

Spumella sp. Cinowsky, 1870

Descripción. Flagelados pequeños, sin color, esféricos o elongados; presentan dos flagelos. No fotosintéticos, bacteriófagos; organismos no coloniales (Findenig, Chatzinotas, & Boenigk, 2010).

En la Figura 41 se observa una fotografía del género *Spumella* sp.



Figura 41. Imagen de *Spumella* sp. encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr *et al.* (2014).

8.2.1.2. División Chryptophyta Cavalier-Smith, 1986

Descripción. Microorganismos autróficos, mixotróficos y heterotróficos con tricocistos; crestas tubulares planas; dos flagelos emergiendo subapical o dorsalmente, del lado derecho o de una depresión anterior (vestíbulo); surcos longitudinales y/o canales tubulares (o una combinación de ambos) que se extienden posteriormente del vestíbulo al lado ventral; complejos de surcos alineados con ejectosomas largos; complejo plastidnucleomorfo puede estar presente; cloroplastos (cuando están presentes) con clorofilas a y c₂ y ficobiliproteínas en el lumen del tilacoide (Adl *et al.*, 2005).

8.2.1.2.1. Clase Cryptophyceae Pascher 1913, emend. Schoenichen, 1925

Descripción. Flagelados unicelulares dulceacuícolas y marinos. Presentan clorofilas c como pigmentos captadores de luz. Presentan pigmentos de ficobilina

presente en la solución tilacoidal de los cloroplastos y en ficobilisomas sobre la superficie de los cloroplastos (Raven & Giordano, 2014).

Orden Cryptomonadales Pascher 1913

Descripción. Cloroplastos o leucoplastos presentes; los pseudópodos se forman muy raramente; la mayoría de las especies muestran una diferenciación dorsoventral con un surco longitudinal oblicuo; del surco o de la citofaringe salen de uno a dos flagelos desiguales; si los flagelos están presentes, ambos pueden estar dirigidos anteriormente, o uno posteriormente. Organismos nadadores de vida libre o rastreadores (Adl *et al.*, 2005; Kudo, 1966).

Familia Cryptomonadaceae Ehrenberg, 1831

Descripción. Microorganismos de cuerpo truncado anteriormente; dos flagelos anteriores; un surco oblicuo cerca de la región anterior (Kudo, 1966).

Chilomonas sp. Ehrenberg 1831

Descripción. Microorganismos carentes de cromatóforos, por lo que son incoloros; miden de 30 a 60 μm por 20 a 25 μm ; citofaringe profunda; una vacuola contráctil anterior; núcleo en la mitad posterior; endoplasma generalmente lleno de granos de almidón poligonales; saprozoicos; dulceacuícolas (Kudo, 1966). En la Figura 42 se observa una imagen de *Chilomonas* sp.

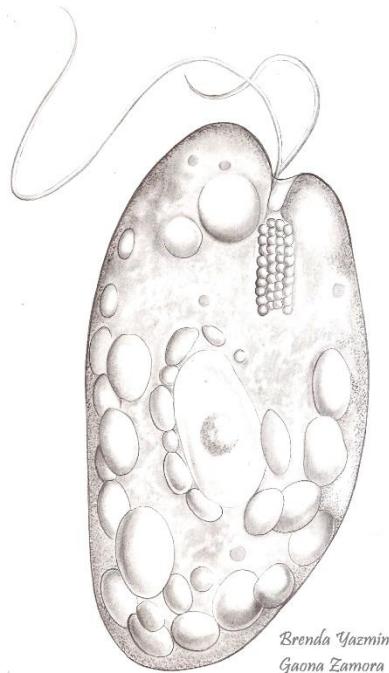


Figura 42. Imagen de *Chilomonas* sp. encontrada en el sistema híbrido del tratamiento de aguas residuales.

8.2.1.3. División Ochrophyta Cavalier-Smith, 1995

Descripción. También llamado Heterokontophyta, clado que incluye organismos no fotosintéticos tales como oomycetos; los ochrofitos obtienen sus plástidos por endosimbiosis secundarias a través de algas rojas, y retienen la ID Rubisco de éstas. Los complejos fotosintéticos captadores de luz contienen carotenoides que pueden capturar la luz y, con excepciones, clorofila c. Esta División incluye a diatomeas y algas café. Las diatomeas unicelulares o filamentosas son un clado de fitoplancton marino responsable de la mayoría de la producción primaria; las diatomeas son comunes en ecosistemas dulceacuícolas. Las algas cafés son principalmente marinas (Raven & Giordano, 2014)

8.2.1.3.1. Clase Bacillariophyceae Haeckel, 1878

Descripción. El contorno de la válvula es siempre bipolar; el patrón de la válvula está organizado bilateralmente sobre una nervadura axial elongada, como en una pluma; una o dos rímporortulas por válvulas, ocasionalmente acompañadas o reemplazadas por rendijas especiales involucradas en la motilidad; reproducción sexual morfológicamente isogámica, involucrando gametangiogamia; auxosporas usualmente con elementos bandeados (transversal y longitudinales), formando un perizonium; uno o dos cloroplastos de tamaño grande, o pequeños y numerosos cloroplastos. Los géneros representativos son *Asterionella*, *Eunotia*, *Navicula*, *Nitzchia* y *Raphoneis* (Adl et al., 2005).

Orden Bacillariales Hendey, 1937

Descripción. Organismos unicelulares con un “esqueleto” de sílica. Puede ser elongado con una simetría plana, o circulares con simetría radial. Muchas diatomeas son asimétricas (Round, 1990).

Familia Bacillariaceae Ehrenberg, 1831

Descripción. Familia de diatomea sílicas. Pueden estar presentes en ambientes con altas concentraciones de sales.

.*Nitzchia* sp. Hassall, 1845

Descripción. Género cosmopolita de especies tolerantes a altas concentraciones iónicas y aguas ricas en nutrientes. Presentan un rafe no localizado céntricamente con una quilla. La quilla esta suportada por una fibula interna. El rafe de

cada valva esta en lados opuestos de la frustula (Spaulding *et al.*, 2010). En la Figura 43 se presenta una fotografía del género *Nitzschia* sp. encontrada en el sistema.

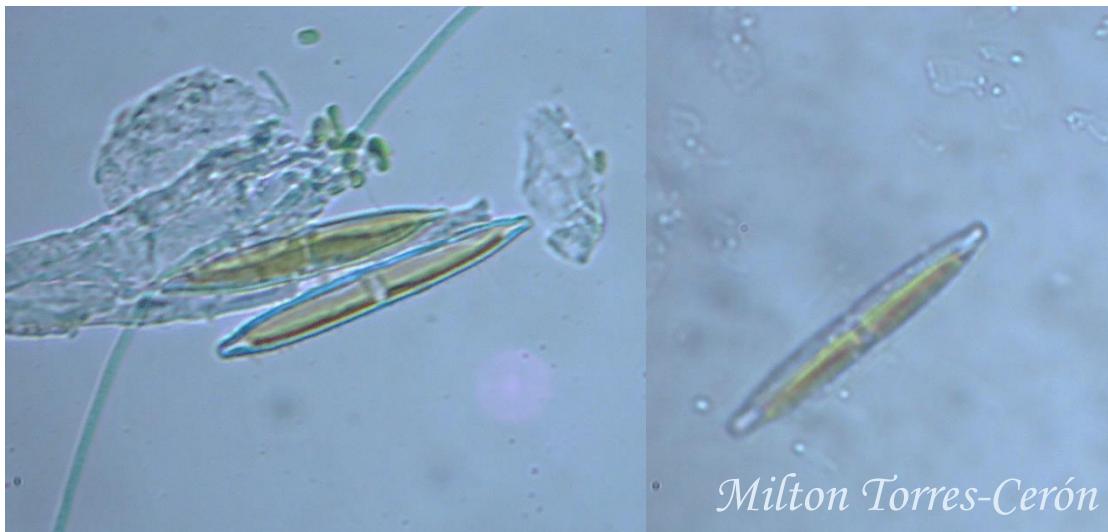


Figura 43. Fotografías de organismos del género *Nitzschia* sp. encontrados en el sistema de tratamiento de aguas residuales.

Orden Thalassiosirales Glezer & Makarova, 1986

Descripción. Orden de diatomeas que incluye especies dulceacuícolas y marinas. Presenta una amplia diversidad filogenética y ecológica (Alverson, 2014).

Familia Stephanodiscaceae Glezer & Makarova, 1986

Descripción. Familia de diatomeas circulares. Dentro de esta familia hay especies dulceacuícolas y marinas.

Cyclotella sp. (Kützing) de Brebisson, 1838

Descripción. Presenta una valva con ornamentación diferencial entre el área central y el área marginal. El área central puede ser plana o tangencialmente ondulada. Presenta una sola rimoportula posicionada en un costa (Spaulding *et al.*, 2010). En la Figura 44 se observa una imagen del género *Cyclotella* sp.

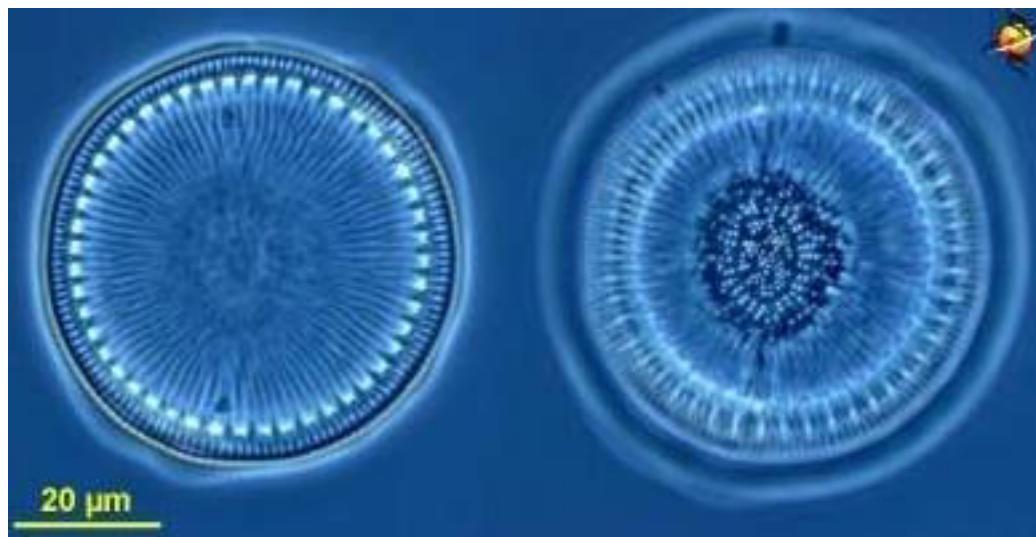


Figura 44. Imagen de *Cyclotella* sp. encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr et al. (2014).

Orden Fragilariales Silva, 1962

Descripción no encontrada.

Fragilariaeae Greville, 1833

Descripción. Familia de diatomeas dulceacuícolas y marinas. Presentan dos valvas.

Diatoma sp. Bory 1824

Descripción. Este género presenta costae transversas engrosadas. Cada valva tiene una rimoportula, localizada cerca al termino valvar y orientado trans-apicalmente. Cuentan con un esternón apical central. Presentan una lígula en el segundo grupo de bandas que une la posición polar de la valva (Spaulding *et al.*, 2010). En la Figura 45 se observa una imagen del género *Diatoma*.

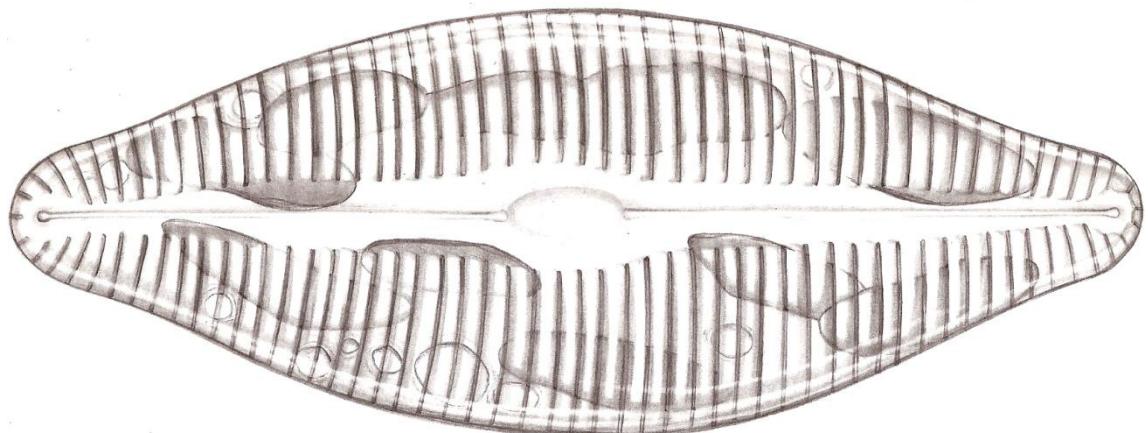


Figura 45. Imagen de *Diatoma* sp. encontrada en el sistema el tratamiento de aguas residuales.

8.2.2. Reino Protozoa

8.2.2.1. Phylum Amebozoa Lühe, 1913

Descripción. Protozoarios que presentan locomoción amoebóide, por lo general presentan lobópodos; las células pueden o no presentar testa; crestas tubulares, ocasionalmente ramificadas (ramicrestas), secundariamente perdidos en algunos; usualmente uninucleadas, rara vez binucleadas o multinucleadas; comúnmente presentan enquistamiento; morfológicamente variables; cuando hay estados flagelados éstos presentan una cinética con un solo flagelo.

8.2.2.1.1. Clase Tubulinea Smirnov *et al.*, 2005

Descripción. Organismos que pueden o no presentar testa; producen pseudópodos tubulares sub-cilíndrico o capaces de alterar su forma de un pseudópodo aplanado a un cilindro expandido; flujo monoaxial del citoplasma en la célula completa

o cada pseudópodo; sin centrosomas; locomoción basada en citoesqueleto de actinomiosina; cuando los microtúbulos citoplasmáticos están presentes son raros y nunca presentes en manojos; sin estadios flagelados (Adl *et al.*, 2005).

Orden Turbinida Smirnov *et al.*, 2005

Descripción. Protozarios son testa; producen pseudópodos sub-cilíndricos o son monopodiales; sin alteración de la morfología locomotora; uroide no adhesivo. Sus géneros representativos son *Amoeba*; *Cashia*, *Chaos*, *Deuteroamoeba*, *Glaeseria*, *Hartmannella*, *Hydramoeba*, *Nolandella*, *Parachaos*, *Polychaos*, *Saccamoeba*, *Trichamoeba* (Adl *et al.*, 2005).

Familia Amoebidae Bronn, 1859

Descripción. Los protozoarios de esta familia no presentan etapa flagelada y son exclusivamente amiboides (monofásicas). Viven como formas de agua dulce o salada y algunas son parásitas. Pueden presentar varios núcleos; vacuolas contráctiles en las especies dulceacuícolas; la multiplicación es por fisión binaria o múltiple, o por plasmotomía. Es común el enquistamiento (Kudo, 1966). Se identificaron dos especies de esta familia.

Amoeba proteus (Pallas, 1766)

Descripción. El diámetro más grande en este organismo llega a >600 µm. Presenta pocos lobópodos grandes; el ectoplasma y endoplasma son diferenciados; el individuo típicamente es uninucleado; con núcleo discoidal polimórfico; cristales endoplasmáticos en forma de bipirámide truncada; protozoarios dulceacuícolas (Kudo, 1966). En la Figura 46 se muestra una representación gráfica de esta especie.

Localización en el sistema de tratamiento. Agua residual sin tratar (Tratamiento 1).

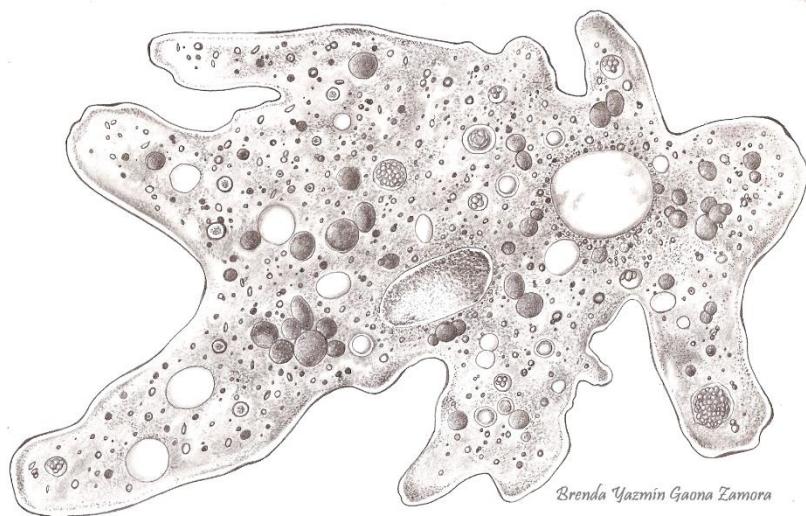
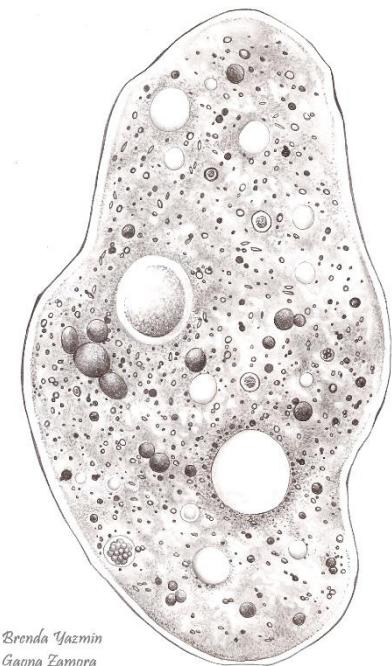


Figura 46. Imagen de *A. proteus* encontrada en el influente del tratamiento de aguas residuales.

Amoeba guttula Dujardin, 1841

Descripción. Organismo de cuerpo ovoide durante la locomoción, angosto posteriormente, angosto posteriormente. El movimiento lo verifica por expansiones ondulatorias del ectoplasma; su endoplasma es granulado, con cristales; presenta núcleo vesicular y una vacuola contráctil; es dulceacuícola. El tamaño oscila de 30-35 por 20-25 μm (Kudo, 1966). En la Figura 47 se observa una imagen de esta especie.

Localización en el sistema de tratamiento. Se encontró dentro del reactor anaeróbico de bafles sin NAT.



Brenda Yazmín
Gaona Zamora

Figura 47. Imagen de *A. guttula* encontrada dentro de uno de los RAB del tratamiento de aguas residuales.

8.2.2.2. Phylum Euglenozoa Cavalier-Smith, 1981, emend. Simpson, 1997

Descripción. Células con dos (ocasionalmente uno) flagelos, insertadas en una bolsa flagelar apical/subapical; con raras excepciones, los flagelos emergentes con barras paraxonemales; usualmente con un aparato de alimentación tubular asociado al aparato flagelar; el patrón básico del aparato flagelar consiste en dos cinetosomas funcionales y tres raíces microtubulares ordenadas de forma asimétrica; la mayoría con crestas discoidales. Apomórficos; raíces de barras paraxonemales heteromórficas (Adl *et al.*, 2005).

8.2.2.2.1. Clase Euglenida Bütschli, 1884, emend. Simpson 1997

Descripción. Presentan una película filamentosa de proteínas, fusionadas en algunas taxa; con filamentos no fusionados capaces de realizar una disorción activa; el paramilon es una fuente de carbohidratos. Son organismos dulceacuícolas y costeros; algunos géneros han perdido la capacidad fotosintética y se desarrolla por osmotrofia o fagotrofia. Sus cloroplastos se derivan de endosimbiosis con algas verdes. Las relaciones entre euglénidos fagotróficos son pobemente entendidas. La mayoría de las taxa superiores probablemente son polifiléticas (Adl *et al.*, 2005; Raven & Giordano, 2014).

Orden Euglenea Bütschli, 1844, emend. Busse & Preisfeld, 2002

Protozoarios fototróficos con cloroplastos de origen secundario; algunas taxa son secondariamente osmotróficas; la mayoría son de nado libre. Su apomorfia es la presencia de cloroplastos (Adl *et al.*, 2005).

Familia Euglenidae Stein 1878

Descripción. Organismos de cuerpo plástico ("euglenoide"), comúnmente en forma de huso durante la locomoción. El flagelo se origina en un blefaroplasto localizado en el citoplasma, en el margen posterior del depósito. El flagelo muestra, entre el bleferoplasto y el citostoma, un abultamiento, el cual parece ser fotosensitivo (Kudo, 1966). Se identificaron dos géneros pertenecientes a esta familia.

Euglena sp. Ehrenberg, 1830

Descripción. Cuerpo en forma de cilindro; la membrana exterior está marcada con estrías longitudinales o espirales; La membrana exterior por lo general es delgada

y altamente plástica. El estigma usualmente es anterior; poseen numerosos cromatóforos discoides. La vacuola contráctil es pequeña, localizada cerca del depósito. Viven en agua estancada, especialmente en sitios con algas; en grandes cantidades pueden formar una biopelícula verde sobre la superficie del agua (Kudo, 1966). En la Figura 48 se observa la imagen de una *Euglena* sp.

Localización en el sistema de tratamiento. En los bafles de los RAB (sitios 2.4, 3.3 y 3.4) y tratamientos 4 y 6.

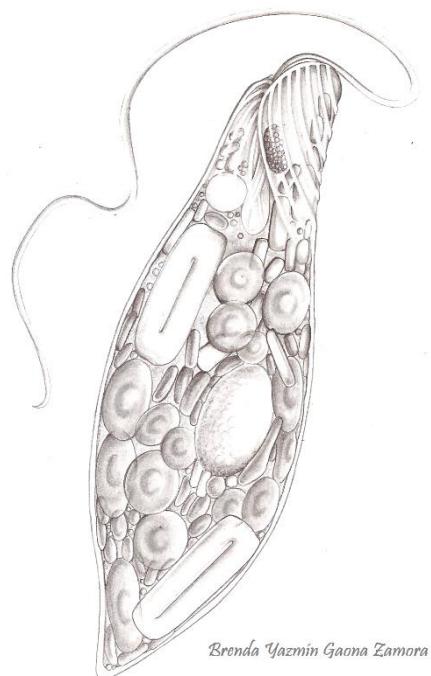


Figura 48. Imagen de *Euglena* sp. encontrada en los RAB y post-tratamientos 4 y 6 del tratamiento de aguas residuales.

Phacus sp. Dujardin 1841

Descripción. Organismos de cuerpo aplanado; asimétrico; presentan estriación longitudinal u oblicua; poseen un flagelo y un estigma; los cromatóforos son discoides

y verdes y no tienen pirenoide; son holofíticos; viven en agua dulce (Kudo, 1966). En la Figura 49 se muestra una imagen de este género.

Localización en el sistema de tratamiento. Se encontraron organismos de este género en ambos RAB (sitios 2.1, 2.2, 2.3, 2.4, 3.2, 3.3 y 3.4) y en los tratamientos 4, 5, 6, 7 y 9.

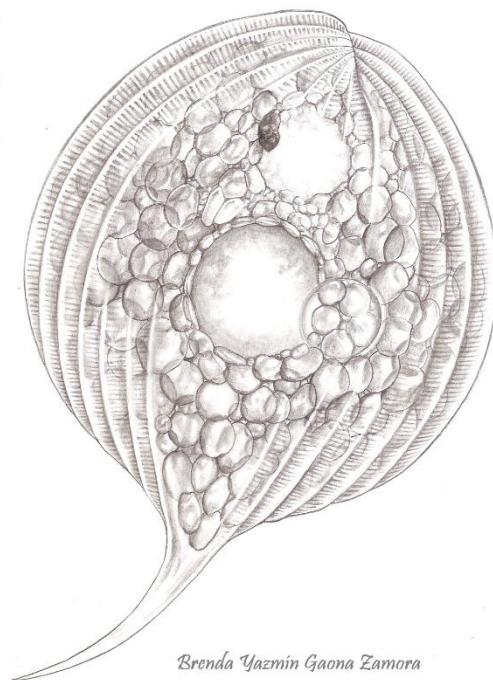


Figura 49. Imagen de *Phacus* sp. encontrada en los RAB y post-tratamientos del sistema de tratamiento de aguas residuales.

Orden Sphenomodales

Descripción. Orden de protozoarios anteriormente considerados dentro del orden Euglenea.

Familia Sphenomonaceae

Descripción. Familia de protozoarios anteriormente considerados dentro de la familia Euglenidae

Anisonema sp. Dujardin, 1841

Descripción. Organismo ovoide; aplanado; asimétrico; presenta un surco ventral parecido a una incisión; poseen flagelos en el extremo anterior; citofaringe larga; vacuola contráctil anterior; un núcleo posterior. Son dulceacuícolas (Kudo, 1966).

En la Figura 50 se observa una imagen del género *Anisonema*.

Localización en el sistema de tratamiento.

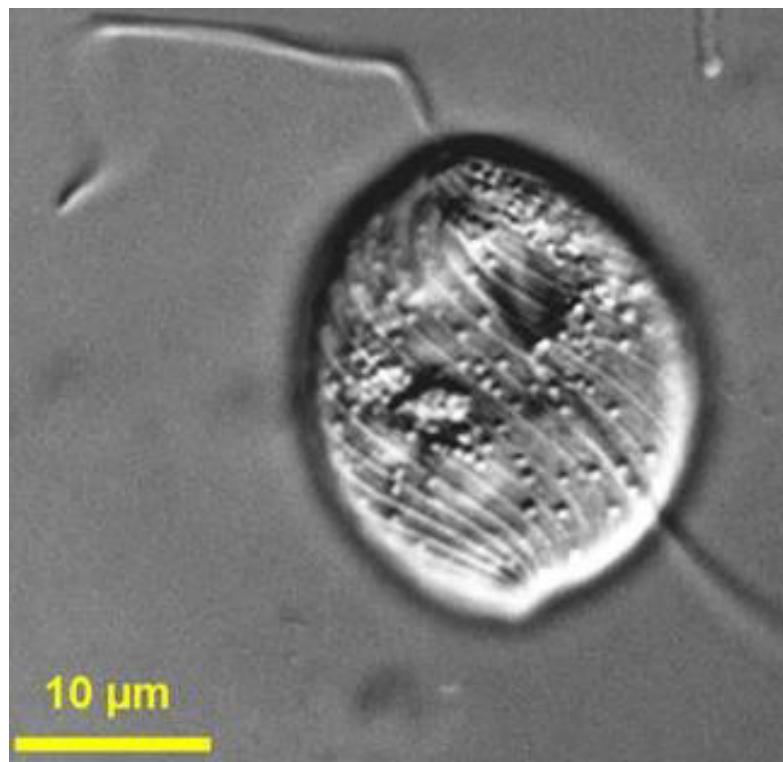


Figura 50. Imagen de *Anisonema* sp. encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr *et al.* (2014).

8.2.2.3. Phylum Loukozoa Cavalier-Smith 2002

Descripción. Ancestralmente con un sola raíz microtubular ciliar anterior/dorsal y dos raíces ventrales; microtúbulos corticales adicionales; sin alveolos corticales;

biciliados o triciliados; presentan mitocondria o hidrogenosomas (Cavalier-Smith, 2002).

8.2.2.3.1. Clase Heterolobosea Page & Banton, 1985

Amibas heterótrofas con pseudópodos eruptivos, morfología amoeboides usualmente dominante, algunas especies presentan formas flageladas, usualmente con dos o cuatro flagelos paralelos. Las formas flageladas raramente son capaces de alimentarse utilizando un citostoma; mitosis cerrada con huso interno; crestas aplanadas, ocasionalmente discoidales; dictiosomas discretos no observables; Apomorfía: seudópodo eruptivo, no homólogos a los pseudópodos en amebozoas.

Orden Schizopyrenida Singh, 1952

Descripción. La diagnosis es idéntica a la diagnosis de la Clase Heterolobosea. Se identificó una especie de este orden.

Familia Vahlkampfiidae Jollos, 1917

El núcleo persiste a través de la mitosis; un solo núcleo; es común el enquistamiento. Géneros representativos son *Heteramoeba*, *Naegleria*, *Percolomonas*, *Psalteriomonas*, *Tetramitus*, *Vahlkampfia*

Tetramitus pyriformis Krebs, 1892

Descripción. Organismos de cuerpo piriforme, con el extremo posterior punteado; mide de 11 a 13 por 10 a 12 μm . Vive en agua dulce estancada (Kudo, 1966). En la Figura 51 se presenta una imagen de la especie *T. pyriformis*.

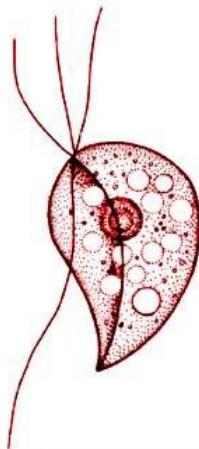


Figura 51. Imagen de *Tetramitus pyriformis* encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr *et al.* (2014).

Localización en el sistema de tratamiento. Tratamiento 5.

8.2.2.4. Phylum Ciliophora Doflein, 1901

Descripción. Protozoarios ciliados; los cilios son más largos en estos organismos que en el resto de los protozoarios; su tamaño oscila entre 10 y 3000 µm; la mayoría de las especies son formas de vida libre; sus hábitats son dulce acuícolas y salobres; algunas especies son ecto o endo comensales (Corliss, 2014 a, b).

8.2.2.4.1. Clase Prostomatea Schewiakoff, 1896

Descripción. Protozoarios que presentan un citostoma que se abre directamente al exterior; la citofaringe posee triquitos; presentan ciliatura del cuerpo simple y carecen de cilios orales; el cuerpo por lo general es alargado. Presentan dicinétidas orales, radiales a tangenciales en el perímetro del área oral con bandas microtubulares post-ciliatorias que se extienden lateralmente de cada dicinética, traslapándose una sobre la otra. Algunas familias presentan especies comensales en herbívoros tales como caballos, camellos y algunos otros mamíferos. Los géneros *Prorodon*,

Holophrya, *Didinium* y *Dileptus* son carnívoros. *Chilodonella* y *Nassula* son gnéneros herbívoros (Adl *et al.*, 2005; Corliss, 2012; Kudo, 1966).

Orden Prodontida Corlis, 1974

En el presente trabajo se identificaron cuatro familias y cuatro especies pertenecientes a este orden.

Familia Prorodontidae, Kent, 1881

Descripción. Mismas características del taxón anterior. Tiene una extensión de dicinétidas circumorales sin cerrar (Parr *et al.*, 2014).

Prorodon sp. Ehrenberg, 1834

Descripcipon. Protozoarios ovoides o cilíndricos; la ciliatura es uniforme; la canasta oral está formada por triquitos dobles, los cuales terminan en la parte profunda del ectoplasma, de forma oval en sección; la vacuola contráctil es terminal; el macronúcleo es masivo, esférico u oval; viven en agua dulce o salada (Kudo, 1966).

En la Figura 52 se observa una fotografía de un ejemplar de esta especie.

Localización en el sistema de tratamiento. Influente de agua residual (tratamiento 1).



Figura 52. Imagen de Prodon encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr *et al.* (2014).

Familia Colepidae Ehrenberg, 1838

Descripción. Protozoarios que presentan el citostoma en el extremo anterior; tienen un cuerpo en forma de barril; con placas membranosas delgadas, la ciliatura es uniforme (Kudo, 1966). En el presente estudio se identificó un género de esta familia.

Coleps sp. Nitzsch, 1827

Descripción. Protozoarios con cuerpo en forma de barril; con placas ectoplasmáticas acomodadas regularmente; el citostoma se encuentra en el extremo anterior, rodeado por cilios ligeramente más largos; tiene proyecciones espinosas en o cerca del extremo posterior; tienen uno o más cilios caudales largos, viven en agua dulce o salada (Kudo, 1966). En la Figura 53 se observa una imagen de estos ejemplares.

Localización en el sistema de tratamiento. Tratamiento 4.



Figura 53. Imagen de *Coleps* sp. encontrado en el tratamiento 4 del sistema de tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr *et al.* (2014).

Familia Didiniidae Poche, 1913

Descripción. Protozoarios con citostoma apical; presentan una o más zonas ciliares circundando al cuerpo; carecen de cilios orales; en algunas especies se encuentra un anillo de tentáculos alrededor del citostoma; la citofaringe posee triquitos (Kudo, 1966). En el presente estudio se encontró un género perteneciente a la familia Didiniidae.

Didinium sp. Stein, 1859

Descripción. Organismos con cuerpo en forma de barril, con dos fajas de cilios, una ecuatorial y una debajo del área oral; el citostoma expandible se encuentra en la punta de una proboscis sostenida por una capa densa de triquitos largos; el macronúcleo tiene forma de herradura; poseen dos a tres micronúcleos, cerca del macronúcleo; la vacuola contráctil es terminal; son duleacuícolas de vida libre (Kudo,

1966; Parr *et al.*, 2014). En la Figura 54 se presenta una imagen de un protozoario de este género.

Localización en el sistema de tratamiento. Tratamiento 6.



Figura 54. Imagen de *Didinium* sp. encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr *et al.* (2014).

Orden Haptorida Corliss, 1974

Descripción. Protozoarios como una ciliatura somática uniforme: dicinétidas circumorales rodeando un citostoma circular u oval. En el presente estudio se encontraron dos familias pertenecientes a este orden.

Familia Spathidiidae Kahl, 1929

Descripción. Protozoarios con citostoma en forma de ranura, localizado en el extremo anterior, sobre la arruga no ciliada; la ciliatura del cuerpo es uniforme (Kudo, 1966). En el presente trabajo se identificó una especie perteneciente a esta familia.

Perispira ovum Stein, 1859

Descripción. Este organismo tiene cuerpo oval; en estado de inanición miden de 30-60 por 20-45 μm . Las formas bien alimentadas miden de 60-120 por 50-110 μm . La arruga espiral forma una vuelta completa; el citostoma se encuentra en el extremo anterior de la arruga, con un número de triquitos delicados; el macrónucleo es ovoide alargado; tiene un micronúcleo; una vacuola contráctil terminal; vive en agua dulce (Kudo, 1966). En la Figura 55 se presenta una imagen de un protozoario de este género.

Localización en el sistema de tratamiento. Tratamiento 4.

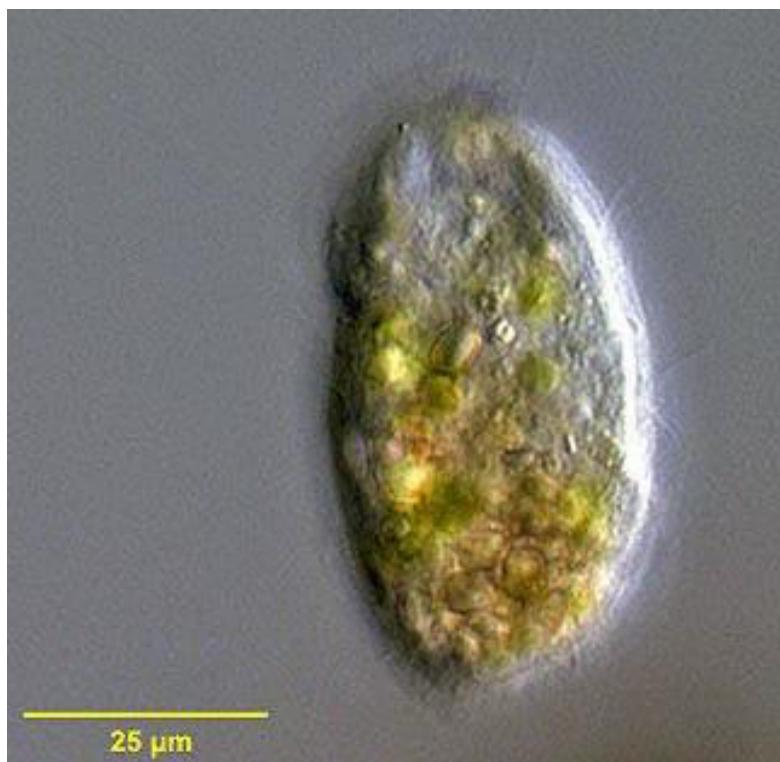


Figura 55. Imagen de *Perispira ovum* encontrada en el tratamiento 4 del sistema híbrido. Tomada de Parr et al. (2014).

Familia Trachelidae Ehrenberg 1838

Descripción. Protozoarios que presentan un citostoma circular frecuentemente en la base de la proboscis; la ciliatura del cuerpo es uniforme (Kudo, 1966). En el presente estudio se identificó una especie perteneciente a esta familia.

Trachelius ovum (Ehrenberg, 1831)

Descripción. Protozoarios esferoidales o elipsoides; el lado derecho es aplanado y con una ranura longitudinal; el lado izquierdo es convexo; la proboscis tiene una longitud igual aproximadamente igual a un cuarto a la mitad de la longitud del cuerpo; los cilios son cortos y colocados muy cerca uno del otro; posee numerosas vacuolas contráctiles distribuidas a través del cuerpo; el macrónucleo es corto, en forma de salchicha, frecuentemente dividido en esférulas; mide de 200-400 μm de longitud. Es un protozoario de vida libre en agua dulce (Kudo, 1966; Parr *et al.*, 2014). En la Figura 56 se presenta una imagen de un protozoario de este género.



Figura 56. Imagen de *Trachelius* sp. encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr *et al.* (2014).

Localización en el sistema de tratamiento. Tratamientos 4, 5, 6 y 7

Orden Peniculia Fauré-Fremiet en Corliss, 1959

Descripción. Cinétidas somáticas con franjas tangenciales transversas; alveolos corticales situadas entre las líneas cinetosomales y policinétidas orales; extrusoma como un típico tricocysto fibroso; la ciliatura del cuerpo es uniforme (Adl *et al.*, 2005; Kudo, 1966; Parr *et al.*, 2014). Se encontró una familia perteneciente a este orden.

Familia Parameciidae Dujardin 1840

Descripción. Los organismos de esta familia presentan cuerpo elongado y oval, redondeado o punteado en ambos lados; su tamaño por lo general supera los 200 μm . La ranura oral de estos organismos llega hasta la cavidad bucal, la ciliatura bucal está compuesta de la membrana endoral, dos penículos y organelos ciliares de cuatro partes; la ciliatura del cuerpo es uniforme; poseen tricocistos. Sólo hay un género (Kudo, 1966; Parr *et al.*, 2014).

Paramecium sp. O.F. Müller 1773

Descripción. Protozoarios nadadores de vida libre en ecosistemas acuáticos; poseen un macrónúcleo y uno a varios micronúcleos vesiculares o compactos; el peristoma es largo, ancho y ligeramente oblicuo (Kudo, 1966). En la Figura 57 se presenta una imagen de un protozoario de este género.

Localización en el sistema de tratamiento. En tres de los cuatro fables analizados del ABR con NAT (2.1, 2.2 y 2.4), el penúltimo bafle del ABR sin NAT (3.4) y tratamientos 4, 5, 6 y 7.



Figura 57. Imagen de *Paramecium* sp. encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr *et al.* (2014).

Orden Scuticociliatia Small, 1968

Descripción. Dicinetidas paraorales con segmentos a, b y c; somatogénesis por proliferación de cinetosomas del segmento c a los segmentos a y b, con variación envolviendo a los cinetosomas en los segmentos a y b. Los géneros representativos de este orden son *Anophryoides*, *Cyclidium*, *Philasterides*, y *Pleuronema* (Adl *et al.*, 2005).

Familia Cyclidiidae Ehrenberg, 1838

Descripción. Escutociliados pleuronemátidos de pequeño tamaño; algunos cilios somáticos; cilio caudal distintivo; curva post-citostomal de la cicinetida para-oral, ocasionalmente inconspicua, típicamente no extendida en la parte posterior y a la izquierda del citostoma (Parr *et al.*, 2014).

Cyclidium sp. Müller 1773

Descripción. Organismos de 15 a 60 mm de largo; ovoides; con membrana exterior refringente; con un cilio caudal el peristoma se encuentra cerca del lao derecho; sobre su borde derecho, se encuentra una membrana, la cual forma una bolsa alrededor de la ranura citostomal, y sobre su borde izquierdo, cilios libres o una membrana que se une con la de la derecha; no se observa abultamiento semicircular sobre la izquierda de la región oral; el macrónucleo es redondo, con un micronúcleo; la vacuola contráctil es posterior; viven en agua dulce o agua salada (Kudo, 1966). En la Figura 58 se presenta una fotografía de un ejemplar de este género.

Localización en el sistema de tratamiento. Tratamientos 5 y 7.



Arely I. Ruiz García

Figura 58. Fotografía de *Cyclidium* sp. encontrado en los post-tratamientos del sistema híbrido de tratamiento.

8.2.3. Reino Plantae

8.2.3.1. División Chlorophyta Pascher, 1914

Descripción. La división Chlorophyta es un clado de algas verdes que contienen clorofila *a* y clorofila *b*. Algunas clorofitas son unicelulares, otras multicelulares con una complejidad significativa. Éste es el grupo dominante de microalgas eucarióticas, tanto de vida libre como en simbiosis con hongos como líquenes. Los flagelos de las células nadadoras se encuentran en pares o múltiples de dos; tilacoides solos o en grupos; cloroplastos con dos membranas sin retículo endoplasmático; (Adl *et al.*, 2005; Raven & Giordano, 2014)

8.2.3.1.1. Clase Chlorophyceae Christensen, 1944

Células nadadoras con uno a cientos de flagelos, sin mastigonemas; cuando hay dos a cuatro flagelos, cuerpos basales con cuatro raíces microtubulares en arreglo cruzado, alternando entre dos y más microtúbulos; rizoplastos conectados con cuerpos basales y extendiéndose al núcleo; en formas coloniales, los cuerpos basales están reorientados a la superficie de la colonia; la citocinesis presenta ficoplastos con microtúbulos; ciclo de vida haplobióntico; reproducción sexual con isogamia, anisogamia u oogamia; reproducción asexual por aplanosporas, acinetos o autosporas; osmotrofia y autotrofia presentes (Adl *et al.*, 2005).

Orden Sphaeropleales, Luerssen, 11877

Descripción. Algas unicelulares o en grupos ordenados, no cenobiales; presentan zoosporas y gametos con pared celular sin esporopolenina (Novelo, 2012).

Familia Selenastraceae (Blackman & Tansley, 1903)

Descripción. Algas que pueden ser coloniales o solitarias, las células pueden ser alargadas, fusiformes, rectas, arqueadas, lunadas o helicoidales. La multiplicación es por autosporas (Novelo, 2012).

Selenastrum sp. Reinsch, 1867

Descripción. Microalgas coloniales con células en forma de media luna. En el presente trabajo de investigación se encontró en los post-tratamientos sin *L. minor*. En la Figura 59 se presenta una imagen de este género de microalgas.

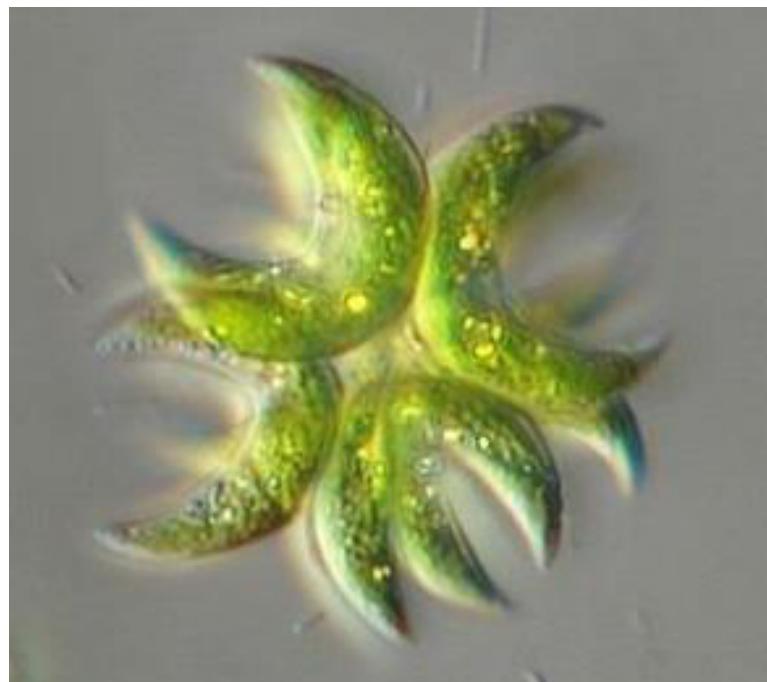


Figura 59. Imagen de *Selenastrum* sp. encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr *et al.* (2014).

8.2.3.1.2. Clase Ulvophyceae Mattox & Stewart, 1984

Descripción. Células nadadoras con uno o dos pares de flagelos, sin mastigonemas; cuerpos basales con cuatro raíces microtubulares en arreglo cruzado, y pequeñas raíces de dos tamaños, alternando entre dos o más microtúbulos; flagelos con escamas rizoplastos; pared celular relativamente calcificada; división celular mediante constricción; ficoplasto ausente; talo puede o no estar ramificado, ocasionalmente multinucleado y sifonado; formas de vida libre con un ciclo de vida diplobióntico, iso o heteromórfico (Adl *et al.*, 2005).

Orden Ulotrichales Borzi, 1895

Descripción. Microalgas filamentosas, Presentan filamentos cilíndricos, no ramificados, formados por células idénticas; cuando jóvenes son bentónicas y flotantes en estadios adultos. Las células son uninucleadas; cloroplasto parietal reticulado; almidón abundante. Pared celular estratificada, formada por dos fragmentos idénticos unidos en el ecuador celular, cada fragmento tiene forma de H en sección óptica (Novelo, 2012).

Familia Ulotrichaceae Kützing, 1843

Descripción. Familia que presenta géneros de microalgas fialmentosas sin ramificacianes. Las células son uninucleadas. Presentan un solo cloroplasto en forma de faja. La mayoría de estos géneros producen zoosporas bi o cuadriflageladas. La reproducción sexual ocurre en pocos géneros (Zarina *et al.*, 2005).

Ulothrix sp. Kützing, 1833

Descripción. Microalgas compuestas por fialmentos sin ramificaciones de longitud indefinida. Pueden encontrarse células especiales para sujeción en la base de las colonias. El crecimiento de los filamentos es por división celular (las células de sujeción no se dividen). Cada célula presenta un solo cloroplasto, en forma de faja, una banda parietal, parcial o totalmente enrollando al cloroplasto, hay uno o más pirenoides en cada célula. Hay un núcleo pequeño presente, colocado generalmente interno al cloroplasto. La multiplicación vegetativa es por fragmentación, reproducción asexual mediante zoosporas. La reproducción sexual es mediante isogamia (Zarina et al. 2005). En la Figura 60 se presenta una imagen de unas microalgas de este género.

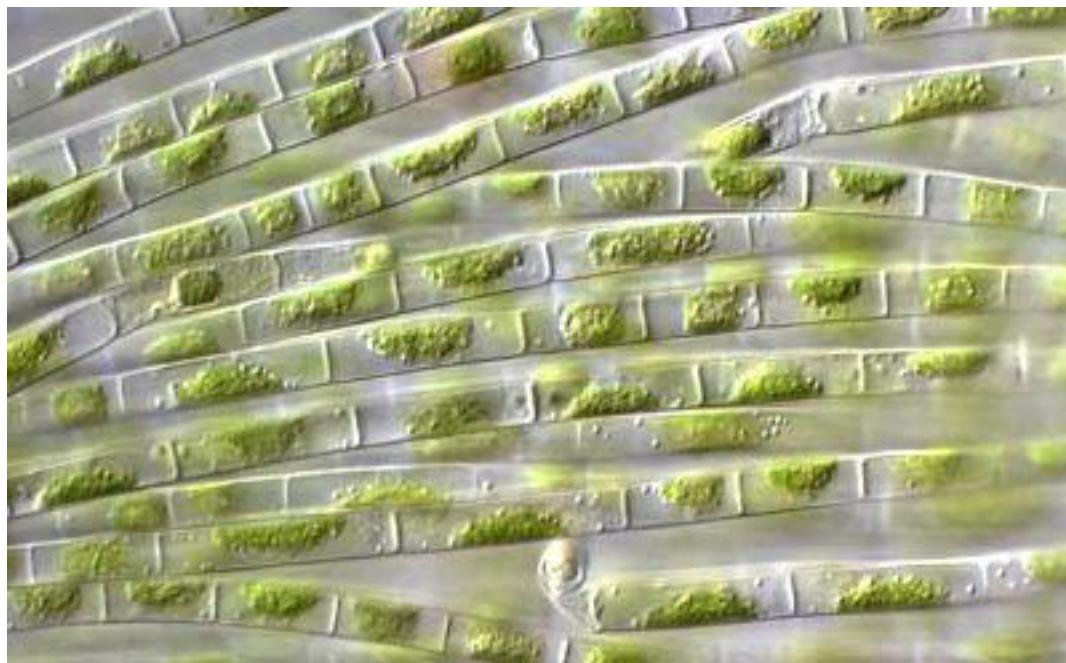


Figura 60. Imagen de *Ulothrix* sp. encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr et al. (2014).

8.2.3.1.3. Clase Conjugatophyceae Engler, 1892

Descripción. Algas principalmente dulceacuícolas. Las células reproductoras no están flageladas. Presentan un mecanismo reproductivo interno utilizando un intercambio de material genético conocido como conjugación (Guiry, 2013).

Orden Zygnematales Kützing 1843

Descripción. Células reproductoras sin flagelos, fecundación por conjugación de los protoplastos (Novelo, 2012).

Familia Zygnemataceae Kützing 1843

Descripción. Familia de algas filamentosas no ramificadas. Entre los géneros más conocidos se encuentra *Spirogyra* sp. y *Zygnema* sp. Las células son cilíndricas y generalmente no segmentadas y sin poros. Os cromatóforos son axiales y estrellados, en forma de listón o plato (Transeau, 1951).

Zygnema sp. C. Agardh, 1818

Descripción. Género probablemente polifilético. Presenta zigosporas comprimidas y globosas u ovoides en tubos o en uno de los gametangios; aplanosporas cilíndricas que ocupan la mayor parte de la célula (Transeau, 1951). En la Figura 61 se presenta una imagen de una microalga de este género.



Figura 61. Imagen de *Zignema* sp. encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales.

8.2.3.1.4. Clase Trebouxiophyceae Friedl, 1995

Descripción. Células nadadoras con uno o dos pares de flagelos, sin mastigonemas; cuerpos basales sin cuatro raíces microtubulares en arreglo cruzado, incluyendo una estructura con varias capas, una pequeña raíz alternando entre dos o más microtubulos; cuerpos basales con rizoplasto prominente, cruzado, desplazado en sentido de las manecillas del reloj; mitosis cerrada, con un soporte metacéntrico, mitosis semi-cerrada, citocinesis con ficoplasto; reproducción asexual mediante autosporas o zoosporas; reproducción asexual ha sido reportadas; hay osmotrofia y autotrofia (Adl *et al.*, 2005).

Orden Chlorellales Bold & Winne 1978

Descripción. Estas algas pueden ser unicelulares de vida libre o coloniales. Las células vegetativas uninucleadas sin polaridad celular derivada de células flageladas; pared celular compuesta de celulosa y esporopolenina o por microfibrillas alternas de celulosa. Multiplicación por zoosporas desnudas, 2-flageladas o por autosporas, ambos tipos de multiplicación celular muestran modificaciones morfológicas ocasionales; la división es eleuteroesquísica (Novelo, 2012).

Familia Oocystaceae Bohlin, 1901

Descripción. Microalgas coloniales agrupadas formadas por autosporas de varias generaciones reunidas por una pared celular hidrolizada común. Las células son elipsoidales, citriformes o esféricas, uninucleadas: presentan uno o varios cloroplastos, parietales, lamnares. La pared celular es lisa o granulada, multiestratificada, con capas alternas de microfibrillas de celulosa, sin esporopolenina. La multiplicación por autosporulación, durante este proceso la pared celular se hidrata e hincha y mantiene las células hijas reunidas por un tiempo.

Oocystis sp. Nageli ex Braun 1855

Descripción. Células solitarias o en grupos de 2-6; son de forma elipsoidal, reunidas en una pared materna dilatada; uno a varios cloroplastos parietales, laminares o discoides en forma de copo con margen liso o lobulado, pirenoide presente o ausente; pared celular lisa. Multiplicación por autosporas y por liberación de células de los grupos. En la Figura 62 se presenta una imagen de un cenobio de *Oocystis* sp.



Figura 62. Imagen de *Oocystis* sp. encontrada en los post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr *et al.* (2014).

Chlorella sp. Beijerinck, 1890

Descripción. Microalgas que presentan células solitarias, esféricas o elipsoides, uninucleadas, sin vaina mucilaginosa. Presentan un cloroplasto parietal en banda, laminar o copa. Pared celular distinguible, lisa, con una capa de celulosa y otras de esporopolenina. Multiplicación por autosporas que son liberadas por la ruptura de la pared materna, sin hidrolización (Novelo, 2012).

En la Figura 63 se presenta una imagen de ejemplares del género *Chlorella* encontrados en los tratamientos del sistema de estudio.

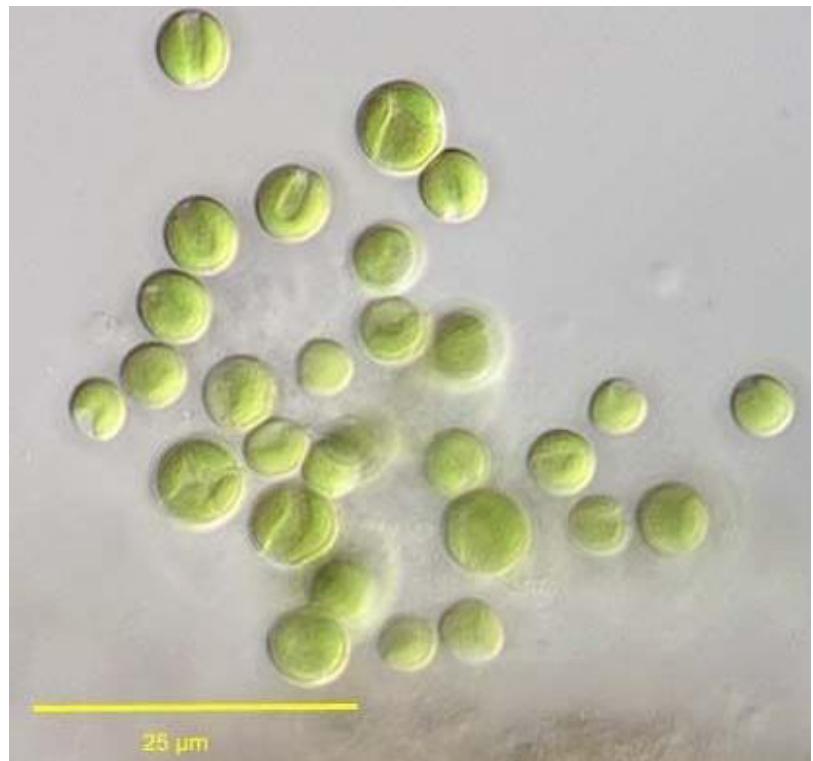


Figura 63. Imagen de *Chlorella* sp. encontrada en los RAB y post-tratamientos del tratamiento de aguas residuales. Tomada de Parr *et al.* (2014).

8.3. ANEXO III. Publicaciones Originadas de la Tesis

En las páginas siguientes se presenta un compendio de las publicaciones derivadas de la tesis. Se incluyen resúmenes y resúmenes *in extenso* de trabajos presentados en diversos congresos, así como un artículo científico derivado del proyecto de tesis.

Reportes de Ecotoxicología. Asociación Mesoamericana de Ecotoxicología y Química Ambiental.



José Luis Zavala Aguirre
Graciela Guerra Rivas
Patricia Ramírez Romero
Guadalupe Barrera Escoria

Editoriales



Editorial Universidad Autónoma de Guadalajara



La información compendiada en este libro digital proviene de los trabajos presentados durante el VI Congreso Internacional de la Asociación Mesoamericana de Ecotoxicología y Química Ambiental, A.C. (AMEQA), Capítulo México de la Society of Environmental Toxicology and Chemistry North America (SETAC NA), el cual fue celebrado del 8 al 10 de octubre de 2014 en las instalaciones de la Universidad Autónoma de Baja California, campus Ensenada. La información fue presentada por investigadores y grupos de trabajo especializados sobre quienes recae la responsabilidad de la validez de dichas investigaciones. Los autores, comité editorial y la casa editorial no somos responsables de las consecuencias del uso que se dé a la información presentada. La mención de productos comerciales o servicios de ninguna manera implican compromisos o afiliaciones por parte de AMEQA-SETAC NA.

Se autoriza el uso y distribución de los contenidos, libremente proporcionados por los autores para su compilación y registro ante ISBN, para lo cual se requiere sean citados dando créditos a sus creadores. Cualquier duda o aclaración deberán ser realizadas directamente con los autores correspondientes cuyos datos de contacto están registrados en cada contribución.

Primera edición: 2015

ISBN: 978-607-719-004-2.

EDITORIAL: Universidad Autónoma de Guadalajara, A.C. Av. Patria 1201. Lomas del Valle, Zapopan, Jalisco, 45129. México.

Nikolskii Gavrilov	235
--------------------------	-----

TRATAMIENTO DE AGUAS Y SUELOS CONTAMINADOS

Sistema híbrido de tratamiento de agua residual y análisis fitotoxicológico del influente. <i>Milton Torres Cerón, Ernesto Javier Sánchez Alejo, Juan Antonio Vidales Contreras, Humberto Rodríguez Fuentes, Alejandro Isabel Luna Maldonado, Donaji Josefina González Mille</i>	237
BIOCLEANER. <i>Alejandra Villavicencio Gómez, Martha Elizabeth Lepe Terrazas, Josué García Robles</i>	239
Oxidación electroquímica de agua residual municipal pre-tratada con flotación por aire disuelto. <i>Rubén Fernando Gutiérrez Hernández, Karla Denisse Ávila Agueda, Nery del Carmen Rodiles Cruz, Hugo Alejandro Nájera Aguilar</i>	241
Remoción de compuestos fenólicos de agua residual de refinería por electrocoagulación. <i>Elizabeth Hernández Francisco, Leonor María Blanco Jerez</i>	243

TOXICOLOGÍA HUMANA

Impactos de los plaguicidas utilizados en horticultura protegida sobre la salud humana. <i>María Alexandra Bozzo de Brum, Raquel de Souza Viera, Oscar Irabuena, María Emilia Cassanello, Elena Estevez, Andrea Texo, Natalia Dalmao, Daniela Fernández, Omar Sena, Mónica Cadenazzi</i>	245
Micronúcleos y anormalidades nucleares en mucosa bucal de pacientes expuestas a toxina botulínica tipo A. <i>María Luisa Ramos Ibarra, Jairo de Jesús Ulerio Vargas, Olivia Torres Bugarín, José Luis Zavala Aguirre, Alejandro Abigail Rodríguez Fermín, Marcelo Sergio Castillero Manzano</i>	247
Riesgo genotóxico en niños de mujeres jornaleras en Maneadero, Baja California. <i>Idalia Yazmín Castañeda Yslas, María Evarista Arellano García, Balam Ruiz Ruiz, Olivia Torres Bugarín, Verónica Campos Gallegos, Marco Antonio García Zárate, Miriam Acosta Tlapalamatl</i>	249
Genotoxicidad de la Hidrocortisona y Metilprednisolona tópico en modelo de ratón. <i>Leonardo Daniel Molina Noyola, Penélope Valdez Aburto, Olivia Torres Bugarín, María Guadalupe</i>	

VI Congreso de la Asociación Mesoamericana de Ecotoxicología Química y Ambiental. Universidad Autónoma de Baja California, Campus Ensenada, del 6 al 10 de Octubre de 2014.

Sistema híbrido de tratamiento de agua residual y análisis fitotoxicológico del influente.

**Torres Cerón M^{1*}, Sánchez Alejo EJ¹, Vidales Contreras JA¹, Rodríguez Fuentes H¹,
Luna Maldonado AI¹, González Mille DJ².**

Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de Nuevo León, Escobedo, Nuevo León.

²Centro de Investigación Aplicada en Ambiente y Salud-CIACYT, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, S.L.P., México. milton.torrescr@uanl.edu.mx

Tema: Tratamiento de aguas y suelos contaminados.

La contaminación acuática ha sido una de las principales causas del déficit de los recursos hídricos a nivel mundial, impactando la seguridad alimenticia y salud pública. Por ello se investigan tecnologías emergentes (fitorremediación y el uso de sistemas híbridos de tratamiento de aguas residuales) para resolver esta problemática, debido a que los tratamientos convencionales se han mostrado insuficientes. Una forma para evaluar la efectividad de estas tecnologías es el uso de bioensayos toxicológicos los cuales permiten conocer la relación concentración-respuesta del contaminante en organismos vivos. El objetivo del presente trabajo fue estandarizar un bioensayo de toxicidad aguda de 96 horas para evaluar un influente de prueba enriquecido con As(V) utilizando chile jalapeño (*Capsicum annuum*) lechuga (*Lactuca sativa*), pepino (*Cucumis sativus*) y chícharo (*Pisum sativum*). El *C. annuum* no presentó germinación en ningún tratamiento. La CE_{50-96h} del tóxico de referencia (Cr(VI)) en *L. sativa*, *C. sativus* y *P. sativum*, fueron de 22.31, 40.74 y 262.19 mg L⁻¹, respectivamente. La CE_{50-96h} del influente fueron de 3.70, 11.81 y 19.08% en *L. sativa*, *C. sativus* y *P. sativum*, en su orden. *L. sativa* fue la especie menos tolerante a la toxicidad del influente, mientras que *P. sativum* fue la más tolerante. Asimismo, se observó que el agua residual sin As(V) produjo una fitotoxicidad que osciló entre 23.32 y 29.66% en los organismos de prueba. Se presentan avances de la instalación de un sistema híbrido de tratamiento de agua residual.

Palabras clave: Toxicidad aguda; Cartas control; Sistema híbrido de tratamiento de aguas.



Hybrid system for wastewater treatment and phytotoxicological analysis of the influent.

**Torres Cerón M^{1*}, Sánchez Alejo EJ¹, Vidales Contreras JA¹, Rodríguez Fuentes H¹,
Luna Maldonado AI¹, González Mille DJ².**

Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de Nuevo León, Escobedo, Nuevo León.

²Centro de Investigación Aplicada en Ambiente y Salud-CIACYT, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, S.L.P., México. milton.torrescr@uanl.edu.mx

Aquatic pollution is one of the main causes of water shortage worldwide, impacting food security and public health. So, research has begun on emerging technologies such as phytoremediation and hybrid systems for wastewater treatment, to overcome the insufficient performance of conventional technologies. One way to evaluate the effectiveness of these hybrid technologies is the use of toxicological bioassays which allows the determination of concentration-response relationships. The aim of this study was to standardize 96-h acute toxicity bioassay to evaluate an As(V)-amended influent using pepper (*Capsicum annuum*) lettuce (*Lactuca sativa*), cucumber (*Cucumis sativus*) and pea (*Pisum sativum*). *C. annuum* seeds did not germinated in any treatment. Consequently, its use for later stages of experimental project was discarded. The Mean Effective Concentration (EC_{50-96h}) for *L. sativa*, *C. sativus* and *P. sativum* were 22.31, 40.74 and 262.19 mg L⁻¹, respectively, for the reference toxicant (Cr VI). The EC_{50-96h} results were 3.70, 11.81 and 19.08 % for *L. sativa*, *C. sativus* and *P. sativum*, respectively. *L. sativa* was the less tolerant to influent toxicity while *P. sativum* was the most tolerant. It was also noted that unfortified wastewater produced phytotoxicity ranging from 23.32 to 29.66 % on test organisms. Progress in the installation of a hybrid wastewater treatment will also be presented.

Keywords: Acute toxicity; Control charts; Hybrid system for wastewater treatment.

Biotechnology Summit 2014

Santa María Huatulco, Oaxaca,
Mexico



International Foundation for
Biotechnology Research &
Early Stimulation in the
Culture of Health, Nutrition,
Sport, Art, Science,
Technology & Society, A.C.
Non-profit Organization



ISBN: 978-607-9023-26-3



9 786079 023253

CD Version

ISBN: 978-607-9023-26-3

Editors:

Fabián Fernández-Luqueño

Fernando López-Valdez

Susana Lozano-Muñiz



Biotechnology Summit 2014, October 08-10, Universidad del Mar, Campus Huatulco

Biotechnology Summit 2014

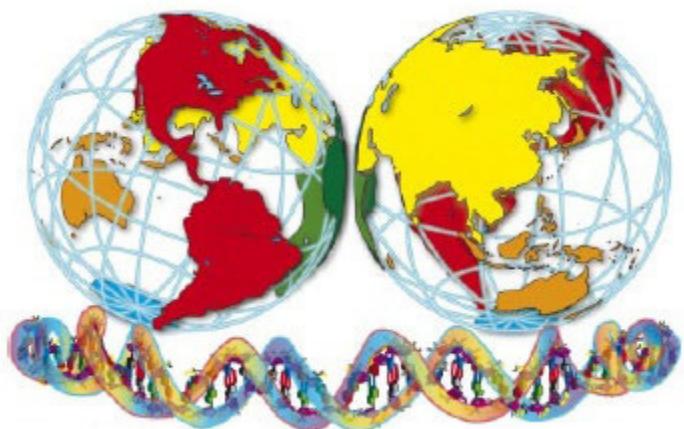
by

International Foundation for Biotechnology Research & Early
Stimulation in the Culture of Health, Nutrition, Sport, Art,
Science, Technology & Society,
A.C. Non-profit Organization.

**Huatulco, Oaxaca, México
October 8 - 10, 2014.**



Biotechnology Summit 2014, October 08-10, Universidad del Mar, Campus Huatulco



International Foundation for Biotechnology Research & Early
Stimulation in the Culture of Health, Nutrition, Sport, Art, Science,
Technology & Society,
A.C. Non-profit Organization.

<http://www.bio.edu.mx/>

<http://www.cicy.mx/sitios/journal/>



Biotechnology Summit 2014, October 08-10, Universidad del Mar, Campus Huatulco

Appropriate form to cite the articles of this compendious (example):

Hijar-Soto LE, González-Horta C, Chávez-Flores D, Torres-Muñoz JV, Sánchez-Ramírez B (2014) Antineoplastic potential of bioactive fractions of *Rhus trilobata* on colon cancer cells CaCo-2. In: Fernández-Luqueño F, López-Valdez F, Lozano-Muñiz S. (Eds.). Biotechnology Summit 2014. Cinvestav, México. pp. 2-6.

This compendious of
Biotechnology Summit 2014

is property and responsibility of Authors.

All or any part of this publication may be reproduced or transmitted,
by any means, electronic or mechanical
(Including photocopying, recording or any
recovery system and storage), and must be included
with the corresponding citation of this compendious and their authors.

International Foundation for Biotechnology Research & Early Stimulation in the Culture of Health, Nutrition, Sport, Art, Science, Technology & Society A.C., Non-profit Organization (IFBRESCHSASTSAC).

D.R. © 1st Edition
Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del I.P.N. Cinvestav, 2014

Publisher
Cinvestav,
AV. I.P.N. 2508
07360, MÉXICO, D.F.

CD version
350 copies
ISBN: 978-607-9023-26-3
Printed in México



Biotechnology Summit 2014, October 08-10, Universidad del Mar, Campus Huatulco

Construction of a hybrid system for wastewater treatment and phytotoxicological analysis of the influent

Milton Torres-Cerón¹, Juan Antonio Vidales-Contreras¹, Humberto Rodríguez-Fuentes¹, Alejandro Isabel Luna-Maldonado¹, Ernesto Javier Sánchez-Alejo¹, Donaji Josefina González-Mille²

¹Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de Nuevo León, Francisco Villa S/N, Col. Ex-hacienda el Canadá, Escobedo, Nuevo León, México, 66050. ²Centro de Investigación Aplicada al Ambiente y la Salud (CIAAS)-CIACyT, San Luis Potosí, México. 78210.

E-mail: milton.torrescr@uanl.edu.mx

Abstract: Aquatic pollution is one of the main causes of water shortage worldwide, impacting food security and public health. For wastewater treatment, emerging technologies such as phytoremediation and hybrid systems have shown overcome the insufficient performance of conventional technologies. One way to evaluate the effectiveness of these hybrid technologies is the use of toxicological bioassays which allows determining the concentration-response relationship of pollutant in the organisms. The aim of this study was to construct an hybrid system for wastewater treatment and to standardize acute toxicity bioassay for 96-h period for evaluating a As(V)-amended influent using lettuce (*Lactuca sativa*), cucumber (*Cucumis sativus*) and pea (*Pisum sativum*). The effective concentration (EC_{50-96h}) results were 3.70, 11.81 and 19.08% for *L. sativa*, *C. sativus* and *P. sativum*, respectively. *L. sativa* is less tolerant to influent toxicity while *P. sativum* is the most tolerant. It was also noted that the wastewaters unfortified, produced phytotoxicity ranging from 23.32 to 29.66% in the test organisms.

Keywords: Wastewater • battery bioassay • water pollution

Introduction: Water pollution due to agricultural activities is one of the main causes of water shortage worldwide impacting in food security and public health (Rajagopal *et al.*, 2013). This water shortage is promoting the use of wastewaters for agricultural irrigation (Iurciuc and Dima, 2013) promoting accumulation of metals, pathogens, changes in pH and salinity of irrigated soils (Boluda *et al.*, 2011; Iurciuc and Dima, 2013). For example, arsenic (As) is a water pollutant throughout trophic chain is biomagnified which can reaching humans by food from irrigated fields with wastewater polluted with this element. This is a fact found in Hungary, Mexico, Argentina, Australia, USA and Asia (Panda *et al.*, 2010). As a consequence, the use of emerging technologies for the remediation of soil and water, such as phytoremediation and hybrid systems for wastewater treatment which combine conventional technologies for wastewater treatment with phytoremediation modules offering the opportunity to use solid waste material of adverse environmental impact and high urban production such as automotive tires often associated to improper disposal (Pilon-Smits, 2005; Schwitzguébel, 2001; Schröder *et al.*, 2007). An approach to analyze the efficiency of these systems for wastewater treatment and the effluent toxicity, are bioassays by using plant species which have shown relation between dose and physiological response under field or laboratory conditions (Rizzo, 2011). This analysis allows predicting the ecological effects of pollutants at level of trophic chain. Its results can be used in programs of environmental monitoring and management of chemical product policies (Boluda *et al.*, 2011; Kusk *et al.*, 2011; Rizzo, 2011). In the present research evaluates a treatment system using waste



Biotechnology Summit 2014, October 08-10, Universidad del Mar, Campus Huatulco

tires for substrate biofilm attachment process. The aim of this study was to perform a phytotoxicological analysis to the influent to be treated with a hybrid scheme for following toxicological attenuation by the biological components of the system, as well as showing its construction and operation.

Materials and Methods:

For the phytotoxicological analysis were used lettuce (*Lactuca sativa*), cucumber (*Cucumis sativus*), and pea (*Pisum sativum*) seeds from Distribuidora Rancho Los Molinos S.A. de C.V. with the characteristics recommended by the Organization for Economic Co-operation and Development (OECD, 2006) which are shown in Table 1.

Table 1. Technical data for experimental seeds.

Common name	Species	Family	Germination (%)	Treatment
Lettuce	<i>L. sativa</i>	Astereaceae	>88	Without treatment
Cucumber	<i>C. sativus</i>	Cocurbitaceae	>96	Thiram
Pea	<i>P. sativum</i>	Fabaceae	>93	Thiram

Before wastewater analysis, Cr(VI) obtained from potassium dichromate ($K_2Cr_2O_7$) was standardized as a reference toxic following the calibration method (Díaz-Báez *et al.*, 2008; Silva *et al.*, 2007). A bioassay with concentrations of 500, 250, 125, 62.5, 31.125 mg L⁻¹ of $K_2Cr_2O_7$ was realized and distilled water as control. Ten seeds of each plant species were placed on petri dishes using 5 repetitions per seed specie. After 96 h of germination the seeds were taken for measurement of radicle length for to calculate the percent phytotoxicity using the Equation 1 (Sahu *et al.*, 2008).

$$\text{Percent Phytotoxicity} = \left(\frac{\text{Radicle length of control} - \text{Radicle length of test}}{\text{Radicle length of control}} \right) * 100 \quad (1)$$

Efective Concentration at 96 h (EC_{50-96h}) was calculated using the regression model of Morgan-Mercer-Flodin (MMF) in Curve Expert 1.4 environment. Equation 2 shows the MMF model.

$$y = \frac{ab + cx^d}{b + d^x} \quad (2)$$

Where y is percent phytotoxicity; x is the concentration of $K_2Cr_2O_7$; a is y value when $x=0$; d is the parameter of the asymmetry of the curve; c is the value of y on the asymptote of the function, and $b = (x_{50})^d$, where x_{50} is the value of x at 50% of phytotoxicity. With the EC_{50-96h} , control charts were elaborated according to Díaz-Báez *et al.* (2008). Interlaboratory presision was expresed with the variation coefficient (VC), calculated from Equation 3. A value less than 30% is the minimum presision for each control chart (Silva *et al.*, 2007).

$$CV = [(\sigma/\text{mean})]^*100 \quad (3)$$



Biotechnology Summit 2014, October 08-10, Universidad del Mar, Campus Huatulco

In order to characterize influent phytotoxicity, bioassays using plant species listed in Table 1 were conducted. Water samples were collected from a municipal wastewater treatment oxidation pond localized in Marín, Nuevo Leon, Mexico. The influent was amendment with As(V) from a stock solution prepared with 100 mg L^{-1} of heptahydrate disodium hydrogen arsenite ($\text{HAsNa}_2\text{O}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), this chemical presents 24.01% of As. From this stock solution, six fractions were prepared at 100, 80, 60, 40, 20 and 10% of stock solution for a As(V) concentration of 24.0, 19.21, 14.41, 9.6, 4.8 and 2.4 mg L^{-1} , respectively. A test with influent without As(V) was also conducted. Positive controls were a solution with EC_{50-96h} of $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ for each specie and negative controls were distilled water. Each experimental test was conducted by triplicated at $25 \pm 2^\circ\text{C}$ during 96 h without artificial or natural light. Influent phytotoxicity was calculated by Equation 1 and the EC_{50-96} by Equation 2 but considering x as the fraction amended with As(V).

Construction of the hybrid system for wastewater treatment. Duckweed (*Lemna minor*) was collected from the oxidation pond in Marín, N.L., Mexico. The collected plants were propagated in the Environmental Remediation Laboratory at The Agronomy School Experimental Campus, Universidad Autónoma de Nuevo León, in Marín. The hybrid system for wastewater treatment consists of a 200 L tank, a peristaltic pump (Isco Sampler® 3700) connected to two anaerobic reactors, inoculated with sludge from the oxidation pond, with a volume of 60 L each, one of them with 3.97 kg of crushed tire. From the reactors, wastewater passes to six 20 L tanks, three for each reactor. One of them with 3.97 kg of crushed tire and *L. minor*, the second one with *L. minor* only and the third one with 3.97 kg of crushed tire. The Figure 1 shows the hybrid system.



Figure 1. System hybrid for wastewater constructed in this project.

Results and Discussion:

As shown in Figure 2, *L. sativa* was the less tolerant to $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ as reported by Aportela-Gilling and González-Pérez (2001), who observed a lethal concentration (LC_{50-96h}) at 18 mg kg^{-1} of soil. *P. sativum* was the most tolerant than the other species with a CE_{50-96h} of 266.34 mg L^{-1} . The control charts (Figure 2) obtained for the three species are considered acceptable because CV values were below 30% for all the experimental tests (Silva et al., 2007). For *C. sativus*, EC_{50-96h} has a value of 11.82% (2.84 mg L^{-1} of As(V)). This response is due to the fractions of the experimental influent at 99.33% ($R^2 = 99.33$, $n = 21$). For *P. sativum* the EC_{50-96h} was 19.08 % (4.58 mg L^{-1} of As(V)). In *C. sativus* and *P. sativum* their tolerance to As has been associated to genes present



Biotechnology Summit 2014, October 08-10, Universidad del Mar, Campus Huatulco

in chromosomes 3 and 10 and to antioxidants enzymes. These physiological mechanisms could explains a EC_{50-96h} higher than *L. sativa* (Panda *et al.*, 2010)

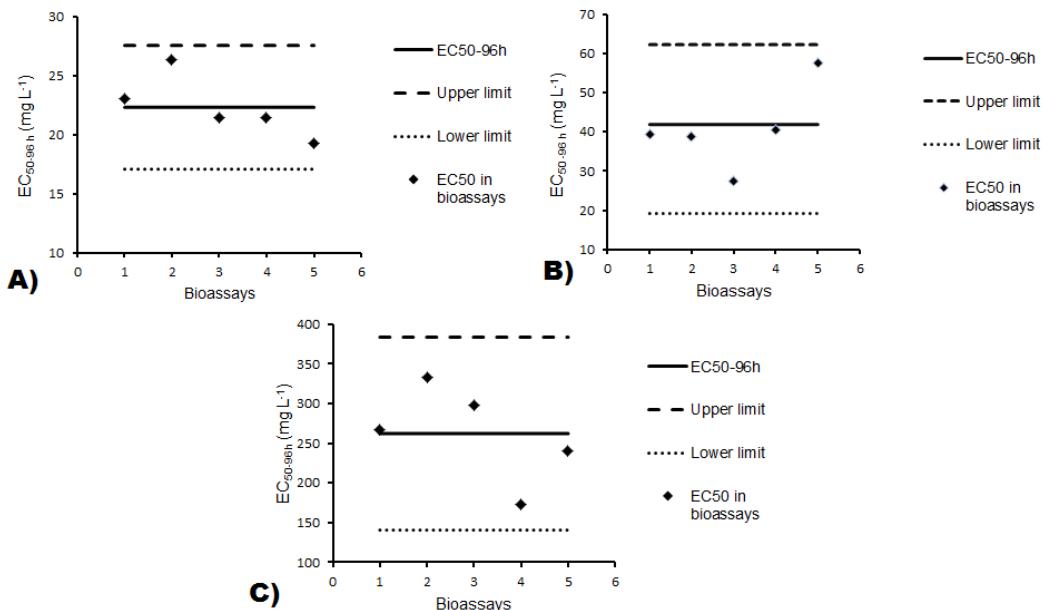


Figure 2. Control chart for K₂Cr₂O₇ in *L. sativa* (A), *C. sativus* (B) and *P. sativum* (C).

because CV values were below 30% for all the experimental tests (Silva *et al.*, 2007). For *C. sativus*, EC_{50-96h} has a value of 11.82% (2.84 mg L⁻¹ of As(V)). This response is due to the fractions of the experimental influent at 99.33% ($R^2 = 99.33$, n = 21). For *P. sativum* the EC_{50-96h} was 19.08 % (4.58 mg L⁻¹ of As(V)). In *C. sativus* and *P. sativum* their tolerance to As has been associated to genes present in chromosomes 3 and 10 and to antioxidants enzymes. These physiological mechanisms could explains a EC_{50-96h} higher than *L. sativa* (Panda *et al.*, 2010). Regarding wastewater without As enrichment assays, Figure 3 shows that this effluent produced 25.82, 29.66 and 23.32% phytotoxicity percent in *L. sativa*, *C. sativus* and *P. sativum*, respectively, because of an adverse effect of wastewater composition.



Biotechnology Summit 2014, October 08-10, Universidad del Mar, Campus Huatulco

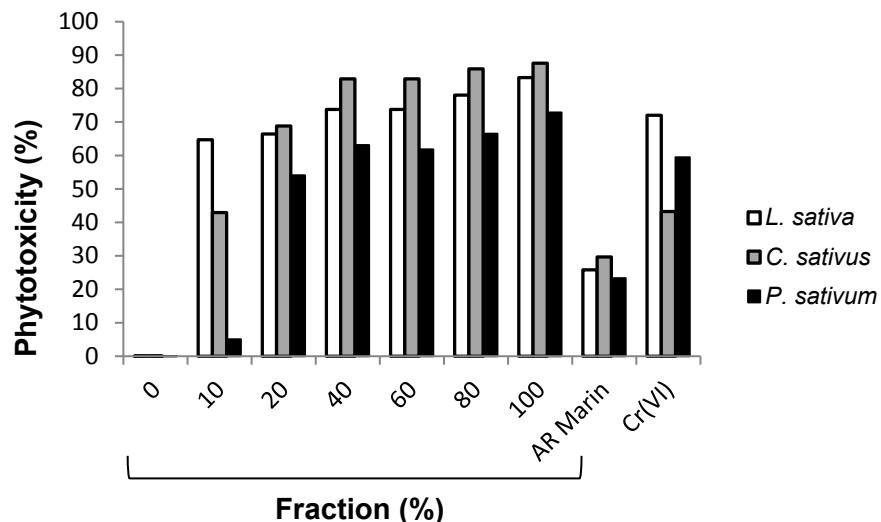


Figure 3. Percent phytotoxicity in the bioassay battery through the influent amendment with As, the influent without As and the reference toxic [Cr(VI)].

Conclusions: Toxicity levels of *L. sativa*, *C. sativus* and *P. sativum* for Cr(VI), which were used to develop control charts of Cr(VI) as a reference toxicant was established. Under the experimental conditions, *L. sativa*, *C. sativus* and *P. sativum* were sensitive to the tested influent fractions. Thus, these species can be considered sound pollution bioindicators to evaluate probable adverse effects of contaminated effluents on public health. In addition, the results from wastewater without As enrichment suggest that a phytotoxicity over 23% can be observed on plant species.

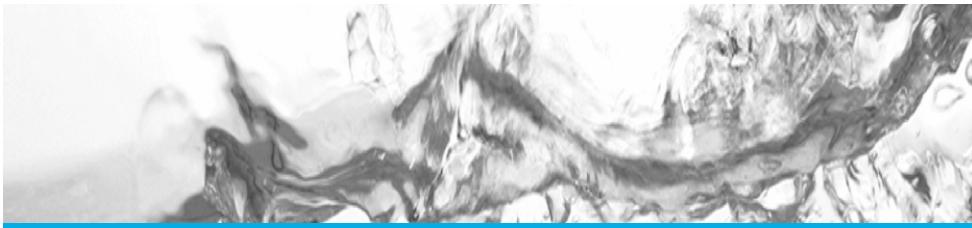
References:

- Aportella-Gilling P, González-Pérez Y 2001. Evaluación toxicológica del dicromato de potasio en plantas de lechuga *Lactuca sativa* L. Anuario de Toxicología 1 (1): 98-103.
- Boluda R, Roca-Pérez L., Marimón L 2011. Soil plate bioassay: an effective method to determine ecotoxicological risks. Chemosphere 84(1):1–8. doi:10.1016/j.chemosphere.2011.02.013.
- Díaz-Báez MC, Pica-Granados Y, Sobero MC 2008. Quinta parte. Procedimientos complementarios In Ramírez-Romero P, Mendoza-Cantú A. (Ed.). Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo. La experiencia en México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología. México. Pp. 347-360.
- Iurciuc, C. E., Dima, M 2013. Wastewater for irrigation in agriculture : some effects of effluent on soil quality and canola (*Brassica napus oleifera*) GROWTH 12(4): 801–806.
- Kusk KO, et al. 2011. Endocrine potency of wastewater: contents of endocrine disrupting chemicals and effects measured by in vivo and in vitro assays. Environmental Toxicology and Chemistry / SETAC 30(2): 413–426. doi:10.1002/etc.385.
- Panda SK, Upadhyay RK, Nath S 2010. Arsenic Stress in Plants. Journal of Agronomy and Crop Science 196(3): 161–174. doi:10.1111/j.1439-037X.2009.00407.x.
- Pilon-Smits E 2005. Phytoremediation. Annual Review of Plant Biology 56: 15–39. doi:10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214.



Biotechnology Summit 2014, October 08-10, Universidad del Mar, Campus Huatulco

- Rajagopal R, Saady N, Torrijos M, Thanikal J, Hung YT 2013. Sustainable Agro-Food Industrial Wastewater Treatment Using High Rate Anaerobic Process. *Water* 5(1): 292–311. doi:10.3390/w5010292..
- Rizzo L 2011. Bioassays as a tool for evaluating advanced oxidation processes in water and wastewater treatment. *Water Research* 45(15): 4311–4340. doi:10.1016/j.watres.2011.05.035.
- Sahu RK, Katiyar S, Yadav AK, Kumar N, Srivastava J 2008. Toxicity Assessment of Industrial Effluent by Bioassays. *CLEAN - Soil, Air, Water* 36(5-6): 517–520. doi:10.1002/clen.200700078.
- Schröder P. et al. 2007. Using phytoremediation technologies to upgrade waste water treatment in Europe. *Environmental Science and Pollution Research International* 14(7): 490–7.
- Schwitzguébel JP 2001. Hype or Hope: The Potential of Phytoremediation as an Emerging Green Technology. *Remediation Journal* 11(4): 63–78. doi:10.1002/rem.1015.
- Silva J, Fuentealba C, Bay-Schmith E, Larraín A 2007. Standardization of the acute toxicity bioassay with *Diplodon chilensis* using a reference toxicant. *Gayana* 71(2):135–141.



4th IWA Mexico Young Water Professionals Conference 2015



Proceedings



Guanajuato, Mexico

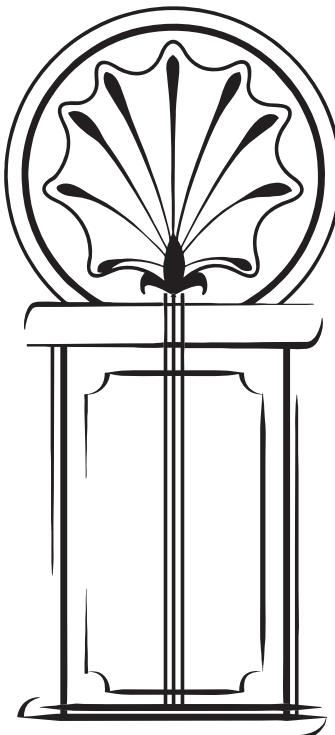
27 - 29 APRIL, 2015



AGRADECIMIENTOS

Se agradece atentamente a las instituciones y asociaciones que facilitaron la realización de este evento:





**4th IWA
Mexico YWP 2015**



4th IWA Mexico YWP 2015



@4IWAYWPMexico



4iwamexicoywp@ugto.mx



YOUNG WATER
PROFESSIONALS



UNIVERSIDAD DE GUANAJUATO

Campus Guanajuato
División de Ingenierías

**IWA | Representación
México**



<http://www.di.ugto.mx/4iwamexicoywp/>

Construction and operation of a hybrid system for municipal wastewater treatment

M. Torres-Ceron*, J.A. Vidales-Contreras*, H. Rodriguez-Fuentes*, A.I. Luna-Maldonado*, E.J. Sanchez-Alejo*, J. Aranda-Ruiz* and D.J. González-Mille**

* Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de Nuevo León. Av. Francisco Villa S/N, col. Ex Hacienda el Canadá, Escobedo, Nuevo León, México Tel. 83294000 ext. 3519
(E-mail: juan.vidalescn@uanl.edu.mx)

** Facultad de Medicina-Centro de Investigación Aplicada al Ambiente y la Salud (CIAAS)-CIACyT, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Av. Sierra Leona #550, Col. Lomas 2^a Sección, San Luis Potosí, San Luis Potosí, México. CP. 78210
(E-mail: donaji.gonzalez@uaslp.mx)

Abstract

Water pollution is a global risk for food security and public health. Actually, this issue is a motivation for developing efficient and economical technologies for wastewater treatment and wastewater reuse. In this work a hybrid system for wastewater treatment was constructed based on anaerobic reactors and phytoremediation modules. The wastewater treatment system consist of two anaerobic baffled reactors (ABR), one of them with waste rubber tire (WRT) as a substrate for additional microbial biofilm attachment. The effluent from the ABR was treated in small vegetated system using duckweed (*Lemna minor*). Removal of physicochemical parameters of water quality, organic constituents, and microbial indicators were similar to observations in other natural or quasi-natural wastewater treatment systems. Spearman's coefficients between indicators for water quality revealed a positive correlation ($p < 0.05$) between COD and P ($r_s = 0.500$), N and P ($r_s = 0.568$), N and total coliforms ($r_s = 0.532$), N and coliphages ($r_s = 0.436$) and also for pH and total coliforms ($r_s = 0.393$). Wastewater treatment was positively influenced by WRT as a substrate for microbial biofilm formation.

Keywords

Anaerobic baffled reactor; non-aerated aerobic reactor; hybrid system for wastewater

INTRODUCTION

Since water pollution from agricultural and industrial sources are a global risk for public health and food security (Iurcic and Dima, 2013; Rajagopal *et al.*, 2013), development of new, efficient, cost effective, and sustainable technologies for wastewater treatment is a frequent issue for scientists, and engineers (Hassan and Dahlan, 2014). For example, due to its low operative cost, simplicity low sewage production, and high organic matter removal, anaerobic systems are a technology considered sustainable for wastewater treatment from diverse origins (Bodkhe, 2009; Hassan and Dahlan, 2014). In this technology, anaerobic baffled reactors (ABR) are designed to separate acidogenesis from methanogenesis biochemical conditions on a lineal distribution in the reactor during wastewater treatment (Berber and Stuckey, 1999; Bodkhe, 2009). Its configurations is simple without mechanical mixing with high biomass retention at low hydraulic detention time (HRT). Furhtermore, it has a high response capacity for changes in wastewater composition (Barber and Stuckey, 1999). For an ecological engineering approach, phytoremediation is a sustainable emerging technology that use plants, microbial communities, physical and chemical conditions, and agronomic techniques to improve pollutant removal and decrease HRT (Dzantor, 2007; Schröder *et al.*, 2007; Shwitzguébel, 2001; Zhai, 2011) resembling natural pollution attenuation in surface water environments. In fact, Lemnaceae species have been used to remove nutrients, pathogens, total suspended solids (TSS), and residual chemical organic demand (COD) from municipal wastewater (Cheng and Stomp, 2009; Nasr *et al.*, 2009). Therefore, because treatment constrains mainly about efficient treatment, low cost for operation, simple design, and additional issues both anaerobic and phytoremediation technologies have been combined to establish hybrid systems for improving wastewater reclamation and decreasing the risk for eutrophication under a sustainable approach (Loupasaki and Diamadopoulos, 2013; Nasr *et al.*, 2009; Schröder *et al.*, 2007).

The aims of the actual study were to: a) construct and operate a hybrid system for domestic wastewater treatment; b) incorporate in anaerobic reactors waste rubber tire (WTR) in order to maximize the area for biofilm growth; and c) analyse physical and chemical parameters related with wastewater quality.

MATERIALS AND METHODS

Construction of hybrid system for wastewater treatment

A hybrid system for wastewater treatment was constructed based on anaerobic reactors and phytoremediation modules to polish wastewater effluents from the reactors. The system was operated under outdoor conditions to incorporate temperature effects during wastewater reclamation (Nasr et al., 2009) at the Agronomy School Experimental Station, Autonomous University of Nuevo Leon (its name in English) located in Marin, Nuevo Leon, Mexico, at 39°53'26.90 W and 28°6'21.09.31 N UTM.

Anaerobic baffled reactors. The wastewater treatment systems consist of two ABR, one of them with WRT as a substrate for enhancing microbial attachment and solid retention. The ABR were constructed with plexiglass material with a series of vertical baffles that divide the reactor in eleven identical compartments for a 60-L total water storage. The reactors were seeded with 10 L of sludge from an oxidation pond that treats domestic wastewater from the urban area of Marin, also used to feed the hybrid system continuously for a 37-h hydraulic residence time. The average characteristics of the influent wastewater are shown in Table 1.

Polishing-treatments. After ABR treatment, the effluent pass through three post-treatments units for additional pollutant removal (Figure 1) identically linked to each ABR. The first one was a small vegetated system using duckweed (*Lemna minor*) and 3.89 kg of WRT; second pond was vegetated with ducked only; and third one was enhanced with 3.89 kg of WRT (Figure 1). The total liquid volume of each post-treatment unit was 20 L.

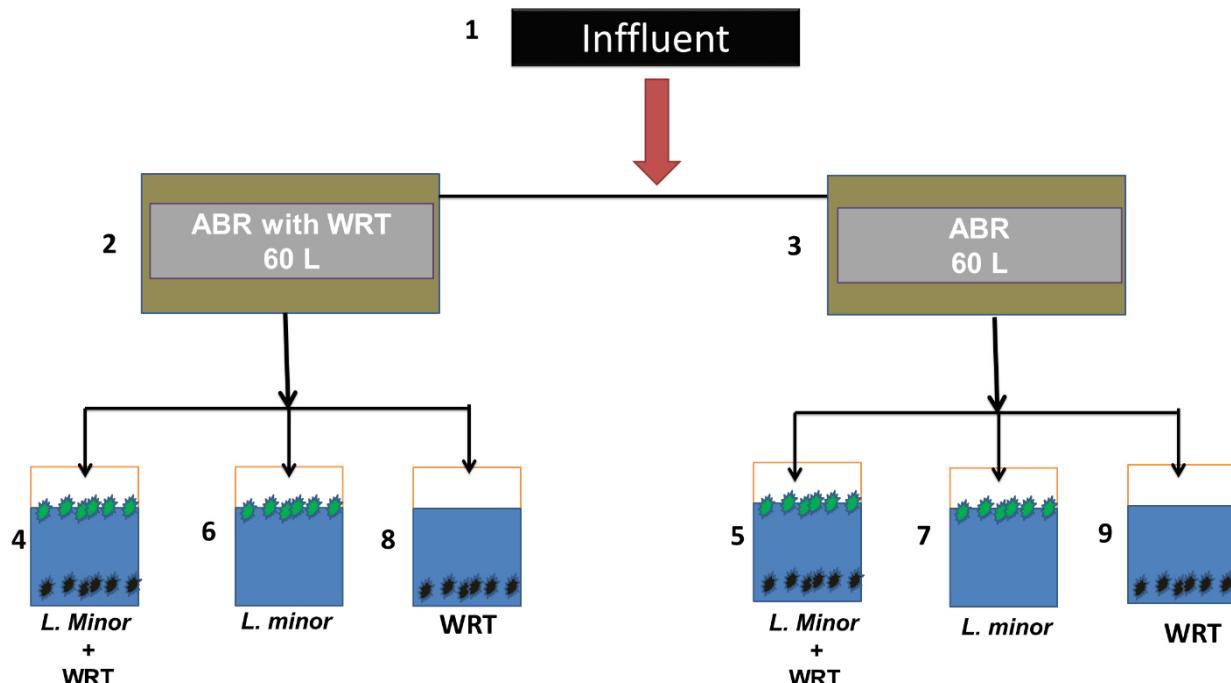


Figure 1. Schematic diagram of the hybrid system for wastewater treatment.

Table 1. Average characteristics of raw domestic wastewater (n = 7)

Parameters	Units	Concentration		
		Min	Max	Average
pH	-	7.730	8.10	7.930±0.160
Conductivity	µS	1120	1540	1342.14±163.143
TSS	mg L ⁻¹	52	158	168.668±153.266
Total Phosphorous	mg L ⁻¹	0.524	12.040	5.271±3.374
Total Nitrogen	mg L ⁻¹	18.900	74.667	49.500±16.903
COD	mg L ⁻¹	183.54	1400	524.8117±417.485
Total coliforms	CFU 100mL ⁻¹	6.65E+04	1.59E+08	3.2E+07±5.8E+07
Native coliphages	PFU 100mL ⁻¹	1.00E+04	3.6E+05	1.08E+05±1.24E+05

Water sampling and analytical methods

Water sampling. Sampling was conducted from September 2014 to February 2015 (n = 7) at: 1) wastewater influent; 2) effluent of ABR with WRT and sites 4, 6 and 8 at the polishing ponds; 3) outlet from ABR without WTR and sites 5, 7 and 9. Figure 1 shows treatment configuration. Water samples were collected in sterile polypropylene bottles (APHA/AWWA/WEF, 2005), placed into ice box, and transported to laboratory for analysis. After microbiological assays, samples were acidified at pH 2 and stored at 4°C for additional determinations.

Water quality analysis. pH, electrical conductivity (EC), total suspended solids (TSS), total P, total N, chemical oxygen demand (COD) and total coliforms were carried out according to the standard method (APHA/AWWA/WEF, 2005). Quantification of native coliphages was conducted by the double layer method (Adams, 1959) using *Escherechia coli* ATCC 15597 as a host.

Removal performance of water quality parameters were calculated by the following formulation:

$$R_i = \left(\frac{C_{a,i} - C_{e,i}}{C_{a,i}} \right) * 100 \quad (1)$$

where R is removal, i are the water quality parameters (TSS, P, N, COD, total coliforms and native coliphages), C_a and C_e are the influent and effluent concentrations. The Spearman rank correlation was used to test the relationship between water quality indicators.

Results and discussion

Characteristics of wastewater effluents for pH, conductivity, TSS, total P, total N, COD, total coliforms and native coliphages during this study are shown in Table 2. Raw wastewater pH (Table 1) in the hybrid system is similar to values for urban wastewater (Belmont *et al.* (2004)). The pH values were also similar to observations in a WTR using an inert substrate for enhancing biofilm formation (Chyan *et al.*, 2013). The pH decrease in ABR effluents could be attributed to acidogenesis activity; whereas, variations in EC could be a result of interaction among suspended solids, tire mineral fractions, and aquatic plants (Collins *et al.*, 2013; Nzengy'a and Wishitemi, 2001) producing a high salinity effluent non recommended for agriculture purposes (Department of Agriculture and Cooperation Ministry of Agriculture Government of India, 2011).

Regarding TSS, a 3.56% removal was observed at the effluent from the ABR without WTR and 60.87% for ABR enriched with WTR; these rates are lower than reported TSS removal in ABR by Bodkhe (2009) and Nasr *et al.* (2009). In the post-treatments units TSS removal ranged between -0.988 and 80.23% for a concentration of 170.33 mg L⁻¹ and 33.33 mg L⁻¹, respectively, in the effluent. The observed removal variability among the polishing ponds could be a result of

interaction between substrate and floating plants (Greenway, 2004). It is important to notice that TSS removal at the end of the hybrid system was similar to observations conducted by Nasr *et al.* (2009).

For nutrient removal, the ABR with and without WTR encourage a 39.58 and 18.38% phosphorous decrease for a total system removal of 61.77 and 84.91 %, respectively (Table 2). Similar removal rates were reported by Nasr *et al.* (2009) and Ozengin and Elmaci (2007). In contrast to the influent concentrations, at sampling sites 2 and 3, nitrogen decreased 13.80 and 22.56% reaching 56.02 and 76.56% for 21.766 and 11.599 mg L⁻¹ observed at the end of the treatment trains, respectively. According to our observations, conventional systems have a similar performance for removal of N and P (Loupasaki and Diamadopoulos, 2013; Nasr *et al.*, 2009; Paulsen *et al.*, 2007) with a positive correlation ($p < 0.01$) between both nutrients ($r_s = 0.568$), Table 4. Comparable results were estimated in a wastewater treatment system based on Lemnaceae species as observed by Loupasaky and Diamadopolus (2013) and Nasr *et al.* (2009). In anaerobic systems little removal of N and P is observed because of partial mineralization of organic matter. For the actual study, the highest removal of both nutrients occurred in the *L. minor* polishing treatments; since, N and P uptake are used by plants to support metabolic activity and biomass growth (Cheng and Stomp, 2009).

With reference to COD, a 19.96% and 29.69% removal was recorded at site 2 and 3, respectively (Table 2). This removal is very low compared with results report by Nasr *et al.* (2009). However, total removals at the outlet of both systems are similar to observations conducted by Ayaz and Akça (2001), Loupasaki and Diamadopoulos (2013), Nasr *et al.* (2009), and Ozengin and Elmaci (2007) in similar hybrid configurations using Lemnaceae plants and substrates for biofilm fixation. It is important to point out that removal performance for COD was ranging between 67.49 and 77.88%, very similar to findings conducted by Ozengind and Elmaci (2007) in treatment systems using *L. minor*. Also, it is important to mention that a positive correlation was assessed between COD, P and N (Table 4) in the actual study.

During the actual study, a higher removal than 99% for total coliforms and native coliphages was observed at the outlet of the system. Removal of coliforms by the ABR could be related to floc formation in the reactor (Nasr *et al.*, 2009); whereas, in the polishing ponds to their adsorption on *L. minor* rizosphere and on the surface of WTR particles (Azadpour-Keeley and Ward, 2005; Jackson and Jackson, 2008; Xu and Warriner, 2005). Mandilara *et al.* (2006) reported a significant correlation between the number of bacterial indicators and the presence of bacteriophages in raw and treated wastewater. Similarly, for the actual research work, Spearman correlation (r_s) was significant at the 0.01 level (Table 4) between the numbers of coliforms indicators and coliphages, probably as a consequence of virus adsorption on bacterial biofilms and inactivation by environmental stress, but is not probable that it could be as a result of a virus-host relationship (Jackson and Jackson, 2008).

Table 2. Average characteristics of the ABR effluents (n = 7).

Parameters	Units	ABR with WTR		ABR
		2	3	3
pH	-	7.613±0.169		7.613±0.249
EC	µS	1308.57±109.5		1322.14±130.5
TSS	mg L ⁻¹	66±67.433		162.667±220.017
Total P	mg L ⁻¹	4.302±3.015		3.185±1.913
Total N	mg L ⁻¹	38.334±8.711		42.667±11.718
COD	mg L ⁻¹	368.97±472.038		435.788±406.349
Total coliforms	CFU 100mL ⁻¹	8.72E+05 ± 1.77E+06		3.22E+06 ± 5.83E+06
Native coliphages	PFU 100mL ⁻¹	8.14E+03 ± 1.74E+04		3.16E+04 ± 6.00E+04

Table 3. Average characteristics of the polishing-treatments effluents (n = 7).

Parameters	Units	Treatments					
		4	5	6	7	8	9
pH	-	7.734±0.318	7.611±0.529	7.575±0.246	7.699±0.620	8.119±0.598	8.915±0.571
EC	µS	1107.14±201.64	1254.29±479.86	1057.14±249.78	1150.71±192.19	775.714±441.10	932.857±375.84
TSS	mg L ⁻¹	52±47.967	170.333±263.01	150.687±122.94	33.333±26.793	61.333±65.576	75.846±74.457
Total P	mg L ⁻¹	1.44±1.413	0.716±1.462	0.795±1.039	2.015±1.567	1.276±0.987	1.588±1.542
Total N	mg L ⁻¹	21.766±8.092	18.933±9.777	15.667±9.502	20.432±12.284	11.599±9.897	13.999±5.650
COD	mg L ⁻¹	142.395±102.342	170.596±116.11	116.091±101.23	134.150±116.078	222.87±133.134	272.13±242.807
Total coliforms	CFU 100mL ⁻¹	2.63E+04 ± 6.11E+04	8.47E+03 ± 1.27E+04	1.69E+05 ± 2.62E+05	2.53E+05 ± 5.46E+05	6.43E+03 ± 1.23E+04	1.75E+05 ± 3.81E+05
Native coliphages	PFU 100mL ⁻¹	2.96E+02 ± 6.52E+02	5.77E+01 ± 8.34E+01	4.64E+02 ± 6.43E+02	2.33E+03 ± 5.83E+03	1.86E+02 ± 2.98E+02	9.72E+02 ± 1.62E+03

Table 4. Spearman's rho values for the parameters of water quality (n = 63)

	Native coliphages	Total coliforms	COD	Total N	Total P	EC
pH	0.241*	0.393**	0.102	0.113	0.209*	0.166
EC	-0.298**	-0.040	-0.004	-0.262*	-0.228*	
Total P	0.471**	0.292*	0.500**	0.568**		
Total N	0.436**	0.532**	0.244*			
COD	0.274*	0.053				
Total coliforms	0.492**					

**Correlation is significant at the 0.01 level; *Correlation is significant at the 0.05 level

Conclusions

The constructed hybrid system for municipal wastewater treatment evaluated during the actual study showed that total coliforms, coliphages, TSS, total N, P and COD were removed at rates higher than 49%; whereas, the performance for physicochemical parameters, organic constituents, and microbial indicators was similar to observations in other natural or quasi-natural wastewater treatment systems. It is important to mention that wastewater treatment was positively influenced by solid retention time, enhanced by the WRT in the system. According to our observations, COD, N, P, total coliforms, coliphages and pH showed a weak correlation suggesting that removal performance are controlled by different mechanisms in the constructed and evaluated hybrid systems.

References

- Adams, M.H. (1959). Bacteriophages. New York Interscience Publishers. 500 pp.
- American Public Health Association. (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. 25a Edición. Washington, DC. USA.
- Ayaz, S. C., & Akça, L. (2001). Treatment of wastewater by natural systems. Environment International, 26(3), 189–95. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23644589>
- Azadpour-Keeley, A., & Ward, C. H. (2005). Transport and survival of viruses in the subsurface—processes, experiments, and simulation models. Remediation Journal, 15(3), 23–49. <http://doi.org/10.1002/rem.20048>
- Barber, W. P., & Stuckey, D. C. (1999). The use of the anaerobic baffled reactor (ABR) for wastewater treatment : a review. Wat. Res., 33(7), 1559–1578.
- Belmont, M. a., Cantellano, E., Thompson, S., Williamson, M., Sánchez, A., & Metcalfe, C. D. (2004). Treatment of domestic wastewater in a pilot-scale natural treatment system in central Mexico. Ecological Engineering, 23(4-5), 299–311. doi:10.1016/j.ecoleng.2004.11.003
- Bodkhe, S. Y. (2009). A modified anaerobic baffled reactor for municipal wastewater treatment. Journal of Environmental Management, 90(8), 2488–93. doi:10.1016/j.jenvman.2009.01.007
- Cheng, J.J., Stomp, A.M. (2009). Groeing Duckweed to Recover Nutrients from Wastewaters and for Production of Fuel Ethanol and ANimal Feed. Clean, 37(1), 17-26
- Chernicharo, C. a. L. (2006). Post-Treatment Options for the Anaerobic Treatment of Domestic Wastewater. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, 5(1), 73–92. doi:10.1007/s11157-005-5683-5

- Chyan, J.-M., Senoro, D.-B., Lin, C.-J., Chen, P.-J., & Chen, I.-M. (2013). A novel biofilm carrier for pollutant removal in a constructed wetland based on waste rubber tire chips. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 85, 638–645. doi:10.1016/j.ibiod.2013.04.010
- Collins, K. E., Doscher, C., Rennie, H. G., & Ross, J. G. (2013). The Effectiveness of Riparian “Restoration” on Water Quality-A Case Study of Lowland Streams in Canterbury, New Zealand. *Restoration Ecology*, 21(1), 40–48. doi:10.1111/j.1526-100X.2011.00859.x
- Department of Agriculture and Cooperation Ministry of Agriculture Government of India (2011). Methods Manual, Soil Testing in India. New Delhi, India.
- Dzantor, E. K. (2007). Phytoremediation : the state of rhizosphere “engineering ” for accelerated rhizodegradation of xenobiotic contaminants, 232(October 2006), 228–232. doi:10.1002/jctb
- Greenway, M. (2004). Constructed Wetlands for Water Pollution Control-Processes, Parameters and Performance. *Dev. Chem. Eng. Mineral Process*. 12(5/6), 491-504
- Hassan, S. R., & Dahlan, I. (2014). Anaerobic wastewater treatment using anaerobic baffled bioreactor: a review. *Central European Journal of Engineering*, 3(3), 389–399. doi:10.2478/s13531-013-0107-8
- Iurciuc, C. E., & Dima, M. (2013). Wastewater for irrigation in agriculture : some effects of effluent on soil quality and canola (*Brassica napus oleifera*) growth. *Environmental Engineering and Management Journal*, 12(4), 801–806.
- Jackson, E. F., & Jackson, C. R. (2008). Viruses in wetland ecosystems. *Freshwater Biology*, 53(6), 1214–1227. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01929.x>
- Loupasaki, E., & Diamadopoulos, E. (2013). Attached growth systems for wastewater treatment in small and rural communities: a review. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 88(2), 190–204. doi:10.1002/jctb.3967
- Mandilara, G. D., Smeti, E. M., Mavridou, A. T., Lambiri, M. P., Vatopoulos, A. C., & Rigas, F. P. (2006). Correlation between bacterial indicators and bacteriophages in sewage and sludge. *FEMS Microbiology Letters*, 263(1), 119–26. doi:10.1111/j.1574-6968.2006.00414.x
- Nasr, F. a., Doma, H. S., & Nassar, H. F. (2009). Treatment of domestic wastewater using an anaerobic baffled reactor followed by a duckweed pond for agricultural purposes. *The Environmentalist*, 29(3), 270–279. doi:10.1007/s10669-008-9188-y
- Nzengy'a, D. M., & Wishitemi, B. E. L. (2001). The performance of constructed wetlands for, wastewater treatment: a case study of Splash wetland in Nairobi Kenya. *Hydrological Processes*, 15(17), 3239–3247. doi:10.1002/hyp.185
- Ozengin, N., & Elmaci, A. (2007). Performance of duckweed (*Lemna minor L.*) on different types of wastewater treatment. *Journal of Environmental Biology / Academy of Environmental Biology*, India, 28(2), 307–14. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17915771>
- Paulsen, K., Featherstone, J., & Greene, S. (2007). Conservation-Induced Wastewater Flow Reductions Improve Nitrogen Removal: Evidence from New York City1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 43(6), 1570–1582. doi:10.1111/j.1752-1688.2007.00128.x
- Rajagopal, R., Saady, N., Torrijos, M., Thanikal, J., & Hung, Y.-T. (2013). Sustainable Agro-Food Industrial Wastewater Treatment Using High Rate Anaerobic Process. *Water*, 5(1), 292–

311. doi:10.3390/w5010292

- Sarathai, Y., Koottatep, T., & Morel, A. (2010). Hydraulic characteristics of an anaerobic baffled reactor as onsite wastewater treatment system. *Journal of Environmental Sciences*, 22(9), 1319–1326. [http://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60257-6](http://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60257-6)
- Wang, J., Huang, Y., & Zhao, X. (2004). Performance and characteristics of an anaerobic baffled reactor. *Bioresource Technology*, 93(2), 205–8. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2003.06.004>
- Xu, J., & Warriner, K. (2005). Coliphage as an indicator of fecal contamination in hydroponic cucumber (*Cucumis sativus L.*) greenhouses. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 85(14), 2397–2400. <http://doi.org/10.1002/jsfa.2249>

QUIMICA HOY

Chemistry Sciences

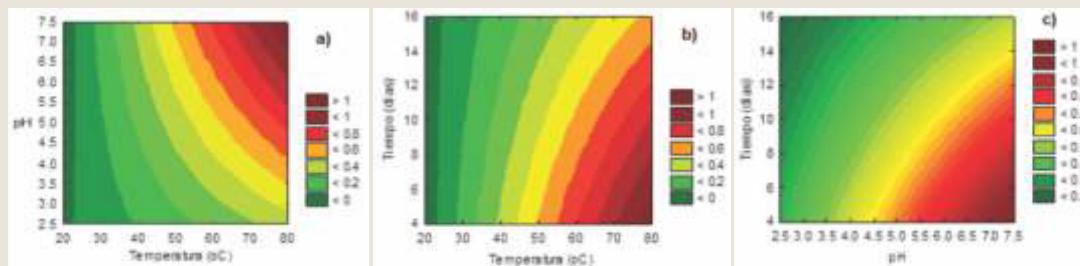
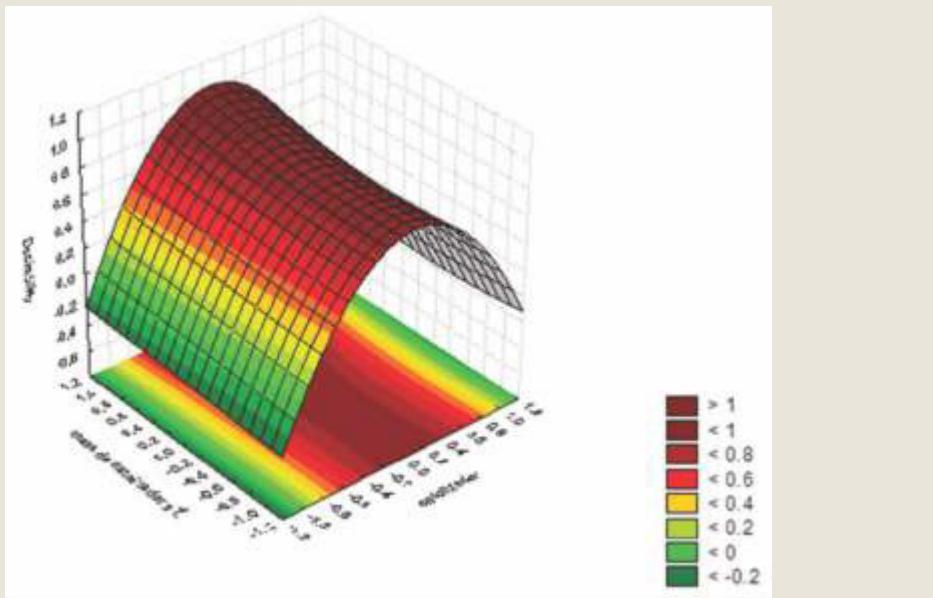
Revista de la Universidad Autónoma de Nuevo León
a través de la Facultad de Ciencias Químicas

Abril - Junio de 2015



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN ®





UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

Una publicación de la
Universidad Autónoma de Nuevo León

Dr. Jesús Añor Rodríguez
Rector

Ing. Rogelio G. Garza Rivera
Secretario General

Dr. Juan Manuel Alcocer González
Secretario Académico

Lic. Rogelio Villarreal Elizondo
Secretario de Extensión y Cultura

Dr. Celso José Garza Acuña
Director de Publicaciones

Dr. Eduardo Soto Regalado
Director de la Facultad de Ciencias Químicas

Dra. Idalia Gómez de la Fuente
Editor Responsable

CONSEJO EDITORIAL

Dr. Teófilo Rojo Aparicio
Facultad de Ciencia y Tecnología, Universidad del País Vasco

Dr. Aarón Sánchez Juárez
Centro de Investigación en Energía, UNAM

Dr. Miguel José Yacamán
University of Texas at San Antonio

COMITÉ EDITORIAL

Dr. Tomás C. Hernández García
Dra. Yolanda Peña Méndez
Dra. Perla Elizondo Martínez
Dra. María Teresa Garza González
Dr. Alejandro Vázquez Dímas

REDACCIÓN

Dra. María de Jesús de la Garza Galván
Juan Manuel Ceballos Guzmán
Edgar Alejandro Ferreira Domínguez

DISEÑO

Lic. Cuauhtémoc Jesús Cruz Núñez

Química Hoy Chemistry Sciences, Volumen 5, Nº 2, Abril - Junio de 2015. Fecha de publicación: 26 de Junio de 2015. Revista trimestral, editada y publicada por la Universidad Autónoma de Nuevo León, a través de la Facultad de Ciencias Químicas. Domicilio de la publicación: Edificio Redondo 3er. piso, FCQ-UANL, Av. Pedro de Alba S/N Cd. Universitaria, C.P. 66400, San Nicolás de los Garza, N. L. Tel. +52 81 83294000 Ext. 6240. Fax +52 81 83765375. Editor Responsable: María Idalia del Consuelo Gómez de la Fuente. Impresora por: Servicios Gráficos de la FCQ, Av. Pedro de Alba S/N Cd. Universitaria, C.P. 66400, San Nicolás de los Garza, N. L. Fecha de terminación de impresión: 26/06/2015. Tiraje: 500 ejemplares. Distribuido por: Universidad Autónoma de Nuevo León, a través de la Facultad de Ciencias Químicas, Alfonso Reyes 4000 norte 5° piso, San Nicolás de los Garza, N.L., México, C.P. 64440.

Número de reserva de derechos al uso exclusivo del título Química Hoy Chemistry Sciences otorgado por el Instituto Nacional del Derecho de Autor: 04-2009-111812460500-102, de fecha 18 de noviembre de 2009. Número de certificado de licitud de título y contenido 14,920 de fecha 23 de Agosto de 2010, concedido ante la Comisión Calificadora de Publicaciones y Revistas Ilustradas de la Secretaría de Gobernación. ISSN 2007-1183. Registro de marca ante el Instituto Mexicano de la Propiedad Industrial No. 1,182,083.

Las opiniones y contenidos expresados en los artículos son responsabilidad exclusiva de los autores.

Prohibida su reproducción total o parcial, en cualquier forma o medio, del contenido editorial de este número.

Contenido

Abril - Junio de 2015, Vol. 5, No. 2

- 1** Producción de hidrógeno por fermentación oscura a partir de residuos vegetales y cascarón de huevo como amortiguador de pH
Virginia Montiel Corona, Marcia Morales Ibarria, Sergio Revah Moiseev, José Antonio Guevara García
- 5** Efecto de la alcalinidad en la degradación fotocatalítica de ciprofloxacino con TiO₂
Xóchitl Jáuregui-Prado, Jorge L. Guzmán Mar, Edgar J. Ruiz Ruiz, Laura Hinojosa Reyes, María de Lourdes Maya Treviño, Minerva Villanueva Rodríguez
- 10** Estudio fisicoquímico de la adsorción de azul de metileno en aserrín de pino
Victor Becerril Estrada, Kevin Villasana Herrera y Aurora Ramos Mejía
- 16** Modificación del catalizador WO₃/TiO₂ con carbono, síntesis, caracterización y evaluación de sus propiedades texturales
A. Cordero García, E. Ruiz Ruiz, J.L. Guzmán Mar, L. Hinojosa Reyes, A. Hernández Ramírez
- 20** Evaluación fitotoxicológica del efluente de agua residual tratada en lagunas de oxidación utilizada para riego agrícola
Milton Torres Cerón, Juan Antonio Vidales Contreras, Humberto Rodríguez Fuentes, Alejandro I. Luna Maldonado, Ernesto J. Sánchez Alejo y Donaji J. González Mille
- 25** Determinación del contenido total y lixiviable de antimonio en contenedores plásticos PET por espectroscopía de fluorescencia atómica
C.A. Chapa Martínez, L. Hinojosa Reyes, E. Ruiz Ruiz, A. Hernández Ramírez, J.L. Guzmán-Mar
- 31** Evaluación de la actividad fotocatalítica del ZnO en la degradación de metil y propil parabeno
J. I. Garza Arévalo, J.L. Guzmán Mar, G. Turnes Palomino, C. Palomino Cabello, L. Maya Treviño, A. Hernández Ramírez y L. Hinojosa Reyes

Evaluación fitotoxicológica del efluente de agua residual tratada en lagunas de oxidación utilizada para riego agrícola

Milton Torres-Cerón^a, Juan Antonio Vidales-Contreras^{a*}, Humberto Rodríguez-Fuentes^a, Alejandro I. Luna-Maldonado^a, Ernesto J. Sánchez-Alejo^a y Donaji J. González-Mille^b

^aFacultad de Agronomía, Universidad Autónoma de Nuevo León, Francisco Villa S/N, Ex Hacienda el Canadá, Escobedo, Nuevo León, México.

^bCIACYT-Facultad de Medicina, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Avenida Sierra Leona No. 550, CP. 78210 Colonia Lomas Segunda Sección, San Luis Potosí, SLP, México

*E-mail: juan.vidalescn@uanl.edu.mx

Recibido 24 de febrero 2015, Aceptado 26 de mayo 2015

Resumen

El agua residual se considera como una mezcla compleja debido a los diversos compuestos que tiene. Por ello su tratamiento puede dificultarse debido a compuestos y/o mezclas recalcitrantes. Una forma de evaluar la eficiencia de los sistemas de tratamiento de agua residual es a través de bioensayos de toxicidad tales como los que utilizan plantas, ya que presentan las ventajas de ser de bajo costo y fáciles de realizar. El objetivo del presente trabajo fue realizar un ensayo fitotoxicológico del agua residual tratada utilizada para riego agrícola en la Facultad de Agronomía de la Universidad Autónoma de Nuevo León (FAUANL) utilizando lechuga *Lactuca sativa* L y pepino *Cucumis sativus* L. Se observó que el agua en proceso de tratamiento, así como el efluente utilizado en riego agrícola, producen un efecto inhibitorio en el crecimiento de la raíz de las dos especies utilizadas. Esto sugiere que el tratamiento del agua residual en las lagunas de oxidación no es suficiente para disminuir la toxicidad del influente. Por ello se recomienda realizar evaluaciones ecotoxicológicas más extensas en el área de estudio, a fin de determinar el riesgo ecológico que representa el agua residual utilizada en riego agrícola en la FAUNAL.

Palabras clave: Ensayos de toxicidad, evaluación fitotoxicológica, tratamiento de aguas residuales, lagunas de oxidación.

1. Introducción

Toxicológicamente hablando, el agua residual es una mezcla compleja en la que los distintos componentes interactúan entre sí, afectando la fisiología de los organismos [1]. Entre los componentes más recalcitrantes en los tratamientos de aguas residuales urbanas se encuentran los productos de cuidado personal, plaguicidas, plastificantes, aditivos de combustible, retardantes de fuego, hidrocarburos aromáticos policíclicos, alquilfenoles, compuestos organoestánicos, los cuales pueden actuar como disruptores endocrinos (incluyendo, además, hormonas esteroideas androgénicas y estrogénicas provenientes de fármacos), y metales pesados [1-4].

La ineeficiencia de los tratamientos convencionales de aguas residuales para remover estos componentes recalcitrantes ha sido una de las causas para que se opte por su reuso en riego agrícola. Sin embargo, esta práctica puede contaminar los cultivos con compuestos orgánicos e inorgánicos y microorganismos patógenos. Además de acumular plaguicidas, contaminantes emergentes, microorganismos patógenos y metales pesados en suelos [2, 5, 6].

Aún cuando a nivel internacional existen políticas de protección al medio ambiente, los aspectos de contaminación acuática han sido los más desatendidos,

enfocando las principales políticas en la mitigación de emisiones atmosférica [6]. En México, la base constitucional, para la protección de los ecosistemas acuáticos y recursos hídricos, se encuentra en los artículos 4, 25, 27, 73, 115, mismos que son la base fundamental de las principales leyes que protegen los ecosistemas acuáticos: Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección Ambiental, Ley General de Bienes Nacionales y Ley Federal de Responsabilidad Ambiental. Referente al aspecto de riego agrícola con agua residual, las principales recomendaciones son referentes a calidad microbiológica, pH, demanda bioquímica de oxígeno (DBO), turbidez y sólidos suspendidos [8]. Sin embargo, en la normatividad existente en agua residual no incluye los análisis de toxicidad o evaluaciones de riesgo ecológico.

Los bioensayos de toxicidad son métodos útiles para evaluar la eficiencia de los sistemas de tratamiento de agua residual [1, 10]. Los bioensayos son útiles para analizar el efecto y destino de los xenobióticos en los organismos [9]. La utilización de bioensayos con plantas presentan las ventajas de ser de bajo costo y fáciles de realizar [1, 9-10].

El objetivo del presente trabajo fue realizar un ensayo fitotoxicológico del agua residual utilizada para riego agrícola en la Facultad de Agronomía de la Universidad Autónoma de Nuevo León (FAUANL), Campus Experimental Marín, Marín, Nuevo León. Se utilizaron lechuga *Lactuca sativa* L. y pepino *Cucumis sativus* L. ya



que son recomendadas por la OECD para este tipo de análisis [11].

2. Parte experimental

2.1. Descripción del área de estudio

La FAUANL cuenta con un campus para experimentación en el municipio de Marín, Nuevo León. Marín se encuentra en el área periurbana del Área Metropolitana de Nuevo León a 400 msnm. Al año 2010, su población ascendía a 5488 habitantes y sus principales actividades económicas son la agricultura y ganadería [12].

Al oeste del municipio se encuentra el Campus Experimental Marín (CEM) de la FAUANL. El agua residual del municipio es tratada de forma natural a través de un sistema de lagunas de oxidación localizadas al sureste del polígono Norte A del CM, en las coordenadas UTM 395402.22 E y 286208.63 N a 371 msnm (Figura 1). El agua residual tratada es utilizada para riego de cultivos forrajeros.

2.2. Toma de muestras

Se tomaron muestras de agua proveniente del canal de riego agrícola (agua tratada) definida como Sitio 1 (S1). Posteriormente se tomaron muestras de las tres lagunas de tratamiento de agua residual. Cada laguna de oxidación fue definida como Sitios 2 (S2), 3 (S3) y 4 (S4) desde la última a la primera fase de tratamiento respectivamente (Figura 1). Esta colecta de agua se realizó mediante un muestreo manual con contenedores plásticos estériles de 1 L de capacidad [13]. Las muestras fueron transportadas en hielo hasta el laboratorio.

2.3. Bioensayos fitotoxicológicos

Con las muestras de agua se llevó a cabo un bioensayo pre-emergencia de fitotoxicidad con semillas de *L. sativa* y *C. sativus* por triplicado. Las semillas fueron obtenidas de la empresa Distribuidora Rancho los Molinos S.A. de C.V. considerando que presentaran un porcentaje de germinación superior al 80%, que las semillas sean de fácil obtención, una uniformidad genética, ser sensibles a compuestos tóxicos (previamente usados en este tipo de ensayos, y ser recomendados en la literatura) características recomendadas por la OECD para ensayos de toxicidad en plantas [11]. Las especies seleccionadas se encuentran entre las más utilizadas para estos fines [11]. Los datos técnicos de las semillas utilizadas se muestran en la Tabla 1.

Se utilizó agua destilada como control negativo y una solución de 21.31 mg L⁻¹ de K₂Cr₂O₇ (CE_{50-96h}) para lechuga y una de 40.74 mg L⁻¹ (CE_{50-96h}) para pepino como controles positivos. En cada repetición de los distintos tratamientos se añadieron 5 mL de la muestra correspondiente. El ensayo tuvo una duración 96 h en condiciones de oscuridad a una temperatura de 27°C. El efecto tóxico del agua residual fue determinada como porcentaje de fitotoxicidad (%F) calculado con la Ecuación 1[2, 14] donde A es la longitud de la radícula del control negativo, B es la longitud de la radícula en el tratamiento.

$$\%F = \left(\frac{A - B}{A} \right) * 100 \quad (1)$$

Para analizar las diferencias de medias entre tratamientos llevó a cabo un análisis de varianza (ANOVA) con los resultados obtenidos y posteriormente se realizaron las pruebas de comparación de medias Tukey siguiendo un diseño experimental completamente al azar. Este análisis se llevó a cabo utilizando el programa SPSS 17.0.



Figura 1. Mapa de los sitios de colecta de agua residual y agua tratada utilizada en riego agrícola en la FAUANL.

Tabla 1. Datos técnicos de las semillas utilizadas en el bioensayo.

Nombre común	Especie	Familia	% de Germinación	Tratamiento
Lechuga orejona	<i>L. sativa</i>	Astereaceae	>88	Sin tratamiento
Pepino	<i>C. sativa</i>	Cucurbitaceae	>96%	Thiram

3. Resultados y discusión

La prueba de Tukey usadas en el ensayo con *L. sativa* muestran que el control positivo presentó una toxicidad significativamente mayor que los ejemplares expuestos a las muestras de aguas residuales (Tabla 3) tal como se muestra en la Figura 2. El control negativo presentó un crecimiento radicular similar a las semillas expuestas al agua residual de los sitios S2 y S4. Por otra parte, las plántulas que germinaron con el agua de los sitios S3 y S4 presentaron una estimulación del crecimiento radicular en comparación con los demás tratamientos (Tabla 2), ya que el porcentaje de fitotoxicidad fue negativo (Figura 2).

En el bioensayo con *C. sativus* los ejemplares tratados con las muestras S1, S2, S3 y S4 presentaron una fitotoxicidad significativamente mayor que el control negativo (Tabla 3; Figura 3). El control positivo y el tratamiento S4 no presentaron diferencias significativas entre sí. El control positivo presento un porcentaje fitotoxicidad significativamente mayor que los demás tratamientos. Las medias de la longitud de la raíz en cada tratamiento para esta especie se muestran en la Tabla 2.

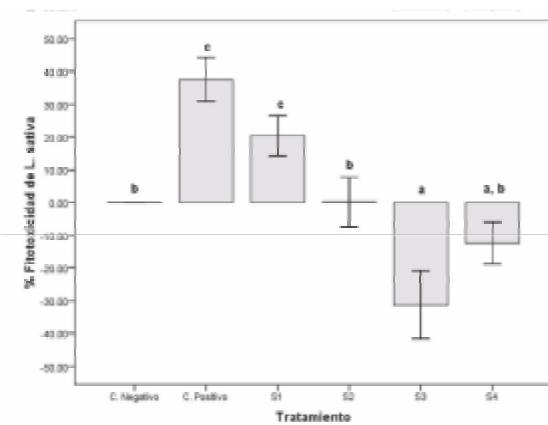


Figura 2. Porcentaje de fitotoxicidad del ensayo con *L. sativa*. Los grupos sin diferencia significativa (Tukey, $p < 0.05$) son rotulados con la misma letra.

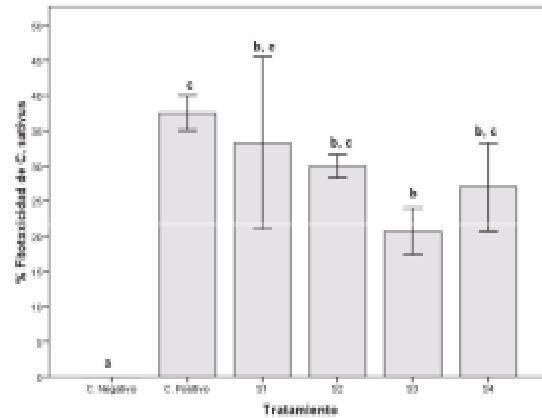


Figura 3. Porcentaje de fitotoxicidad del ensayo con *C. sativus*. Los grupos sin diferencia significativa (Tukey, $p < 0.05$) son rotulados con la misma letra.

La toxicidad del agua residual puede deberse a xenobióticos tales como contaminantes emergentes, metales pesados y plaguicidas que se han reportado en aguas residuales urbanas. Estos xenobióticos son de difícil remoción en los procesos convencionales de tratamiento de aguas [1, 2, 15].

Las diferentes respuestas de las especies utilizadas pudiera deberse a que resistencia genética presente en las familias Cucurbitaceae y Asteraceae son distintas [14]. Es importante considerar que las plantas pueden tolerar contaminantes inorgánicos en solución acuosa durante la etapa de la germinación debido a que la energía necesaria para la elongación de la raíz proviene de los cotiledones [15]. El hecho de que la lechuga presentara mayor variabilidad en el bioensayo puede deberse a que es de las especies vegetales más sensibles a la contaminación [14-16]. Resultados similares a lo observado con las semillas de lechuga que muestran una estimulación del crecimiento radicular en una matriz con compuestos teóricamente tóxicos para las plantas fueron reportados para gramíneas y ciperáceas [17]. Esta observación fue reportada como una caja negra debido al desconocimiento de la toxicodinámica de la matriz de prueba. Es importante mencionar que la elongación de la raíz es más sensible a la presencia de compuestos orgánicos que compuestos inorgánicos [18].

Por otro lado, es posible que dentro de la matriz compleja de estudio se encuentren presentes compuestos

orgánicos que estimulen el crecimiento de la radícula, ya que éstos por su coeficiente de partición octanol agua (K_{ow}) pueden ser más fácilmente absorbidos por las células de la radícula. Esto es importante ya que el K_{ow} es un factor determinante en la respuesta toxicológica de un organismo [18].

El pepino presentó una menor variabilidad en su respuesta, y se observó una toxicidad similar al control positivo y las muestras de agua residual (Figura 3). Este comportamiento indica que en las muestras de agua, consideradas como una matriz acuosa compleja [1] presentan un compuesto o elemento, tales como xenobióticos y metales pesados, que ocasiona una inhibición en el crecimiento radicular [1,2,14, 19-20]

Tabla 2. Medias de las longitudes de la radícula de las plántulas germinadas durante el bioensayo

Tratamientos	Media de la longitud de la radícula (mm)	
	<i>L. sativa</i>	<i>C. sativus</i>
Control negativo	22.464±2.818	53.170±43511
Control positivo	14.123±1.488	37.300±0.583
S1	21.044±2.972	48.709±9.776
S2	22.513±4.373	48.554±2.233
S3	29.380±2.930	47.499±2.573
S4	26.378±3.018	46.120±2.476

Tabla 3. Análisis de varianza de los bioensayos fitotoxicológicos con agua residual

	Fuentes de Variación	SC	GL	CM	F	Sig.
<i>L. sativa</i>	Tratamientos	8807.955	5	1761.591		
	Error	574.256	12	47.855	36.811	0.000
	Total	9382.211	17			
<i>C. sativus</i>	Tratamientos	2694.192	5	538.838		
	Error	414.571	12	34.548	15.597	0.000
	Total	3108.763	17			

SC = Suma de cuadrados, GL = Grados de Libertad, CM = Cuadrados medios

4. Conclusiones

Bajo las condiciones experimentales, *C. sativus* fue un mejor bioindicador de toxicidad, ya que presentó menos variación en su respuesta fisiológica al agua residual.

Los resultados obtenidos sugieren que el tratamiento del agua residual en las lagunas de oxidación no es suficiente para disminuir la toxicidad del influente. Esto pudiera deberse a los contaminantes presentes en el agua residual y que debido a su naturaleza recalcitrante no pudieron ser removidos por el sistema de tratamiento. Ello puede representar un riesgo para la salud ambiental y humana.

Se recomienda realizar evaluaciones ecotoxicológicas más extensas en el área de estudio, a fin de determinar el riesgo ecológico que representa el agua residual utilizada en riego agrícola en el CEM de la FAUNAL.

5. Referencias

1. Rizzo, L. Wat. Res. **2011**, 45, 4311-4340
2. Dzantor, E.K. J. Chem. Technol. Biotechnol. **2007**, 232, 228-232
3. Schröder, P.; Navarro-Aviño, J.; Azaizeh, H.; Goldrish, A.H.; DiGregorio, S.; Komives, T.; Langergraber, G.; Lenz, A.; Maestri, E.; Memon, A.R.; Ranalli, A.; Sebastiani, L.; Smrcek, S.; Vanek, T.; Vuillcumier, S.; Wising, F. Env. Sci. Pollut. Res. **2007**, 14, 490-497
4. Belgiorno, V.; Rizzo, L.; Fatta, D.; Della-Rocca, C.; Lofrano, G.; Nikolaou, A.; Naddeo, V.; Meric, S. Desalination. **2007**, 215, 166-177
5. Iurciuc, C.E.; Dima, M.; E.E.M.J. **2013**, 12, 801-806
6. Marofi, S.; Parsafar, N.; Rahim, G.H.; Dashti, F.; Marofi, H.. Int. J. Environ. Sci. Technol. **2013**, 10, 133-140
7. Xenarios, S., Bithas, K. J. Env. Pol. Gov. **2012**, 22, 14-26
8. Veliz-Lorenzo, E.; Llanes-Ocaña, J.G.; Asela-Fernández, L.; Bataller-Venta, M. Rev. CENIC Ciencias Biológicas. **2009**, 40, 35-44
9. Mejía-Saavedra, J.; Espinosa-Reyes, G.; Ilizaliturri-Hernández, C., Chipres de la Fuente, J. Uso de bioensayos en la evaluación de la calidad del agua del pantano de Santa Alejandrina, Minatitlán, Veracruz. México. En *Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*; Botello, A.V., Rendón von Osten, J., Benitez, J.A., Gold Boucht, G. Eds.; UAC, UNAM-ICMYL, CINVESTAV-Unidad Mérida; México, **2014**, Tomo 1, 1174 p.
10. Boluda, R.; Roca-Pérez, L.; Marimón, L. Chemosphere. **2011**, 84, 1-8
11. Organisation for Economic Co-operation and Development Guidelines for the Testing of Chemicals:

- Terrestrial plant test: Seddling Emergence and Seedling Growth Test, **2006**, 21 p
12. Marín, Nuevo León, Presidencia municipal. <http://www.marin.gob.mx/> (accesado el 20 de marzo del 2015)
13. American Public Health Association. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21a Edición. Washington, DC. USA.
14. Sahu, R.; Katiyar, S.; Yadav, A.K.; Kumar, N.; Srivastava, J., Clean, **2008**, 36, 517-520
15. Clark, J.; Ortego L.S.; Fairbrother, A.. Chemosphere, **2004**, 57, 1599-1612
16. Aportella-Gilling, P.; González-Pérez, Y. Ann. De Toxicol. **2001**, 1, 98-103
17. Bonamomi, G.; Sicurezza, M.G.; Caporaso, S.; Esposito, A.; Mazzoleni, S. New. Phytol. **2006**. 169, 571-578
18. Wang, X.; Sun, C.; Gao, S.; Wang, L.; Shuokui, H. Chemosphere. **2001**. 44, 1711-1721
19. Silva, J.; Fuentealba, C.; Bay-Schmith, E.; Larrain, A., Guayana, **2007**, 71, 135-141
20. Panda, S.K.; Upadhyay, R.K.; Nath S., J Agron Crop Sci., **2010**, 196, 161-174