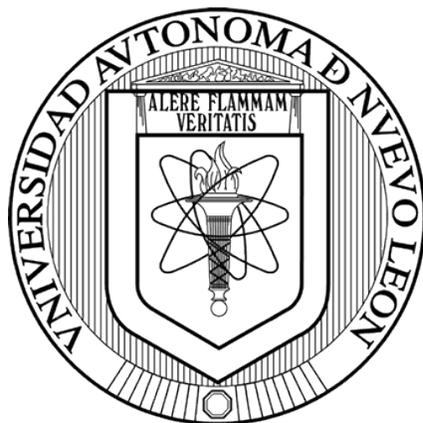


UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE AGRONOMÍA



**CUANTIFICACIÓN DE INDICADORES DE LA CALIDAD DE AGUA RESIDUAL
MUNICIPAL EN UN SISTEMA DE LAGUNAS DE OXIDACIÓN.**

TESIS

COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS EN PRODUCCIÓN AGRÍCOLA

PRESENTA

Q.B.P. Dulce Yesenia Marquez Uribe

GENERAL ESCOBEDO, N.L.

MARZO 2021

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE AGRONOMÍA



**CUANTIFICACIÓN DE INDICADORES DE LA CALIDAD DE AGUA RESIDUAL
MUNICIPAL EN UN SISTEMA DE LAGUNAS DE OXIDACIÓN.**

TESIS

COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS EN PRODUCCIÓN AGRÍCOLA

PRESENTA

Q.B.P Dulce Yesenia Marquez Uribe

GENERAL ESCOBEDO, N.L.

MARZO 2021

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



**CUANTIFICACIÓN DE INDICADORES DE LA CALIDAD DE AGUA RESIDUAL
MUNICIPAL EN UN SISTEMA DE LAGUNAS DE OXIDACIÓN.**

TESIS

**COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS EN PRODUCCIÓN AGRÍCOLA**

PRESENTA

Q.B.P Dulce Yesenia Marquez Uribe

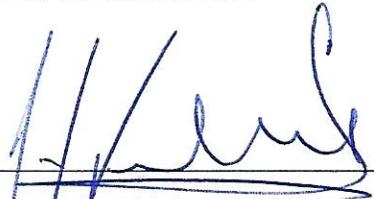
GENERAL ESCOBEDO, N.L.

MARZO 2021

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



Dra. Julia Mariana Márquez Reyes

Co-Director



Dr. Juan Nápoles Armenta

Asesor



Dr. Alejandro Isabel Luna Maldonado

Tutor

1. ÍNDICE GENERAL

SECCIÓN	PÁGINA
ÍNDICE GENERAL	iv
AGRADECIMIENTOS	vii
DEDICATORIA	viii
ÍNDICE DE CUADROS	ix
ÍNDICE DE FIGURAS	x
NOMENCLATURA	xiii
ABREVIATURAS	xv
RESUMEN	xvi
ABSTRACT	xvii
1. INTRODUCCIÓN	1
2. HIPÓTESIS	3
3. OBJETIVO GENERAL	4
3.1 OBJETIVOS PARTICULARES	4
4. ANTECEDENTES	5
4.1 Aguas residuales.....	5
4.2 Aguas residuales municipales.....	5
4.3 Lagunas de oxidación.....	5
4.4 Parámetros fisicoquímicos.....	6
4.4.1 Temperatura.....	6
4.4.2 Conductividad eléctrica.....	6
4.4.3 Oxígeno disuelto.....	7

4.4.5 pH	7
4.4.6 Sólidos suspendidos.....	7
4.4.7 Demanda química de oxígeno	8
4.5 Microbiología del agua residual	8
4.5.1 Microalgas	9
4.5.2 Cianobacterias	9
4.5.3 Protozoos	10
4.5.4 Rotíferos	11
4.5.5 Bacterias	12
4.5.6 Virus	14
4.5.7 Mecanismos de inactivación de microorganismos	14
4.6 Tratamiento de aguas residuales afectadas por el cambio climático	15
4.7 Ciclos biogeoquímicos	15
4.7.1 Ciclo del nitrógeno	15
4.7.2 Ciclo del fósforo	17
4.7.3 Equilibrio del CO ₂ en medio acuoso.....	18
5. METODOLOGÍA	19
5.1 Sitio de estudio	19
5.2 Periodo de muestreo del Sistema Ay B	19
5.3 Muestreo del agua residual.....	20
5.4 Caracterización del agua residual.....	22
5.4.1 Determinación de amonio (NH ⁴⁺) por colorimetría	23
5.4.2 Determinación de ortofosfatos (PO ₄ ⁻³) mediante ácido ascórbico	24
5.4.3 Determinación de demanda química de oxígeno (DQO).	24
5.4.4 Determinación de sólidos suspendidos totales (SST).....	25

5.4.5	Determinación de solidos suspendidos volátiles (SSV).....	25
5.4.6	Conductividad eléctrica y otros parámetros físicos.....	25
5.5	Cuantificación de coliformes totales y fecales	25
5.6	Cuantificación de colifagos nativos.....	26
5.7	Cuantificación de depredadores.....	27
5.8	Aislamiento y cultivo de microalgas	27
5.9	Identificación de microalgas.....	28
5.10	Análisis estadístico	29
6.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	30
6.1	Parámetros Climatológicos	30
6.2	Temperatura del aire y de las muestras del agua residual (r)	31
6.3	Primer periodo de monitoreo	31
6.3.1	Parámetros físicos.....	31
6.3.2	Parámetros químicos	37
6.3.3	Parámetros microbiológicos	40
6.4	Sistema de tratamiento B	44
6.4.1	Parámetros físicos.....	44
6.4.2	Parámetros químicos	48
6.4.3	Parámetros microbiológicos	50
6.5	Identificación de microalgas	52
7.	CONCLUSIÓN	55
	LITERATURA CITADA	56

AGRADECIMIENTO

En primer lugar, quisiera agradecer a la Facultad de Agronomía de la Universidad Autónoma de Nuevo León, institución que me permitió adquirir los conocimientos y habilidades necesarios para llegar a este proyecto y culminarlo satisfactoriamente.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo otorgado para la formación de recursos humanos.

Al Dr. Juan Antonino Contreras Vidales, por haberme brindado la oportunidad de ingresar a su laboratorio y darme su confianza para llevar a cabo este proyecto. Por guiarme y apoyarme. Así como por su tiempo, consejos, paciencia y confianza en mí, ya que siempre me apoyó para seguir avanzando con este proyecto.

A mi comité de tesis conformado por el Dr. Juan Nápoles Armenta, Dra. Julia Mariana Reyes Marquez y Dr. Alejandro Isabel Luna Maldonado por el aporte profesional que me brindaron y formar parte en la realización de este proyecto.

A la Dra. Sugey Sinagawa García y al Dr. Omar Guadalupe Alvarado Gómez por haberme brindando su apoyo e instalaciones para la realización de los análisis correspondientes a la parte molecular de este proyecto, así como le agradezco a sus equipos de trabajo que igualmente me apoyaron durante mis visitas al laboratorio.

Al Dr. Rogelio Alejandro Ledezma y al Dr. Jesús Jaime Hernández Escareño de la Facultad de Veterinaria y Zootecnia de la Universidad Autónoma de Nuevo León, sin su apoyo y tutela la culminación de los análisis de cuantificación e identificación molecular no se habría logrado. Agradezco infinitamente sus atenciones hacia mí, y así mismo les agradezco a sus equipos de trabajo por haberme apoyado durante este año de trabajo.

Al Dr. Celestino y a la bióloga Arely del Laboratorio Remediación Ambiental y Análisis de Suelos, Aguas y Plantas. por permitirme el uso de sus instalaciones y equipos para las determinaciones de las características físicas de las lagunas de oxidación de este estudio.

A mi familia por el apoyo moral que siempre me ha brindado en todo este proceso de superación académica y personal.

DEDICATORIA

A MIS PADRES:

Isabel Marquez Martínez (†)

Ma. De la Paz Uribe Muñoz

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro	Página
1. Principales enfermedades transmitidas por el agua y las bacterias patógenas asociadas.	13
2. Análisis fisicoquímicos y microbiológicos para el agua	23
3. Concentraciones de la mezcla para la reacción de la región ITS	28
4. Condiciones de amplificación de la región ITS	29
5. Comparación de medias para los parámetros físicos observados en el Sistema A y B durante el periodo de estudio bajo condiciones de flujo	31
6. Coeficientes de Pearson entre los parámetros físicos, químicos y microbiológicos analizados en el sistema A bajo condiciones de flujo.	32
7. Coeficientes de Pearson entre los parámetros físicos, químicos y microbiológicos analizados en el sistema A bajo condiciones de no flujo.	32
8. Comparación de medias para los parámetros químicos (mg/L) observados en el Sistema A y B durante el periodo de estudio.	37
9. Comparación de medias para los parámetros microbiológicos observados en el Sistema A y B durante el periodo de estudio.	41
10. Coeficientes de correlación de Pearson para el Sistema B bajo condiciones de flujo continuo.	52
11. Identificación molecular de los aislados de la laguna de oxidación, incluido el porcentaje de identidad, el número de acceso y el nombre de la especie identificada en la base de datos GenBank (basada en la secuencia de la región ITS).	53

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura	Página
1. Equilibrio entre NH_4^+ y NH_3 como una función del pH del medio acuoso a 25 °C	17
2. Equilibrio de ortofosfato en solución acuosa a 25 °C como función del pH	18
3. Balance de carbonatos en medio acuoso como función de pH a 25 °C.	18
4. Ubicación del Sistema A y B de lagunas de oxidación donde la presente investigación será realizada.	20
5a. Rejilla de remoción de sólidos y canales desarenadores del sistema de tratamiento donde fue realizado el presente estudio	21
5b. Primera laguna de oxidación del sistema A y B donde el presente estudio fue realizado, actualizada al 3 de marzo del 2021.	21
5c. Vista de la segunda laguna de oxidación del sistema de tratamiento donde el presente estudio fue realizado, actualizada al 3 de marzo del 2021.	22
5d. Descarga del Sistema B y cárcamo de recepción del efluente y de cloración de sistema de tratamiento donde el estudio fue realizado	22
5e. Comparación de medias para los parámetros microbiológicos observados en el Sistema A y B durante el periodo de estudio.	24
6. Comportamiento de la temperatura y precipitación durante el periodo de estudio, la línea punteada representa el máximo o el mínimo según su posición con respecto a la línea sólida. Información proporcionada por la Comisión Nacional del Agua, Sede Monterrey, N.L.	30
7. Comportamiento del pH durante el monitoreo en el sistema de tratamiento A, con y sin flujo (→) en los tres puntos de muestreo (○E1; ◇AS1 y ▲AS2).	34
8. Comportamiento del CE durante en el sistema de tratamiento A con y sin flujo (→) en los tres puntos de muestreo (○E1; ◇AS1 y ▲AS2).....	34
9. Comportamiento de la temperatura del agua durante condiciones con y sin flujo (→) en el sistema de tratamiento A en los tres puntos de muestreo (○E1; ◇AS1 y ▲AS2).	35

10. Comportamiento de las concentraciones de OD en las muestras de agua colectadas durante condiciones de flujo y sin él (→) en la entrada del sistema de tratamiento A en los tres puntos de muestreo (○E1; ◇AS1 y ▲AS2).	36
11. Comportamiento de los SST en las muestras de agua colectadas durante condiciones de con y sin flujo (→) en la entrada del sistema de tratamiento A en los tres puntos de muestreo (○E1; ◇AS1 y ▲AS2).....	36
12. Comportamiento de los SSV en las muestras de agua colectadas durante condiciones de con y sin flujo (→) en la entrada del sistema de tratamiento A en los tres puntos de muestreo (○E1; ◇AS1 y ▲AS2).....	37
13. Comportamiento de la DQO en las muestras de agua colectadas durante condiciones de con y sin flujo (→) en la entrada del sistema de tratamiento A en los tres puntos de muestreo (○E1; ◇AS1 y ▲AS2).	38
14. Comportamiento de NH ₄ ⁺ en las muestras de agua colectadas durante condiciones de con y sin flujo (→) en la entrada del sistema de tratamiento A en los tres puntos de muestreo (○E1; ◇AS1 y ▲AS2).	39
15. Comportamiento de Ortofosfato en las muestras de agua colectadas durante condiciones de con y sin flujo (→) en la entrada del sistema de tratamiento A en los tres puntos de muestreo (○E1; ◇AS1 y ▲AS2).	40
16. Comportamiento de Rotíferos en las muestras de agua colectadas durante condiciones de con y sin flujo (→) en la entrada del sistema de tratamiento A en los tres puntos de muestreo (◇AS1 y ▲AS2).....	41
17. Comportamiento de Protozoarios en las muestras de agua colectadas durante condiciones de con y sin flujo (→) en la entrada del sistema de tratamiento A en los tres puntos de muestreo (◇AS1 y ▲AS2).....	42
18. Comportamiento de Microalgas en las muestras de agua colectadas durante condiciones con y sin flujo (→) en la entrada del sistema de tratamiento A en los tres puntos de muestreo (◇AS1 y ▲AS2).	43
19. Comportamiento de Coliformes totales en las muestras de agua colectadas durante condiciones de con y sin flujo (→) en la entrada del sistema de tratamiento A en los tres puntos de muestreo (○E1; ◇AS1 y ▲AS2).	43
20. Comportamiento de Coliformes fecales en las muestras de agua colectadas durante condiciones de con y sin flujo (→) en la entrada del sistema de tratamiento A en los tres puntos de muestreo (○E1; ◇AS1 y ▲AS2).	44
21. Comportamiento de Colifagos nativos en las muestras de agua colectadas durante condiciones de con y sin flujo (→) en la entrada del sistema de tratamiento A en los tres puntos de muestreo (○E1; ◇AS1 y ▲AS2).	45

22. Comportamiento del pH en E1 (○), BS1 (◇) y BS2 (▲) durante el periodo de muestreo bajo condiciones de flujo continuo	45
23. Concentraciones de OD en E1 (○), BS1(◇) y BS2 (▲) después del 30 de abril 2020 bajo condiciones de flujo	46
24. Comportamiento de la conductividad eléctrica en las muestras colectadas del Sistema B en los sitios E1 (○), BS1(◇) y BS2 (▲).....	47
25. Temperaturas observadas en los sitios de monitoreo E1 (○), BS1(◇) y BS2 (▲).	47
26. Comportamiento de los SST en el Sistema B (○E1; ◇BS1 y▲BS2) bajo condiciones de flujo.....	48
27. Concentraciones de DQO en las muestras de agua colectadas de E1(○), BS1(◇) y BS2 (▲) durante el periodo de estudio	49
28. Comportamiento de NH ₄ ⁺ en los sitios E1(○), BS1(◇) y BS2 (▲) durante el periodo de estudio.....	49
29. Comportamiento de ortofosfato en las muestras colectadas en E1(○), BS1(◇) y BS2 (▲) durante el presente estudio.....	50
30. Concentración de protozoarios en el sistema de tratamiento B, sitios BS1(◇) y BS2 (▲).....	51
31. Comportamiento de la densidad de coliformes totales en E1, BS1 y BS2 durante el periodo de estudio	51
32. Comportamiento de la densidad de coliformes fecales en E1, BS1 y BS2 durante el periodo de estudio	52
33. Concentraciones de colifagos nativos en los sitios de muestreo E1 (▲), AS1(◇) BS1(○) durante el periodo de estudio.....	53
34. Amplificación de la región ITS1- 5.8S - ITS2 por PCR.	53

NOMENCLATURA

ng	Nanogramo
Nm	Nanómetro
mg	Miligramo (s)
mL	Mililitro (s)
µL	Microlitro (s)
µg	Microgramo (s)
g	Gramo (s)
mS/cm	Mili Siemens
cm ³	Centímetro cúbico
°C	Grados centígrados
s	segundo (s)
min	Minuto (s)
h	Hora
km	Kilometro (s)
pH	Potencial de Hidrógeno
pb	Pares de bases
DNA	(Desoxyribonucleic acid) Acido desoxirribonucleico
rpm	Revoluciones por minuto
PCR	(Polymerase chain reaction) Reacción en cadena de la polimerasa
<i>Taq</i>	<i>Thermus aquaticus</i>

Primer forward	Oligonucleótido iniciador sentido
Primer reverse	Oligonucleótido iniciador antisentido
dNTP	Desoxinucleótido trifosfato
MgCl ₂	Cloruro de Magnesio
ha	Hectárea

ABREVIATURAS

ANOVA	Análisis de varianza
CE	Conductividad eléctrica
DQO	Demanda química de oxígeno
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno
OD	Oxígeno disuelto
SST	Sólidos suspendidos totales
SSV	Sólidos suspendidos volátiles
TAPM	Tanques de alta producción de microalgas para tratamiento de aguas residuales
UANL	Universidad Autónoma de Nuevo León
UFC	Unidades formadoras de colonias
UFP	Unidades formadoras de placa

RESUMEN

La producción de biomasa y la concentración de indicadores biológicos y fisicoquímicos de la calidad sanitaria del efluente de una laguna de oxidación ubicado en el municipio de Ciénega de Flores, N.L, fueron determinadas. Los resultados observados indican que en promedio NH_4^+ y PO_4^{-3} pueden ser removidos 64.59 y 75% respectivamente en el sistema A, a diferencia del sistema B el promedio NH_4^+ y PO_4^{-3} pueden ser removidos 59.36 y 43%, respetivamente. Con respecto a los SST y SSV se obtuvo una remoción del influente al efluente de 11% para los dos sistemas, lo que refleja la ineficiencia de las lagunas de tratamiento para la remoción de SST. Mientras que las coliformes totales y fecales disminuyeron en más de 88 y 95%. La dominancia con respecto a los indicadores biológicos cuantificados, adicionales a coliformes, fue protozoarios>microalgas>rotíferos con un incremento en la concentración de oxígeno disuelto en el efluente del sistema. En cuanto a la dominancia de las especies de microalgas, se identificaron *Chlorella sp*, *Chlorella miniata* y *Chlorella sorokiniana*.

ABSTRACT

From August 2019 to September 2020, the actual study evaluated the concentration of physical, chemical, and microbial indicators of wastewater quality in an oxidation pond treatment system in Cienega de Flores N.L. Mexico. The results showed that NH_4^+ y PO_4^{3-} can be removed about 65 and 75% of the influent concentration, respectively. However, removal of both nutrients was 59% for NH_4^+ and 43 % for PO_4^{3-} in a second system that went into operation on the beginning of 2020 in the same treatment facility. Regarding TSS and VSS, an 11% removal was observed in this study showing the low ability of treatment ponds to remove these wastewater indicators. In contrast to TSS and VSS, TC and FC removal was higher than 95 % under continuous flow conditions. For biological indicators quantification, in addition to TC and FC, the results suggested a relative dominance of protozoa > microalgae > rotifers during the autumn and winter season; however, this condition changed to microalgae>protozoa> rotifers on the summer of 2020. For the period of study, *Chlorella* was the dominant genus with more than 50 % of microalgae diversity. Molecular analysis showed that *Chlorella sp*, *C. miniata* and *C. sorokiniana* were part of phytoplankton in the wastewater treatment system during the period of study.

1. INTRODUCCION

El diseño básico de las lagunas facultativas se basa en utilizar energía no fósil en un proceso natural de tratamiento de aguas residuales mediante comunidades microbianas simbióticas (Ho *et al.*, 2017). En estos sistemas las poblaciones de protozoos y rotíferos pueden desempeñar un papel esencial en la eliminación de materia orgánica y en la captura de la biomasa activa representada por bacterias y microalgas (Sivewu *et al.*, 2008; Pajdak-Stós *et al.*, 2017; Fiałkowska, *et al.*, 2019); ambas necesarias para realizar ciclos biogeoquímicos específicos. Por ejemplo, las transformaciones de carbono, nitrógeno y azufre son impulsadas por comunidades mutualistas aerobias, facultativas y anaerobias que trabajan en una posición específica en la columna de agua (Paerl y Pinckneyvon, 1996; Von Sperling, 2007; Belila *et al.*, 2012). En la superficie del sistema, las bacterias aeróbicas consumen compuestos orgánicos que liberan CO₂. En este entorno, las comunidades quimioautotróficas oxidan el amoníaco a nitritos y nitratos. Las bacterias facultativas habitan en la zona anóxica de la laguna y realizan las transformaciones bioquímicas en una relación mutualista con las microalgas. La zona anóxica-anaeróbica es el ambiente bioquímico para las bacterias reductoras de sulfato que se ubican por encima de las comunidades anaeróbicas donde el CO₂ se reduce a CH₄ (Paerl y Pinckneyvon, 1996; Maier, 2015). En la misma zona, los NO₃⁻ y NO₂⁻ se convierten en N₂O o NH₃ a través de la desnitrificación o la desasimilación reductora de nitratos, respectivamente (Maier, 2015). La eliminación de fósforo ocurre principalmente por precipitaciones químicas, en condiciones alcalinas, y por su acumulación en bacterias que se alimentan de compuestos de bajo peso molecular provenientes de regiones anaeróbicas (Metcalf y Eddy, 2014; Vendramelli *et al.*, 2016). Aparentemente, la diversidad de algas es una función de la carga orgánica sobre las lagunas de oxidación, con el aumento de la carga orgánica la diversidad disminuye (Pearson, 2006). De hecho, la población de algas que domina a medida que aumenta la carga orgánica es *Chlamidomonas*. Mientras que el género más abundante en las plantas de tratamiento es, *Chlorella*, en una gama muy amplia de cargas orgánicas; sin embargo, aparentemente prefiere cargas orgánicas bajas (Pearson, 2003). Por otro lado, una de las técnicas para la identificación de microalgas son las moleculares, por ejemplo, los marcadores que se utilizan con frecuencia para la filogenia y estudios de identificación

de algunos grupos de algas, como *rbcL*, *ITS* y *tufA*. (Vieira *et al.*, 2016). Con respecto a los microorganismos eucariontes la dominancia de las comunidades de protozoos y rotíferos es un indicador de las características de las aguas residuales en el efluente del sistema (Metcalf y Eddy, 2014). Los protozoos son el grupo más grande de organismos fagotróficos que existen, muchos son anaerobios, son muy eficientes fagocitando partículas en suspensión por lo que son abundantes en efluentes con alta concentración de materia orgánica (Esteban *et al.*; 2015).

En Nuevo León, las lagunas de oxidación son frecuentemente utilizadas para el tratamiento de agua residual. Estos sistemas son comunes en países en vías de desarrollo específicamente en pequeñas comunidades donde el área para su construcción está disponible a un precio razonable desde el punto de vista costo beneficio; sin embargo, la asociación entre biomasa activa e indicadores físicos, químicos y biológicos es escasa en la literatura científica por esta razón los objetivos del presente estudio fueron, en un sistema de lagunas de oxidación, lo siguiente: a) evaluar la remoción de indicadores físicos, químicos y microbiológicos del influente y efluente sistema; b) enumerar rotíferos, protozoarios, microalgas, colifagos y coliformes totales y fecales de la biomasa activa presente en el agua residual; y c) identificar molecularmente las especies de microalgas dominantes.

2. HIPOTESIS

Las lagunas de oxidación son eficientes en el tratamiento de aguas residuales en donde, además de los procesos físicos y químicos y las asociaciones simbióticas son responsables de la remoción de la carga orgánica.

3. OBJETIVO GENERAL

Cuantificar indicadores físicos, químicos y microbiológicos en un sistema de lagunas de oxidación y su relación con la biomasa activa durante el tratamiento de agua residual municipal en un sistema de lagunas de oxidación.

3.1 OBJETIVOS ESPECIFICOS

- a) Caracterizar física, química y microbiológicamente el influente y efluente del sistema de tratamiento.
- b) Identificar las especies de microalgas presentes en un sistema de lagunas de oxidación para el tratamiento de aguas residuales municipales.
- c) Evaluar la remoción de indicadores físicos, químicos y biológicos de la calidad del agua residual en el sistema de tratamiento.
- d) Determinar la correlación entre los indicadores físicos, químicos y biológicos durante el tratamiento del agua residual en un sistema de lagunas de oxidación

4. ANTECEDENTES

4.1 Aguas residuales

Son efluentes que han modificado su composición natural por la adición de diferentes contaminantes durante procesos antropogénicos, o naturales que tuvieron contacto con ella. De esta manera, de acuerdo con su origen las aguas residuales pueden llegar a determinar en forma general su composición y posible recuperación de compuestos químicos; por ejemplo, carbono, nitrógeno, fósforo y compuestos orgánicos, entre otros (Karia *et al.*, 2013). En este sentido y dependiendo de los contaminantes que contengan las aguas residuales pueden ser clasificadas valorando a su vez el impacto ambiental de su descarga a los cuerpos de aguas, comúnmente superficiales.

4.2 Aguas residuales municipales

De acuerdo con el uso que haya dado origen a las aguas residuales será su composición; sin embargo, los indicadores y contaminantes de mayor interés son sólidos suspendidos y materia orgánica biodegradable. Así como, microorganismos patógenos, nutrientes, compuestos tóxicos, metales pesados y sólidos inorgánicos disueltos. De esta manera, las aguas residuales pueden clasificarse en base a los tipos de contaminantes que contienen. De acuerdo con lo anterior, las aguas municipales son aguas que provienen de residencias, complejos habitacionales o comunidades urbanas o rurales. Comúnmente, este tipo de aguas son de color gris arenoso, su carga orgánica funge como alimento de diferentes tipos de microorganismos entre ellos patógenos humanos (Mara, 2003). Estudios publicados por Henze y Comeaus (2008), explican que los principales contaminantes presentes en las aguas residuales domésticas son bacterias, virus, protozoarios y huevos de helmintos. Además de materia orgánica en diferentes formas químicas; por ejemplo, fenoles, aceite, grasas, solventes, pesticidas, detergentes y nutrientes; así como, N, P, N y metales pesados, entre los que se encuentran, Hg, Pb, Cd, Cr, Cu y Ni, por mencionar algunos.

4.3 Lagunas de oxidación

Las lagunas de oxidación, también conocidas como lagunas facultativas, son diseñadas con una profundidad de 1 a 2 m y un tiempo teórico de retención hidráulica entre 20 y 50 días, estos sistemas presentan ventajas importantes sobre los sistemas convencionales de tratamiento (Mara *et al.*, 1992). En primer lugar, las lagunas de oxidación pueden describirse como unidades autosuficientes, ya que su eficiencia depende del mantenimiento

de las comunidades microbianas, algas, bacterias, protozoarios, virus, luz, oxígeno disuelto, nutrientes, temperatura y un equilibrio adecuado de compuestos orgánicos. Estas comunidades microbianas se desarrollan espontáneamente hasta alcanzar el punto de equilibrio con la carga orgánica, removida por la biomasa activa. Por otra parte, la función de las algas es producir el oxígeno requerido por microorganismos aeróbicos y facultativos para su respiración. Las algas son organismos fotosintéticos por lo que la producción de oxígeno varía durante el día, dependiendo de la luz solar. (Butler *et al.*, 2017; Jaramillo 2014).

Bajo este escenario, las lagunas de oxidación se caracterizan por ser unidades de tratamiento bajo condiciones anaeróbicas, facultativas y aeróbicas presentes en la columna de agua. Su superficie es aeróbica y el fondo de la columna de agua es anaeróbico. Ambas regiones se conectan con un estrato facultativo donde las bacterias pueden prosperar bajo ambas condiciones de concentración de oxígeno. Por otra parte, las lagunas de oxidación reducen la demanda bioquímica de oxígeno hasta en un 95% en promedio (DBO) de la carga influente que por lo general está dentro de un rango de 100 a 400 kg DBO / ha / día.

4.4 Parámetros fisicoquímicos

4.4.1 Temperatura

La temperatura juega un papel importante con respecto a la actividad fototrófica y heterotrófica en las lagunas de oxidación. Afectando la degradación de desechos por procesos aeróbicos y anaeróbicos en los sedimentos y columna de agua, así como la diversidad de la biomasa (Bitton, G. 2005, Atkins y Paula, 2014; Cho *et al.*, 2015).

4.4.2 Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica (EC) es una medida de la capacidad de una solución acuosa para transportar una corriente eléctrica. Esta capacidad depende de la presencia de iones, sobre su concentración total, movilidad y valencia, y de la temperatura de medición. Las soluciones de la mayoría de los compuestos inorgánicos son relativamente buenos medios de conducción. Por el contrario, las moléculas de compuestos orgánicos disociadas en soluciones acuosas conducen de manera deficiente la corriente eléctrica. En lagunas de oxidación es posible la disminución de la CE debido a la precipitación de sales y/o a la asimilación por la biomasa (Guillen-Jimenez, *et al.*, 2000).

4.4.3 Oxígeno disuelto

Los niveles de oxígeno disuelto en las aguas naturales y residuales dependen de las actividades físicas, químicas y bioquímicas de un cuerpo de agua. El análisis de oxígeno es una prueba clave en la contaminación del agua y el control del proceso de tratamiento de residuos. El oxígeno disuelto, es fundamental para la realización de procesos aerobios y estos pueden variar en función del día y la profundidad. La evolución diurna de una laguna muestra que el contenido de oxígeno es más elevado en el centro y en la superficie. Durante la noche, las corrientes térmicas mezclan las capas estratificadas lo que garantiza una producción constante de oxígeno durante las mañanas (Pearl y Pinckney, 1996; Von Sperling, 2007). Frecuentemente se tienen valores muy por arriba de la saturación en la capa superior de la laguna debido a la gran actividad fotosintética de las algas. La saturación por oxígeno se alcanza después de mediodía (Von Sperling, 2007).

4.4.4 pH

Debido a que la concentración de los componentes químicos depende de la concentración de iones de hidrógeno en la solución, la concentración de iones de hidrógeno es un parámetro importante de las aguas residuales. La manera de expresar la concentración de iones de hidrógeno en medios acuosos es pH, que se define como el logaritmo negativo de la concentración de iones de hidrógeno, $\text{pH} = -\log[\text{H}^+]$. En lagunas de oxidación para tratamiento de aguas residuales el pH varío no solo a través del año sino también durante el día esperando los valores más altos durante el día cuando la actividad fotosintética de las algas requiera altos niveles de CO_2 que no pueden ser abastecidos por su difusión desde la atmosfera rompiendo el equilibrio de los carbonatos y simultáneamente generando OH^- e incrementando el pH (Tadesse, *et al.*, 2004). Por otro lado, las aguas residuales con una concentración alta de iones de hidrógeno son difíciles de tratar por medios biológicos, y si la concentración no se modifica antes de la descarga, el efluente de las aguas residuales puede alterar la concentración en el agua natural que la recibe (Metcalf y Eddy 2014).

4.4.5 Sólidos suspendidos

Los sólidos se refieren a la materia suspendida o disuelta en agua potable, superficial o salina, así como en aguas residuales domésticas e industriales. En el caso de agua para consumo humano con alto contenido de sólidos disueltos generalmente tienen una

palatabilidad inferior y pueden inducir una reacción fisiológica desfavorable en el consumidor. También debe señalarse que las aguas altamente mineralizadas con alto contenido de sólidos en suspensión tampoco son adecuadas para una amplia diversidad de aplicaciones industriales. Por lo tanto, los análisis de sólidos son importantes para controlar los procesos de tratamiento de aguas residuales y de esta manera de evaluar el cumplimiento de la normatividad vigente.

Los sólidos suspendidos totales (SST) e o el residuo no filtrable de una muestra de agua natural o residual industrial o doméstica, se definen como la porción de sólidos retenidos por un filtro de fibra de vidrio que posteriormente se deshidrata a 103-105°C hasta peso constante. Por otra parte, los sólidos suspendidos volátiles (SSV) se determinan por su evaporación a más de 550° C, los sólidos inorgánicos o fijos no evaporan hasta una temperatura mucho mayor (APHA, 2005).

4.4.6 Demanda química de oxígeno

La demanda química de oxígeno (DQO) se refiere a la medición de oxígeno necesario para oxidar mediante un compuesto químico la materia orgánica de las aguas residuales industriales o municipales (Jaramillo 2014). Se utiliza un agente oxidante como el dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) para oxidar químicamente en condiciones de calor. Tanto los componentes orgánicos como los inorgánicos de una muestra están sujetos a oxidación, pero en la mayoría de los casos el componente orgánico predomina (APHA, 2005). El grado de oxidación de la muestra puede verse afectado por el tiempo de digestión, la concentración del reactivo y la concentración de DQO de la muestra. La prueba de DQO tiene la ventaja de no estar sujeta a la interferencia de materiales tóxicos, además de requerir solo dos o tres horas para completar la prueba, en lugar de cinco días para la prueba de DBO_5 (Khan, S. y Ali, J. 2018).

4.5 Microbiología del agua residual

Las bacterias, arqueas y ciertos eucariotas como protozoos, algas y hongos están presentes regularmente en los sistemas de tratamiento de aguas residuales (Akunna *et al.*, 2018) siendo la biomasa activa (lodo biológico) en los sistemas de tratamiento de aguas residuales que remueve la materia orgánica. Por otro lado, la calidad del agua puede originar diferentes comunidades microbianas, ya que inducen la presencia y cambio de abundancia

de algunas de ellas, así como la desaparición o disminución poblacional de algunas otras (Víctor Manuel Luna Pabello, 2006).

4.5.1 Microalgas

Debido a su rápido crecimiento, alto contenido de lípidos, fijación de CO₂ y biorremediación de aguas residuales las microalgas han sido el tema de diversas investigaciones. A través de su actividad fotosintéticas, fijan CO₂ y liberan O₂ que es utilizado por bacterias aeróbicas para oxidar las cargas orgánicas del agua residual, la concentración de O₂ puede alcanzar un máximo a media tarde y un mínimo durante la noche (Amenorfenyo *et al.*, 2019). La actividad fotosintética incrementa el pH, particularmente si el agua residual tratada tiene una alcalinidad baja; esto puede crear condiciones para la eliminación de nutrientes. A pH alto, el fósforo se precipita como fosfato cálcico y el ion amonio puede perderse como amoniaco (Bitton, G. 2005). Así mismo las especies de microalgas pueden eliminar los nutrientes de las aguas residuales debido a su capacidad de usar nitrógeno inorgánico y fósforo para su crecimiento (Sukla *et al.*, 2018). En cuanto a las especies más comunes que se encuentran en los estanques de oxidación son *Chlamydomonas*, *Euglena*, *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Microactinium*, *Oscillatoria* y *Microcystis*. Su predominancia depende de diversos factores, por ejemplo; las algas móviles tienden a predominar en aguas turbias debido a que pueden controlar su posición dentro de la columna de agua para utilizar de manera óptima la luz incidente para la fotosíntesis (Bitton, G. 2005). Por otra parte, las poblaciones de microalgas que domina a medida que aumenta la carga orgánica son *Chlamydomonas*. Mientras que el género más abundante en las plantas de tratamiento es *Chlorella*, en una gama muy amplia de cargas orgánicas; sin embargo, aparentemente prefiere cargas orgánicas bajas (Pearson 2003).

4.5.2 Cianobacterias

Las cianobacterias, también llamadas algas verdeazuladas, se consideran las únicas procariontes capaces de realizar fotosíntesis oxigenada. Además, son importantes como productores primarios, y desempeñan un papel crucial en los ciclos biogeoquímicos de oxígeno, carbono y nitrógeno por lo que son reconocidas por su alto potencial en aplicaciones biotecnológicas Singh, 2020; Mehat *et al.*, 2020). Diversos científicos han estudiado la capacidad de las cianobacterias para reducir la carga de contaminación de

diferentes tipos de aguas residuales ya que desempeñan un papel importante en la reducción de nutrientes de los sistemas de tratamiento basados en algas (Cuellar-Bermudez *et al.*, 2017; Chevalier *et al.*, 2020). Por otro lado, investigadores han utilizado a las cianobacterias como agente para eliminar una gran cantidad de fósforo de las aguas residuales industriales, así como para reducir NO_3^- , SO_4^{2-} y Cl^- (Azarpira *et al.*, 2014). Se sabe que las cianobacterias crecen bien en las aguas residuales; sin embargo, se desconocen sus funciones precisas en el tratamiento de las aguas residuales, así como el impacto de las aguas residuales de estos organismos (Sukla *et al.*, 2019)

4.5.3 Protozoos

Con respecto a los microorganismos eucariontes, la dominancia de las comunidades de protozoos y rotíferos es un indicador de las características de las aguas residuales en el efluente del sistema (Metcalf y Eddy, 2014).

Los protozoos son el grupo más grande de organismos fagotróficos que existe, se conocen alrededor 20,000 especies, muchos son anaerobios, son muy eficientes fagocitando partículas en suspensión por lo que son abundantes en efluentes con alta concentración de materia orgánica (Esteban *et al.*; 2015). Los ciliados son protozoarios que participan en los procesos esenciales para la depuración ya que están involucrados en la transferencia de compuestos orgánicos e inorgánicos a través de redes tróficas, así como en la eliminación de la materia orgánica disuelta o floculada. Además, mantienen el equilibrio de las poblaciones bacterianas, al contribuir a la eliminación de los patógenos bacterianos. Por lo tanto, la presencia de estos organismos juega un papel en la clarificación de los efluentes (Serrano *et al.*, 2015, Mara *et al.*, 2003). En relación con los diversos estudios realizados en sistemas de lodos activados, las especies reportadas respecto a su diversidad, según su nicho ecológico, dentro de los reactores biológicos se dividen en dos grupos: a) los que están relacionados con los flóculos o biopelículas (comunidades autóctonas); y b) los relacionados con el licor de mezcla (poblaciones de transición). La abundancia de los ciliados en los tratamientos de aguas residuales depende de las condiciones fisicoquímicas, por lo que los cambios ambientales inducen cambios en sus comunidades. La estructura, abundancia y composición de los grupos o especies en flóculos o biopelículas puede proporcionar información sobre la eficiencia del proceso de depuración (Serrano *et al.*,

2015). En estanques de agua dulce, sus concentraciones pueden alcanzar hasta 5,000 organismos por litro si la densidad de materia orgánica suspendida es alta. Sin embargo, se han observado concentraciones mucho más altas en sistemas de acuicultura a concentraciones de oxígeno disuelto superiores a 5 mg L⁻¹ (Park *et al.*, 2001). Específicamente, en los estanques de tratamiento de aguas residuales, su concentración puede alcanzar hasta 12,000 células L⁻¹

4.5.4 Rotíferos

Los rotíferos son microorganismos aeróbicos, pueden llegar a medir desde de 50 a 250 µm de longitud. Los rotíferos son los animales invertebrados multicelulares más simples. Su presencia en un efluente indica un tratamiento biológico aeróbico altamente eficiente. Estos microorganismos son importantes para el tratamiento de aguas residuales porque su principal fuente de alimento son las bacterias, así como partículas orgánicas muertas, algas y microorganismos de tamaño similar (Jiménez-Santos, *et al.*, 2019). Se cree que los rotíferos eliminan las bacterias que flotan libremente, reduciendo así la DBO₅ y también la cantidad de organismos patógenos en el agua. Sin embargo, los rotíferos pueden verse afectados negativamente en estanques estratificados. Esto es debido a las altas concentraciones de amoníaco no ionizado resultantes de pH elevados asociados con la fotosíntesis de las microalgas (Bitton, G. 2005).

No obstante, lo anterior, se desconoce cuál es el papel principal de los rotíferos en las aguas residuales y los géneros que predominan, ya que hasta hoy son escasos los estudios realizados en lagunas de oxidación. En ensayos a nivel laboratorio se ha demostrado su papel en el tratamiento de agua residual. Fiałkowska *et al.* (2008) demostró que el *Lecane inermis* es capaz de reducir significativamente la densidad de bacterias filamentosas. Así como su supervivencia al ser transferidos en un cultivo de lodo activado, estos se multiplicaron rápidamente al alimentarse de bacterias filamentosas. Al reducir el número de bacterias filamentosas, los rotíferos mejoraron las propiedades de sedimentación del lodo. Otro estudio demostró que el número de rotíferos aumentaba con la temperatura. Observaron que la efectividad de remoción fue baja al exponer los rotíferos a una temperatura de 8°C, pero los rotíferos pudieron sobrevivir a esta temperatura. Los rotíferos

redujeron el número de bacterias en un 95% a una temperatura de 20° C (Pajdak-Stós y Fiałkowska 2012).

4.5.5 Bacterias

Son microorganismos unicelulares, pueden tener diversas formas y tamaños. Son los principales organismos responsables de la estabilización de la materia orgánica, algunas bacterias son patógenas, causando principalmente enfermedades intestinales (Von Sperling, 2007). Las principales enfermedades transmitidas por el agua y las bacterias patógenas asociadas se enumeran en la Cuadro 1 (Schroeder, E., y Wuertz, S., 2003). Las primeras cinco enfermedades enumeradas son todas similares, excepto por la gravedad, en que la diarrea es el síntoma principal. Para todas las enfermedades diarreicas, la deshidratación es una complicación importante. Incluso sin tratamiento, mantener a los pacientes hidratados da como resultado una alta tasa de recuperación. La sexta enfermedad, el síndrome urémico hemolítico, también es diarreica, pero una toxina producida por el patógeno ataca el revestimiento intestinal, destruye los glóbulos rojos y, a menudo, provoca insuficiencia renal. La enfermedad llamada legionelosis, la úlcera péptica causada por bacterias normalmente no se clasifican como enfermedades transmitidas por el agua. Sin embargo, el agua es o puede ser un modo de transmisión en cada caso y las tres enfermedades están ampliamente distribuidas por todo el mundo.

Los de coliformes totales pertenece a la familia Enterobacteriaceae e incluye las bacterias aeróbicas y anaerobias facultativas, gramnegativas, no formadoras de esporas, en forma de bacilos que fermentan lactosa con producción de gas en 48 horas a 35 ° C. Este grupo incluye a las Proteobacterias, por ejemplo, *Escherichia coli*, *Enterobacter*, *Klebsiella* y *Citrobacter* que han sido usadas por mucho tiempo como indicadores de la calidad del agua, sin embargo, son más sensibles que los virus o los quistes protozoarios a los factores ambientales y a la desinfección (Gerba y Pepper, 2015). En las plantas de tratamiento de agua, los coliformes totales son uno de los mejores indicadores de la eficiencia del tratamiento de la planta (Bitton, G. 2005).

Cuadro 1. Principales enfermedades transmitidas por el agua y las bacterias patógenas asociadas. Adaptado de Schroeder, E., y Wuertz, S., 2003.

Enfermedad	Bacteria	Características
Colera	<i>Vibrio cholerae</i>	Diarrea severa, deshidratación
Salmonelosis	<i>Salmonella spp.</i>	Diarrea acuosa a menudo con calambres abdominales, náuseas, vómitos, fiebre y escalofríos
Fiebre tifoidea	<i>Salmonella typhi</i>	Fatiga, dolor de cabeza, dolor abdominal y fiebre.
Gastroenteritis o Campylobacteriosis	<i>Campylobacter jejuni</i>	Diarrea acuosa a menudo con calambres abdominales, náuseas, vómitos, fiebre y escalofríos.
Disentería o shigelosis	<i>Shigella spp.</i>	Diarrea sanguinolenta, calambres abdominales, dolor rectal. La mayoría de las especies virulentas produce la toxina que causa el síndrome hemourémico.
Colitis hemorrágica y síndrome urémico hemolítico	<i>Escherichia coli O157:H7</i>	Afección sistémica grave que ocurre principalmente en niños menores de 10 años.
Leptospirosis	<i>Leptospira spp</i>	Causa fiebre e infección en el riñón, puede resultar en insuficiencia renal.
Legionelosis	<i>Legionella pneumophilia</i>	Neumonía aguda, fiebre, dolor de cabeza, tos, poco esputo.
Úlcera péptica y cáncer gástrico	<i>Helicobacter pylori</i>	Úlceras y dolor en el revestimiento del estómago o duodeno. Cáncer

Los coliformes fecales incluye las bacterias que pueden fermentar lactosa a 44 ° C este grupo lo conforman bacterias como *E. coli* o *Klebsiella*. La presencia de coliformes fecales indica la presencia de materia fecal de animales de sangre caliente. Sin embargo, no se pueden diferenciar las fuentes de contaminación humana y animal. Algunos investigadores

han sugerido el uso exclusivo de *E. coli* como indicador de contaminación fecal, ya que se puede distinguir fácilmente de otros coliformes (Gerba y Pepper, 2015).

4.5.6 Virus

Los virus son moléculas infecciosas, parásitos obligados, entre 20-200 nm, solo pueden reproducirse invadiendo una célula huésped. La estructura de los virus es extremadamente simple, comprenden de ADN o ARN rodeado por una capa de proteína. Una vez que un virus ingresa a una célula huésped, el virus se replica miles de veces; estos nuevos virus abandonan la célula huésped y, al hacerlo, la destruyen (Akunna *et al.*, 2018). Los virus son en su mayoría muy específicos en su elección de hospedadores; los virus que infectan plantas no pueden invadir las células animales. Las aguas residuales domésticas contienen muchos virus que infectan al humano como, rotavirus y norovirus, que son las principales causas virales de diarrea y muchas otras enfermedades.

Para identificar la presencia de virus en aguas residuales se utilizan los bacteriófagos, debido a sus similitudes con los virus humanos entéricos. Los bacteriófagos son virus específicos que infectan bacterias; por ejemplo, los colifagos, que infectan a *E. coli*. Normalmente no están presentes en grandes cantidades en las heces de humanos o animales, pero pueden ser abundantes en las aguas residuales (Gerba y Pepper, 2015), debido a su rápida tasa de reproducción en las células bacterianas. Su importancia es como indicadores de contaminación de aguas residuales, así también como un indicador adicional de eficiencia de tratamiento (Von Sperling 2007).

4.5.7 Mecanismos de inactivación de microorganismos

Varios factores pueden afectar la inactivación viral en la laguna de oxidación, por ejemplo, la radiación solar, la temperatura, el pH, la adsorción a sólidos suspendidos, metales pesados, la actividad de algas y bacterias y la acción de ciertos productos químicos, en particular el amoníaco y el sulfuro. Un estudio conducido por Oragui (2003) evaluó el efecto de la toxicidad del amoníaco sobre la inactivación del rotavirus. Observaron que el ion amonio fue más tóxico para los rotavirus en un pH de 6.9 a diferencia a la exposición a la luz solar, UV, calor, pH 9, etc.

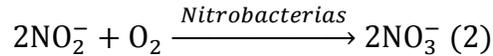
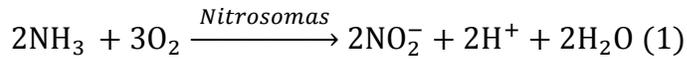
4.6 Tratamiento de aguas residuales afectadas por el cambio climático

Se considera que el cambio climático es uno de los principales desafíos para los sistemas de aguas residuales urbanas en las próximas décadas. Se estima que el cambio climático tiene un doble efecto en las plantas de tratamiento. Los procesos que ocurren se ven afectados posteriormente por el cambio climático; los eventos son cada vez más extremos y desahúe más temprano del deshielo conducirán a más desbordes de alcantarillado sin tratar, más inundaciones, así como eutrofización; y cambios en los ciclos de los metales en ambientes acuáticos, etc. Debido a la mayor escasez de recursos hídricos, la reutilización de aguas residuales será más necesaria (Zouboulis *et al.*, 2015; Duarte *et al.*, 2020).

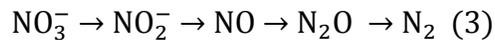
4.7 Ciclos biogeoquímicos

4.7.1 Ciclos del nitrógeno

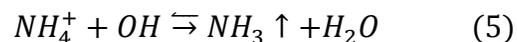
El nitrógeno es parte fundamental de las proteínas, así su importancia para los seres vivos. El nitrógeno atmosférico llega al agua a través de las descargas eléctricas y por la acción reductora de ciertas bacterias. Las plantas y las algas lo toman como nitratos durante la síntesis de proteínas y lo incorporan en sus tejidos. Cuando mueren los microorganismos, las proteínas se descomponen primero en amonio, luego en nitritos y por último en nitratos. En la atmósfera el nitrógeno se encuentra en forma de nitrógeno molecular (N_2) con una pequeña cantidad de óxido nitroso (N_2O). Específicamente el nitrógeno en la forma de N_2 no es aprovechable para las plantas y debe transformarse ya sea en NH_3 o en NO_3^- este proceso es denominado fijación de nitrógeno. Este proceso ocurre durante tormentas eléctricas cuando el N_2 se oxida, y se combina con agua y se precipita como HNO_3 . Desde el punto microbiológico, determinadas bacterias y algas son capaces de fijar el nitrógeno en condiciones anaeróbicas; particularmente, ciertas bacterias nitrificantes son capaces de transformar el NO_3^- en NO_2^- y N_2 , completando el ciclo de este elemento (Maier, 2015). Cuando los organismos vivos mueren o excretan productos residuales, el nitrógeno es ligado a moléculas orgánicas complejas transformándose en amoníaco (NH_3) por la acción de las bacterias (Holmes *et al.*, 2019). Entonces, en medios aerobios, las bacterias nitrificantes (*Nitrosomas*) convierten el amoníaco en nitrito (NO_2^-), y las *Nitrobacterias* convierten el nitrito a nitrato (NO_3^-). Este proceso es denominada nitrificación y se representa en las dos siguientes ecuaciones de reacción (Metcalf and Eddy, 2014):



La desnitrificación es la reducción biológica de NO_3^- a NO_2^- a Nitrógeno o a óxido nitroso. Este proceso es realizado por bacterias anaerobias facultativas que utilizan el NO_3^- o el NO_2^- como aceptor de electrones cuando no hay oxígeno. Generalmente, el producto final de la desnitrificación es el N_2 . La desnitrificación es importante porque elimina el nitrato fijo del ecosistema y lo devuelve a la atmósfera en una forma biológicamente inerte N_2 (Holmes *et al.*, 2019). Esto es particularmente importante en el tratamiento de aguas residuales para eliminar nitratos del efluente de aguas residuales, reduciendo así las posibilidades de que el agua descargada de las plantas de tratamiento cause eutrofización y otras consecuencias indeseables. Este proceso se representa en las siguientes ecuaciones:



Una vez incorporado a la litosfera, el nitrógeno es un nutriente esencial para el crecimiento de algas y bacterias, en cantidades insuficientes puede afectar el tratamiento de las aguas residuales. Específicamente en el caso de amoníaco que es el resultado del nitrógeno orgánico y que da origen mediante su oxidación a nitritos y nitratos. Con relación al nitrógeno total, este se presenta como: nitrógeno orgánico, amonio, amoníaco, nitritos y nitratos. Por otro lado, el nitrógeno amoniacal predomina en soluciones acuosas como ion NH_4^+ o $\text{NH}_3(\text{g})$. Cabe resaltar que el pH juega un papel importante, para el ion NH_4^+ a pH mayores a 7, su concentración será más abundante (Jaramillo 2014). La reacción que ejemplifica este proceso es la siguiente:



Las condiciones de equilibrio entre NH_4^+ y NH_3 se presentan en la Figura 1. En la cual se puede observar que a un pH de 7 el NH_4^+ comienza a convertirse a $\text{NH}_3(\text{g})$ y a pH 11 prácticamente todo el NH_4^+ pasa a ser $\text{NH}_3(\text{g})$ lo cual significa que una fracción importante de este gas se ha perdido por volatilización como ha sido observado por diferentes investigadores (Poatch *et al.*, 2002; Rockne y Brezonik, 2006; Sun *et al.*, 2016).

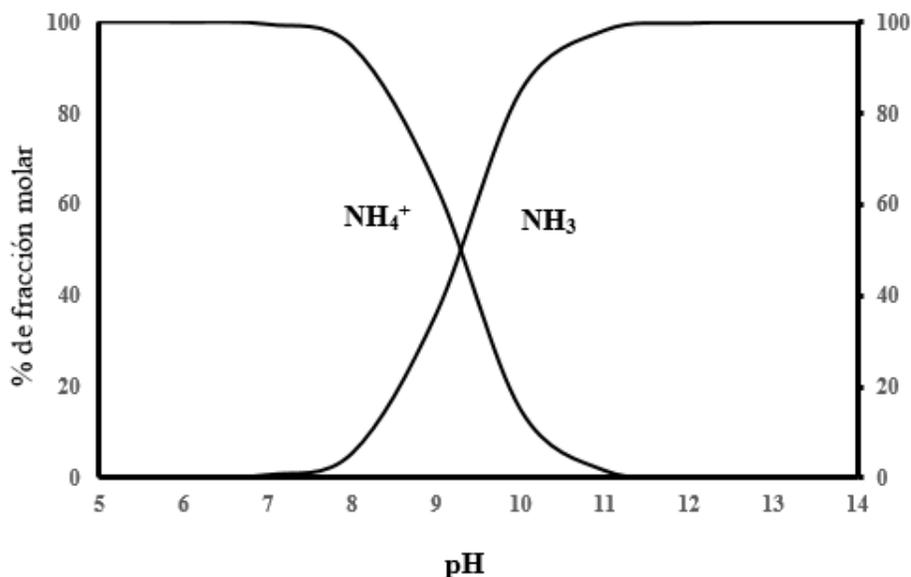


Figura 1. Equilibrio entre NH_4^+ y NH_3 como una función del pH del medio acuoso a 25 °C.

4.7.2 Ciclo del fósforo

El fósforo es otro nutriente esencial para el crecimiento de algas y bacterias capaz de inducir la eutrofización en los cuerpos de agua incluso cuando el nitrógeno no está disponible en cantidades suficientes para el crecimiento de los microorganismos ya que este puede ser fijado de la atmósfera. En aguas residuales el fósforo puede alcanzar una concentración promedio de 4 a 15 mg/L, por lo que su descarga puede causar eutrofización si no se remueve previamente. Las formas químicas en que se encuentra este nutriente son ortofosfatos (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , HPO_4^- , H_3PO_4) y polifosfatos, moléculas que tienen dos o más átomos de P, los cuales pueden hidrolizarse en forma muy lenta a PO_4^{3-} ; en soluciones acuosas, esta es la estructura química para la cuantificación de los PO_4^{3-} y el fósforo orgánico mediante los métodos estándar de análisis. Sin embargo, debemos señalar que los PO_4^{3-} son la forma más perjudicial para producir eutrofización (Jaramillo 2014). La Figura 2 presenta el equilibrio de las diferentes formas de ortofosfato como función del pH. En esta figura es posible observar que en medios alcalinos las formas predominantes son HPO_4^{2-} por lo que a pH alcalino ($\text{pH} > 8$) la precipitación de ortofosfato es posible como ha sido observado por Vendramelli *et al.* (2016), Huang *et al.* (2015) y otros investigadores (Dueñas *et al.*, 2003; Brunce *et al.*, 2018; Lei *et al.*, 2018).

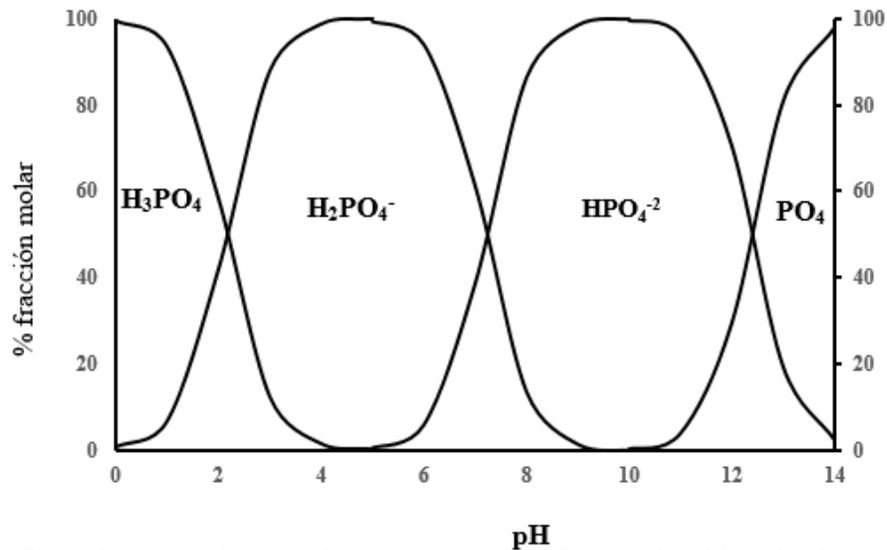


Figura 2. Equilibrio de ortofosfato en solución acuosa a 25° C como función del pH.

4.7.3 Equilibrio del CO₂ en medio acuoso

El dióxido de carbono (CO₂) es el ácido débil más importante en el agua. Debido a la presencia de CO₂ en el aire y su producción a partir de la degradación microbiana de la materia orgánica. Por otra parte, los productos de su ionización como, ion bicarbonato (HCO₃⁻) y el ion carbonato (CO₃²⁻) tienen una influencia importante en la química del agua. La Figura 3 muestra el equilibrio de las diferentes formas químicas que pueden estar presentes en el agua. Como es posible observar aproximadamente a pH 8 la principal forma de carbonato es HCO₃⁻ la cual puede competir con HPO₄⁻ para reaccionar con Ca⁺² para precipitar (Barcelo *et al.*, 2001; Lei *et al.*, 2018).

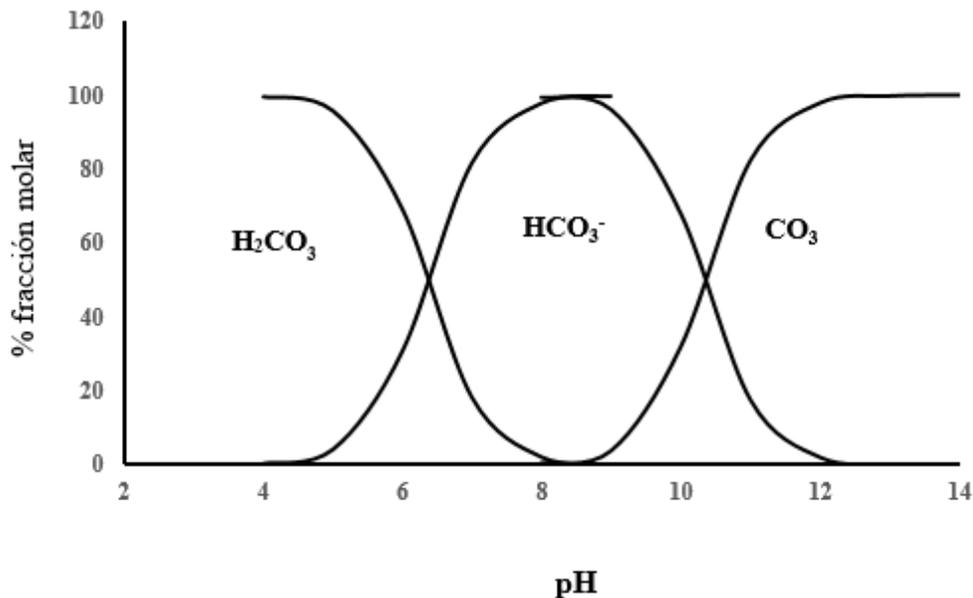


Figura 3. Balance de carbonatos en medio acuoso como función de pH a 25 °C

5. METODOLOGÍA

5.1 Sitio de estudio

El sitio de estudio está ubicado en el municipio de Ciénega de Flores, N.L. (Figura 4) aproximadamente a 22 km al noreste de la ciudad de General Escobedo. Ubicándose geográficamente a los 25°56'06" Latitud norte y 100°10'02" de longitud oeste. Por lo que de acuerdo con esta ubicación recibe una radiación solar entre los 11.2 y los 22 MJ/m²-día en promedio durante el mes de enero y julio, respectivamente. Con una temperatura máxima diaria promedio de 33 °C. La mayor cantidad de precipitación ocurre en la primera mitad del mes de septiembre mientras que de finales de noviembre a principios de enero por lo general no se presentan lluvias.

En la cabecera municipal, el tratamiento del agua residual ocurre en dos sistemas de lagunas de oxidación conectadas en serie de aproximadamente 0.5 ha cada una y 1.5 m de profundidad. En el sistema de tratamiento (Figura 4) el agua pasa inicialmente por una rejilla que retiene los sólidos de gran tamaño como bolsas de plástico y empaques de alimentos, entre otros; siguiendo su trayecto por dos canales desarenadores (Figura 5a) que descargan en una primera laguna de oxidación del Sistema A, justo enfrente de los canales desarenadores, o al final de estos se desvía al sur hacia el Sistema B (Figura 5b). En ambos sistemas la primera laguna de oxidación está conectada en serie a una segunda (Figura 5c). Esta figura presenta las condiciones en que se encontraba la laguna de oxidación del sistema A un poco tiempo después del final del estudio. La descarga de ambos sistemas dirige su flujo hacia un pequeño cárcamo. En el caso del Sistema A, el flujo se desvía nuevamente al sur para que a corta distancia pase por un cárcamo de cloración (Figura 5d) que recibe también el efluente del Sistema B. A partir de este sitio, el agua residual pasa por un aforador Parshall y de ahí a su descarga al Río Salinas (Figura 5e) con un gasto que puede fluctuar entre 2 y 8 L/s.

5.2 Periodo de muestreo del Sistema A y B

- a) Sistema A. El primer muestro se realizó el 29 de agosto del 2019 y el siguiente el 26 del siguiente mes. A partir de esta fecha las muestras fueron colectadas cada 15 días con excepción del 16 de abril y el 5 de agosto del mismo año que se prolongaron por 26 y 34 días con respecto al muestro anterior, los sitios de monitoreo fueron E1, AS1 y

AS2. Hasta el 30 de enero de 2020 el sistema fue monitoreado en 13 ocasiones bajo condiciones de flujo continuo, a partir de esa fecha y hasta el 23 de septiembre de 2020, las lagunas de oxidación estuvieron bajo condiciones de estancamiento, las muestras de aguas residuales siguieron siendo colectadas de los sitios ya mencionados en 13 ocasiones más para dar un total de 24 muestreos y 72 muestras colectadas.

b) Sistema B. Del 30 de abril al 21 de septiembre de 2020 el sistema B fue monitoreado en los sitios BS1 y BS2, descarga de la primera y segunda laguna, respectivamente, bajo condiciones de flujo continuo, el total de muestras colectadas fueron 39, siguiendo las fechas de monitoreo del Sistema A para el periodo de estancamiento o cero flujos de entrada.

5.3 Muestreo del agua residual

Las muestras de agua residual se colectaron de acuerdo con lo mencionado anteriormente, utilizando envases de plástico previamente esterilizados con capacidad de 1 L que se

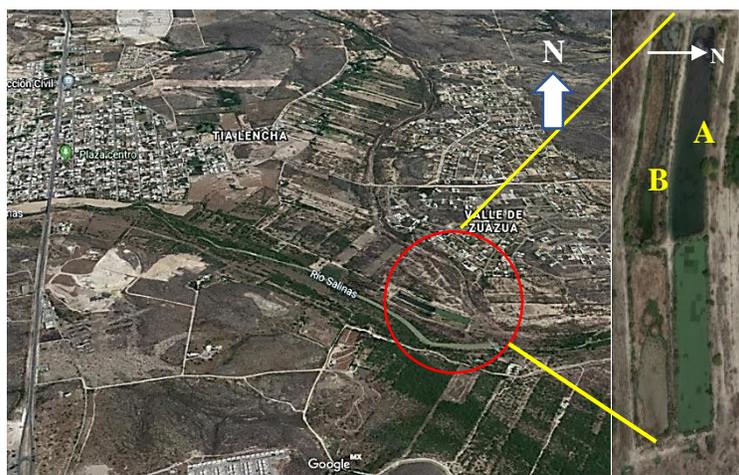


Figura 4. Ubicación del Sistema A y B de lagunas de oxidación donde la presente investigación será realizada.



Figura 5a. Rejilla de remoción de sólidos y canales desarenadores del sistema de tratamiento donde fue realizado el presente estudio.

colocaron en hieleras para mantener su temperatura a 4 °C, aproximadamente, durante el traslado al laboratorio de Remediación Ambiental y Análisis de Suelos, Aguas y Plantas para su análisis.



Figura 5b. Primera laguna de oxidación del sistema A y B donde el presente estudio fue realizado, actualizada al 3 de marzo de 2021.



Figura 5c. Vista de la segunda laguna de oxidación del sistema de tratamiento donde el presente estudio fue realizado, actualizada al 3 de marzo de 2021.

5.4 Caracterización del agua residual

Para llevar a cabo la caracterización física, química y microbiológica del influente y efluente se realizarán los análisis que se presentan en el Cuadro 2 de acuerdo con los estándares recomendados en APHA (2005).



Figura 5d. Descarga del Sistema B y cárcamo de recepción del efluente y de cloración del sistema de tratamiento donde el estudio fue realizado.



Figura 5e. Aforador Parshall y descarga del agua residual tratada en el cauce del Río Salinas, Ciénega de Flores N.L.

5.4.1 Determinación de amonio (NH_4^+) por colorimetría

El amonio reacciona con fenol e hipoclorito en medio alcalino produciendo azul de indofenol, que se determina colorimétricamente. El fenol se puede reemplazar con salicilato de sodio que es menos toxico que el primero. Las mediciones se realizan a 540 nm o a 630 nm. Con 540 nm se extiende el rango de concentraciones, a 630 nm el método resulta más sensible, aun para pequeñas cantidades, porque la absorbancia aumenta a más de doble.

Cuadro 2. Análisis fisicoquímicos y microbiológicos para el agua.

Análisis	Metodología
Amonio	Formación de indofenol
Ortofosfatos	Método de ácido ascórbicos
DQO	Colorimétrico de flujo cerrado
Determinación de Solidos	SST y SSV
pH	Método electrométrico

CE	Método electrométrico
OD	Método electrométrico
Microbiológicos (C. fecales, C. totales, Colifagos)	Conteo de UFC/100mL UFP/100mL

5.4.2 Determinación de PO_4^{3-}

Este método se basa en la relación del fósforo contenido en la muestra como ortofosfatos con el ácido molibdico para formar el ácido 12-molibdofosforico según la reacción:



El ácido 12-molibdofosforico es reducido por el cloruro de estalo a azul de molibdeno, compuesto de composición desconocida que contiene una mezcla de Mo (VI) y Mo (V), cuantificado a 690 nm. La intensidad del color azul formado depende de la concentración de fosfatos adicionados al heteropoliácido. El método es aplicable cuando el contenido de fósforo en las muestras se encuentran entre $0.01 \text{ mg P}^{-3} \text{ L}^{-1}$ y $6.0 \text{ mg P}^{-3} \text{ L}^{-1}$. El fósforo contenido en la muestra debe de estar como ion PO_4^{3-} , ya que el método espectrofotométrico es específico para este ion. La materia orgánica de la muestra es destruida por medio de una digestión con persulfato de amonio y ácido sulfúrico, rompiendo las ligaduras orgánicas de las de fósforo (C-P y/o C-O-P), e hidrolizando a PO_4^{3-} .

5.4.3 Determinación de demanda química de oxígeno (DQO).

Las muestras se oxidan mediante digestión con ácido sulfúrico y dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) en presencia de sulfato de plata y sulfato de mercurio (II). La plata actúa como catalizador para oxidar la materia orgánica más resistente. El mercurio reduce la interferencia causada por la presencia de iones cloruro. La cantidad de dicromato utilizada en la oxidación de la muestra se determina midiendo la absorbancia del Cromo (III) formando a una longitud de onda de $600 \pm 20 \text{ nm}$ para una máxima concentración de 1000 mg L^{-1} . Las mediciones de la absorbancia se efectúan utilizando celdas de cuarzo.

5.4.4 Determinación de sólidos suspendidos totales (SST).

Los sólidos suspendidos totales se cuantificaron filtrando una muestra de 100 mL de agua y posteriormente secando el filtro hasta peso seco constante a 105 °C con base en la metodología descrita por la Asociación Americana de Salud Pública (APHA 2005). El cálculo de la concentración de SST (mg/L⁻¹) en las muestras fue con base a la Ecuación 6.

$$SST = \frac{(A - B) \times 1000}{\text{mL de muestra filtrada}} \quad (6)$$

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

5.4.5 Determinación de sólidos suspendidos volátiles (SSV).

Los sólidos suspendidos volátiles se cuantificaron filtrando una muestra de 100 mL de agua y posteriormente secando el filtro hasta peso seco constante a 105 °C con base en la metodología descrita por la Asociación Americana de Salud Pública (APHA 2005). El cálculo de la concentración de SSV (mg/L) en las muestras fue con base a la Ecuación 7.

$$SSV = \frac{(A - B) \times 1000}{\text{mL de muestra filtrada}} \quad (7)$$

Donde A es el peso del filtro más residuo en mg y B es el peso del filtro más residuo secado después de la calcinación también en mg.

5.4.6 Conductividad eléctrica y otros parámetros físicos.

Se determinó mediante la utilización de un multiparámetro HI-98194 Multiparameter Waterproof Meter, este genera una diferencia de voltaje entre dos electrodos sumergidos en agua. La caída en el voltaje debida a la resistencia del agua es utilizada para calcular la conductividad en mS/cm.

5.5 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 método estándar para agua potable y agua residual (APHA 2005).

Se utilizaron 1 mL de diluciones de 10⁻⁴ y 10⁻⁵ con las muestras de la entrada del sistema y 1 mL de diluciones 10⁻³ y 10⁻⁴ con las muestras del efluente del sistema. Estas diluciones

fueron preparadas con solución salina trisma pH 7.4 y se aforo con agua bidestilada en proporción 1:10 de la solución madre.

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 45 °C. Los resultados se expresaron en unidades formadores de colonias (UFC) en 100 mL de muestra (Ecuación 8)

$$UFC\ 100mL^{-1} = \frac{UFC\ enumeradas}{mL\ muestra\ filtradas} \times 100 \quad (8)$$

5.6 Cuantificación de colifagos nativos

Los colifagos nativos se cuantificaron por el método de doble capa descrito por Adams (1959). Se incubó un alícuota de las muestras de agua durante 24h a 37 °C utilizando *E. coli* 15597 ATCC como hospedero. Los resultados se expresaron como UFC/100 mL.

Previo al análisis, se replicó *E. coli* en caldo soya la cual se incubo por 24 h a 37 °C. posteriormente se tomaron alícuotas de un mililitro de la colonia y se incubó en caldo soya por tres horas. Las muestras de agua del efluente del sistema fueron analizadas sin diluir. Mientras que, las muestras del influente fueron analizadas sin diluir y con una dilución de 10⁻¹. Estas diluciones se prepararon utilizando una solución salina de base trizma.

Se tomaron alícuotas de 0.5 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 tripticaseína y 2.5 g de agar bacteriológico. El contenido de los tubos de ensayo fue vertido en cajas Petri con agar soya de tripticaseína. Las muestras se incubaron por 18 h a 37 °C.

Después de la incubación se enumeraron los sitios donde los fagos lisaron las células bacterianas. Los resultados fueron reportados como unidades formadoras de placa en 100 mL (UFC 100mL⁻¹). Los cálculos se realizaron con la Ecuación 9.

$$UFp\ 100mL^{-1} = \frac{UFC\ enumeradas}{volumen\ de\ muestra\ filtrada} \times 100 \quad (9)$$

5.7 Cuantificación de protozoarios, rotíferos y microalgas.

Para la cuantificación de depredadores se utilizó la cámara de Sedgwick- Rafter; para cada muestra, se tomó un volumen de 1 mL y se colocó de la siguiente manera: se llenó lentamente girando la parte posterior del cubre objeto de tal forma que no quedaran gotas de agua dejando reposar por cinco minutos para permitir que los microorganismos se depositarán en el fondo de la cámara; posteriormente, se cuantificaron con un aumento de 100–200X en un microscopio invertido (Primovert, Zeiss). Se tomaron un total de 15 cuadrantes de la cámara realizando el conteo en forma de S, el número de organismos encontrados en cada cuadrante se identificó visualmente y se registró en el formato correspondiente a la cámara (S/R). Las lecturas se realizaron por duplicado. Los cálculos se realizaron con la Ecuación 10 (Hotzel, G. *et al.*,1999).

$$C [Células mL^{-1}] = \frac{N \times 1,000 \text{ mm}^3}{L \times D \times W \times S} \quad (10)$$

N = Número de células

L = Longitud del campo (mm)

W = Ancho del campo (mm)

D = Profundidad del campo (Cámara Sedgwick-Rafter) (mm)

S = Numero de campos contados.

5.8 Aislamiento y cultivo de microalgas

A partir de las muestras de agua residual colectadas se realizaron filtrados utilizando filtros de 0.7 μm y 1.5 μm vertiendo 100 ml de agua residual. Las microalgas quedan retenidas en los filtros, los cuales se limpiaron con agua destilada y se colocaron en un matraz con medio Bristol. Posteriormente, el filtro se colocó en una caja Petri con medio Bristol y agar. Después de dos semanas se observó el crecimiento de microalgas.

Las cepas se aislaron mediante diluciones en microplaca, postramente se inocularon matraces de 250 ml con medio Bristol, agregando antifúngico (Benomyl – 40 $\mu\text{g mL}^{-1}$) y antibiótico (Ampicilina– 500 $\mu\text{g mL}^{-1}$, Cefotaxima - 100 $\mu\text{g mL}^{-1}$). Para la Iluminación se utilizaron lámparas fluorescentes a 400 μmol (fotones) $\text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ y bombeo constante de aire estéril a 2800 $\text{cm}^3 \text{min}^{-1}$, sin agitación, a una temperatura de 24 °C.

5.9 Identificación de microalgas

5.9.1 Extracción de ADN

A partir de los cultivos de microalgas se tomaron 100 mg de biomasa fresca. Posteriormente se realizó la extracción de ADN, siguiendo el protocolo del kit DNA Reagent Plant, GENEzol™

5.9.2 Amplificación de aislados por PCR

Para la amplificación de la región ITS1- 5.8S - ITS2 se utilizó el oligonucleótido iniciador sentido de la región ITS1-5.8S-ITS2 5'-AGGAGAAGTCGTAACAAGGT-3' y el oligonucleótido iniciador antisentido de la región ITS1-5.8S-ITS2 5'-TCCTCCGCTTATTGATATGC -3' para obtener un fragmento de 650pb aproximadamente, que corresponde a la región ITS1-5.8S-ITS2. El producto de PCR se visualizó en una electroforesis en gel de agarosa al 1.5% teñido con GelRed (Biotium).

Cuadro 3. Concentraciones de la mezcla para la reacción de la región ITS.

	Inicial	Final	Región ITS
Buffer	10 X	1 X	2.5 µL
dNTP's	10 mM c/u	0.4 mM	0.5 µL
MgCl₂		3 mM	1.75 µL
Oligonucleótido iniciador sentido	100 ng/µL	5 ng/µL	1 µL
Oligonucleótido iniciador antisentido	100 ng/µL	5 ng/µL	1 µL
DNA Taq polimerasa	5U/ µL	0.625 U	0.125 µL
H₂O NF	-----	-----	16.125 µL
DNA	20ng/ µL	-----	2 µL
Volumen total			25 µL

Cuadro 4. Condiciones de amplificación de la región ITS.

Condiciones de amplificación		
	Desnaturalización Ciclo inicial	95 °C / 1 min
25 ciclos	Desnaturalización	95 °C / 20 s
	Alineamiento	53 °C / 30 s
	Extensión	72 °C / 20 s
	Extensión final	72 °C / 1 min
		4°C ∞

5.10 Análisis estadísticos

Un análisis de varianza fue realizado para determinar diferencias significativas entre sitios de muestreo y condiciones de flujo y no flujo en la entrada de los sistemas de tratamiento usando el paquete Estadístico para Ciencias Sociales 17.0 (SPSS Inc., Chicago, ILL). Los parámetros que presentaron diferencias significativas fueron analizados con la prueba de Tukey ($p < 0.005$) para comparar sus valores promedio. Adicionalmente también fueron calculados los coeficientes de correlación de Perason (**r**) para determinar la relación entre las diferentes variables analizadas durante el periodo de estudio.

6. RESULTADOS Y DISCUSION

6.1. Parámetros Climatológicos

El comportamiento de la temperatura y precipitación que ocurrió durante el periodo del estudio (Información proporcionada por la Comisión Nacional del Agua, Sede Monterrey, N.L.), 29 de agosto 2019 al 21 de septiembre 2020, se presenta en la Figura 6.

En esta figura se puede observar la alta precipitación (360 mm) ocurrida el 5 de septiembre del 2019 debido al paso del huracán Dorian, previo al descenso de las temperaturas del aire durante el otoño; las menores temperaturas, promedio diario, fue del 1° de Octubre al 12 de diciembre del 2019, de hecho, el promedio más bajo (4°C) ocurrió el 12 de noviembre, a los 75 días después del primer muestreo. Por el contrario, la temperatura promedio más alta fue 33.5 °C, el 12 de julio del 2020, para un promedio de 24.21 °C en el periodo de estudio.

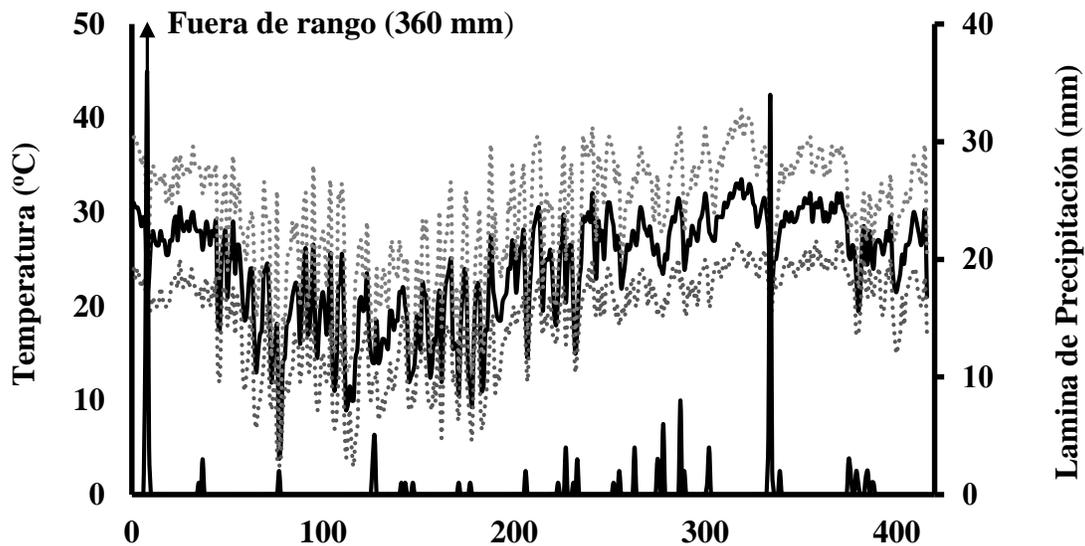


Figura 6. Comportamiento de la temperatura y precipitación durante el periodo de estudio, la línea punteada representa el máximo o el mínimo según su posición con respecto a la línea sólida (promedio diario). Información proporcionada por la Comisión Nacional del Agua, Sede Monterrey, N.L.

6.2 Temperatura del aire y de las muestras del agua residual (r).

La comparación entre la temperatura del aire (promedio, la máxima y mínima diaria) del día del muestreo y la temperatura *in situ* de las muestras de agua colectadas en AS1 fue realizada utilizando coeficientes de Pearson. Los valores estimados entre estos parámetros fueron de 0.91 a 0.94 que nos indica una alta correlación, cómo es posible observar al comparar la Figura 6 y 9, en ambas graficas los valores más bajos se presentan en el otoño-invierno, aumentan durante la primavera para alcanzar su máximo en verano. De esta manera se comparó la forma en que tienden a variar ambas variables en el tiempo.

6.3 Monitoreo del Sistema A.

6.3.1 Parámetros físicos

La Figura 7 presenta los resultados observados para pH durante el presente estudio y el Cuadro 5 los valores promedio estimados. En el primer periodo de muestreo, flujo continuo, el pH incrementó en promedio de 7.54 en E1 a 7.88 en AS1 y a 8.15 en AS2, siendo estadísticamente significativa ($p < 0.05$) la diferencia entre estos valores, los cuales aproximadamente coinciden con el pH promedio observado en un sistema de tratamiento.

Cuadro 5. Comparación de medias para los parámetros físicos observados en el Sistema A y B durante el periodo de estudio bajo condiciones de flujo.

	Sistema A				Sistema B			
	E1	AS1	AS2	Δ (%)	E1	BS1	BS2	Δ (%)
pH	7.56 ^a	7.79 ^{bc}	8.11 ^c	354	7.42 ^a	7.53 ^{ab}	7.85 ^c	37.14
CE (mS/cm)	1.08 ^a	1.04 ^a	0.99 ^a	-8.33	1.08 ^a	1.09 ^a	1.03 ^a	-4.62
OD (mg/L)	1.71 ^a	2.10 ^{ab}	2.40 ^c	40.03	2.70 ^a	2.47 ^{ab}	1.70 ^c	-37.04
T (°C)	25.83 ^a	22.18 ^a	21.05 ^a	-18.50	29.37 ^a	27.41 ^{bc}	27.36 ^c	-6.84
SST (mg/L)	91.81 ^a	80.36 ^a	81.27 ^a	-11.48	89.33 ^a	67.79 ^a	69.11 ^a	-22.63
SSV (mg/L)	67.72 ^a	71.10 ^a	66.36 ^a	-2.00	60.11 ^a	60.11 ^a	60.11 ^a	1.00

En este estudio los promedios estimados fueron 7.6 para la entrada de una laguna anaeróbica, de 7.4 a 7.6 en su salida y en el rango de 7.8-8 en la descarga de la laguna facultativa. Con respecto al comportamiento de CE (Figura 8), temperatura (Figura 9), OD (Figura 10), SST

Cuadro 6. Coeficientes de Pearson entre los parámetros físicos, químicos y microbiológicos analizados en el sistema A bajo condiciones de flujo.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	Ñ
A	1														
B	0.33	1													
C	-0.40	-0.27	1												
D	-0.34	0.48	0.13	1											
E	-0.12	0.10	0.10	0.51	1										
F	-0.01	0.22	0.08	0.40	0.66	1									
G	-0.69	-0.45	0.21	0.16	0.23	0.01	1								
H	-0.64	-0.34	0.18	0.26	0.05	-0.19	0.60*	1							
I	-0.63	-0.30	0.26	0.38	0.19	0.01	0.80	0.58	1						
J	-0.50	-0.33	0.25	0.21	0.16	-0.02	0.73	0.47	0.63	1					
K	-0.36	-0.23	0.21	0.13	0.01	-0.08	0.60	0.32	0.43	0.88	1				
L	-0.30	0.05	0.88	0.33	0.17	0.15	0.12	0.18	0.30	0.25	0.20	1			
M	.c	.c	.c	.c	.c	.c	.c	.c	.c	.c	.c	.c	.c		
N	-0.22	-0.73	0.57	-0.69	-0.42	-0.29	0.58	0.19	0.34	0.41	0.32	-0.41	.c	1	
Ñ	-0.14	-0.69	0.56	-0.73	-0.69	-0.57	0.38	0.13	0.15	0.37	0.27	-0.46	.c	0.86	1

A: pH, B: OD, C: CE, D: Temperatura, E: SST, F: SSV, G: DQO, H: Ortofosfato, I: Amonio, J: C. Totales, K: C. Fecales, L: Colifagos, M: Rotíferos, N: Protozoarios, Ñ: Microalgas.

Cuadro 7. Coeficientes de Pearson entre los parámetros físicos, químicos y microbiológicos analizados en el sistema A bajo condiciones de no flujo.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	Ñ
A	1														
B	-0.24	1													
C	-0.85	-0.01	1												
D	-0.03	0.41	-0.15	1											
E	-0.11	-0.01	0.23	-0.38	1										
F	0.21	-0.05	-0.20	-0.31	0.50	1									
G	-0.68	0.50	0.48	0.33	0.19	-0.22	1								
H	-0.61	0.17	0.54	0.01	0.25	-0.27	0.64	1							
I	-0.60	-0.15	0.56	-0.26	0.05	-0.19	0.40	0.52	1						
J	-0.60	0.43	0.47	0.28	0.16	-0.29	0.71	0.62	0.40	1					
K	-0.66	0.41	0.53	0.28	0.23	-0.24	0.86	0.65	0.36	0.84	1				
L	.c	.c	.c	.c	.c	.c	.c	.c	.c	.c	.c	.c	.c		
M	.c	.c	.c	.c	.c	.c	.c	.c	.c	.c	.c	.c	.c	.c	
N	-0.33	-0.03	0.35	-0.61	0.52	0.28	-0.12	0.45	0.29	0.58	0.52	.c	.c	1	
Ñ	0.12	-0.15	-0.14	0.06	0.13	-0.03	-0.29	0.17	-0.06	0.12	0.11	.c	.c	0.40	1

A: pH, B: OD, C: CE, D: Temperatura, E: SST, F: SSV, G: DQO, H: Ortofosfato, I: Amonio, J: C. Totales, K: C. Fecales, L: Colifagos, M: Rotíferos, N: Protozoarios, Ñ: Microalgas

(Figura 11) y SSV (Figura 11) en ninguno de los casos se observó diferencia estadística ($p > 0.05$) de los valores promedio entre los sitios de muestreo para el periodo de estudio en

la Laguna A. El valor promedio de CE fue 1.08 mS/cm en E1 disminuyendo a 0.99 mS/cm en AS2 mientras que, en el segundo periodo de muestreo, cuando la operación del sistema se interrumpió, estos valores cambiaron a 1.08 y 1.03 mS/cm, respectivamente, no siendo estadísticamente diferentes ($p > 0.05$) a los determinados en el primer periodo.

Los valores observados por Adhikari y Fedler (2019), Bansah y Suglo (2016) y Ogunfowokan *et al.* (2016), también en lagunas de oxidación, fluctuaron entre 0.53 a 1.3 mS/cm, de la entrada a la salida del sistema. En el presente estudio se observó una disminución de CE de influente al efluente teniendo una correlación negativa ($p < 0.05$) con el pH (-0.40 bajo condiciones de flujo y -0.85 sin flujo) lo cual puede ser atribuido a la asimilación de sales por la biomasa o algún proceso químico como la transformación de NH_4^+ a NH_3 (Poatch *et al.*, 2002; Rockne y Brezonik, 2006; Sun *et al.*, 2016) o a la formación y precipitación de sales como puede ser el caso de ortofosfatos o carbonatos de calcio (Barcelo *et al.*, 2001; Lei *et al.*, 2018). Con respecto a la temperatura del agua para los dos periodos de muestreo, con flujo y sin flujo, esta fue 26.7 °C (Figura 9) en el influente disminuyendo a 23.6 y 22.6 °C en AS1 y AS2, respectivamente, aproximadamente 2 °C menos que la temperatura promedio para el periodo de estudio. En la Figura 9 es posible observar cómo evolucionan las temperaturas del agua durante el año, alcanzando más de 30 °C durante el verano y por debajo de los 15 °C en el inicio del invierno con valores más bajos en AS2. De cierta manera, reflejando la evolución de la temperatura promedio diaria del aire (Figura 6) durante el periodo de estudio, sin tener una relación significativa ($p < 0.05$) con los parámetros físicos evaluados ($r < 0.41$). Con respecto a los valores observados para OD (Figura 10) estos fueron en promedio diferentes 1.71, 2.1 y 2.4 mg/L en E1, AS1 y AS2, respectivamente ($p < 0.05$), bajo condiciones de flujo. Cuando el flujo influente fue suspendido, las concentraciones fueron 2.32, 2.16 y 1.56 para los mismos sitios de muestreo, respectivamente, siendo significativas estas diferencias ($p < 0.5$), con $r = 0.41$ para temperatura del agua. Similar a la temperatura sus valores más bajos ocurrieron en otoño-

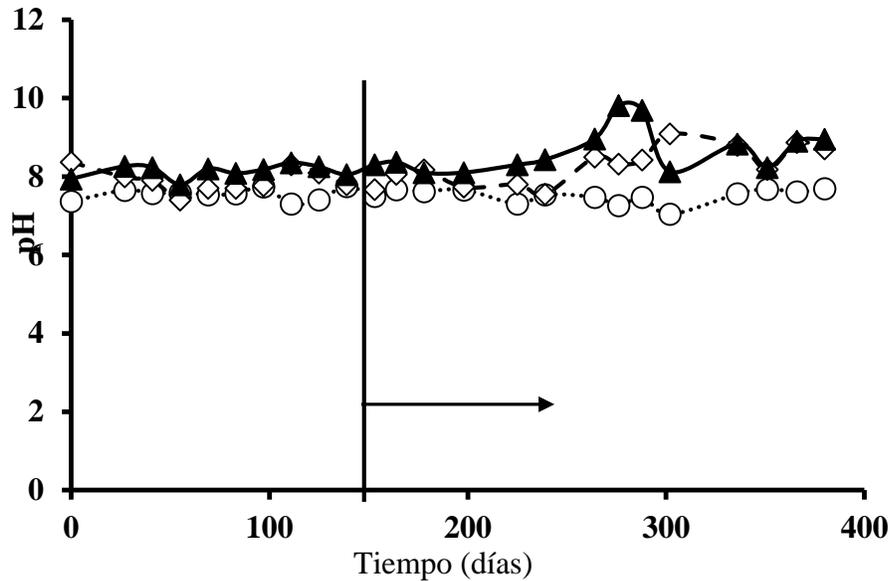


Figura 7.- Comportamiento del pH durante el monitoreo en el sistema de tratamiento A, con y sin flujo (→) en los tres puntos de muestreo (○E1; ◇AS1 y ▲AS2).

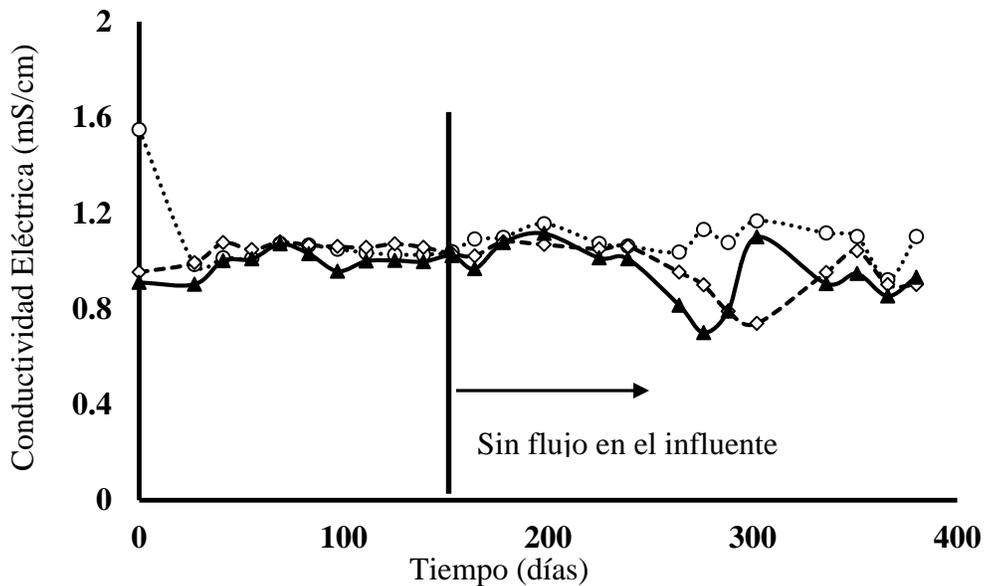


Figura 8. Comportamiento del CE durante en el sistema de tratamiento A con y sin flujo (→) en los tres puntos de muestreo (○E1; ◇AS1 y ▲AS2).

invierno. Es importante mencionar que las muestras fueron colectadas a las 9 de la mañana, lo cual no coincide con el periodo de máxima concentración de oxígeno en estos sistemas que comúnmente se presenta después del mediodía (Ratsey, H. 2014). Un estudio realizado por Faleschini *et al.* (2017) encontraron que las concentraciones de OD disminuyeron durante

el transcurso del estudio siendo las concentraciones más bajas en invierno y verano con 1.27 mg/L y 2.5 mg/L, respectivamente. Con respecto a los SST (Figura 11) los valores promedio obtenidos fueron 92, 80 y 81 mg/L, sin diferencia estadística entre los sitios de muestreo, para una remoción del influente al efluente de 11% lo que refleja la ineficiencia de las lagunas de tratamiento para la remoción de SST (Bansah, K., y Suglo, R., 2016), aparentemente esta condición se debe a la producción de microalgas favorecida por la radiación solar y nutrientes del agua residual.

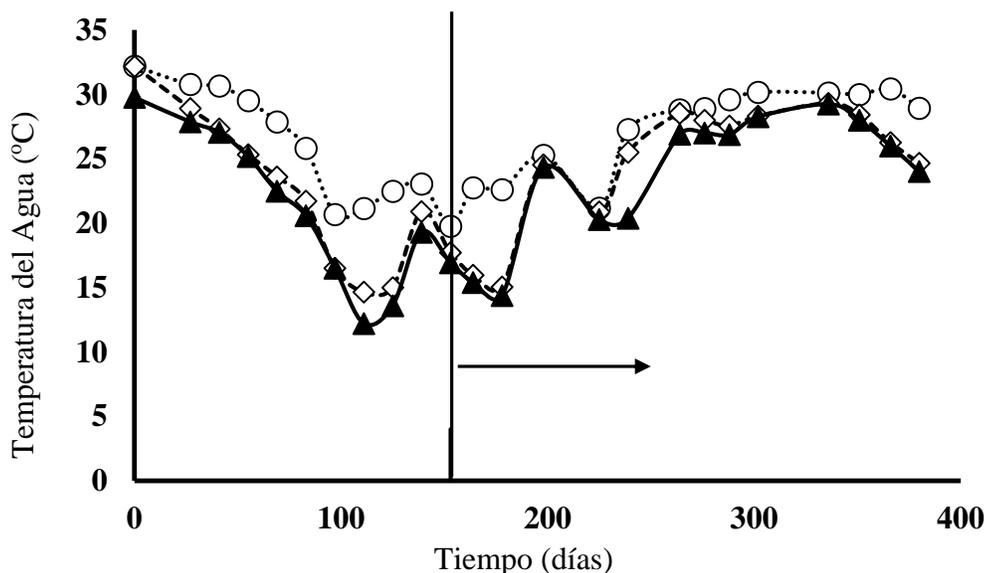


Figura 9. Comportamiento de la temperatura del agua durante condiciones con y sin flujo (→) en el sistema de tratamiento A en los tres puntos de muestreo (○E1; ◇AS1 y ▲AS2).

Esta baja remoción de sólidos suspendidos también fue observada en la eliminación de los SSV (Figura 12) que en promedio fue del 2%. Un factor adicional que debe ser considerado en la baja remoción de SST y SSV fue que la Laguna A fue retirada de operación durante el mes de enero para eliminar los lodos de tratamiento sedimentados en el fondo de la laguna producidos durante su operación.

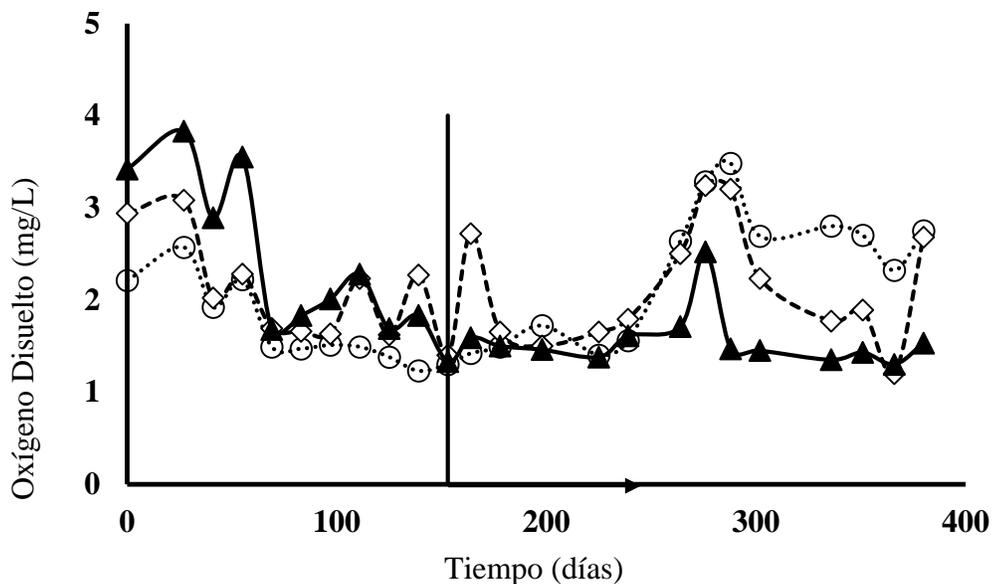


Figura 10. Comportamiento de las concentraciones de OD en las muestras de agua colectadas durante condiciones de flujo y sin él (→) en la entrada del sistema de tratamiento A en ○E1; ◇AS1 y ▲AS2.

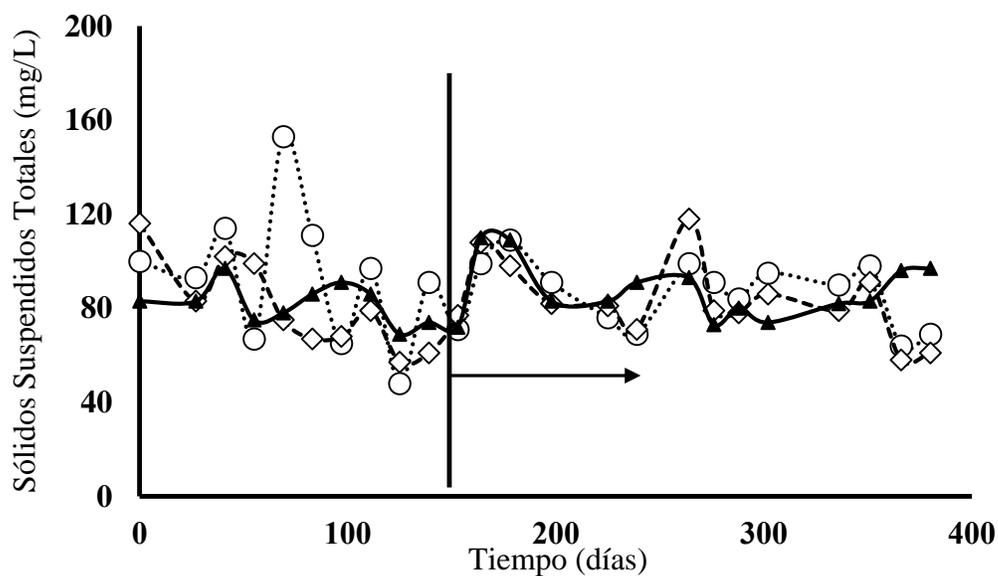


Figura 11. Comportamiento de los SST en las muestras de agua colectadas durante condiciones de con y sin flujo (→) en la entrada del sistema de tratamiento A en los tres puntos de muestreo (○E1; ◇AS1 y ▲AS2).

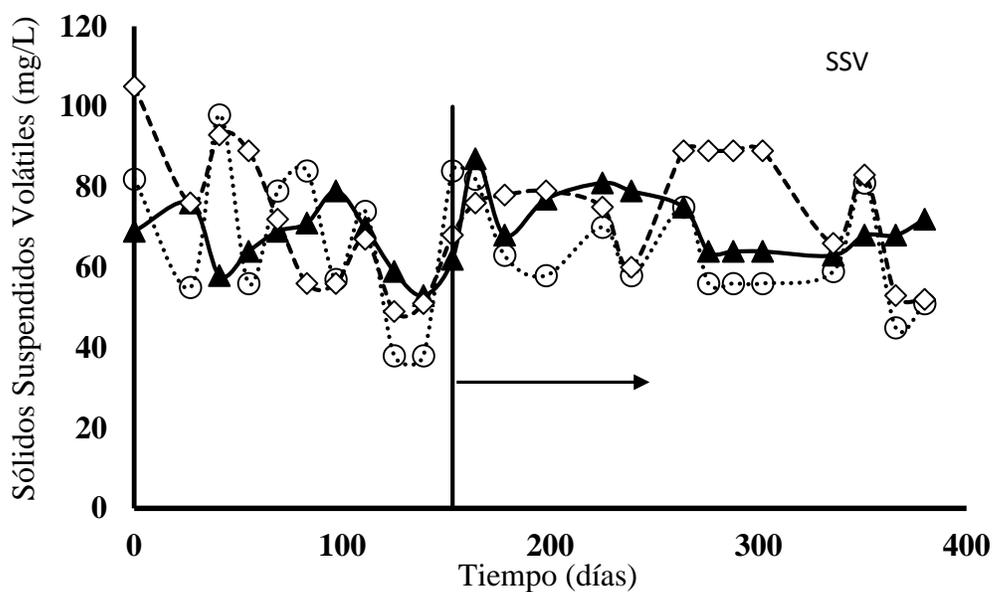


Figura 12. Comportamiento de los SSV en las muestras de agua colectadas durante condiciones de con y sin flujo (→) en la entrada del sistema de tratamiento A en ○E1; ◇AS1 y ▲AS2.

6.3.2 Parámetros químicos

Por otra parte, los parámetros químicos que se evaluaron fueron DQO, PO_4^{-3} y NH_4^+ . En la Figura 13 se puede observar el comportamiento de DQO a través del Sistema A y en el Cuadro 8 los valores promedio estimados. La DQO disminuyó de una concentración de 801 mg/L en E1 a 349 mg/L en AS1 y a 249 mg/L en AS2 para alcanzar 68% de remoción,

Cuadro 8. Comparación de medias para los parámetros químicos (mg/L) observados en el Sistema A y B durante el periodo de estudio.

Parámetro (mg/L)	Sistema A				Sistema B			
	E1	AS1	AS2	Δ (%)	E1	BS1	BS2	Δ (%)
DQO	800.54 ^a	349.81 ^{bc}	249.63 ^c	-68.81	1003.33 ^a	320.33 ^{bc}	487.22 ^c	-51.43
NH_4^+	36.41 ^a	17.72 ^{bc}	12.89 ^c	-64.59	23.77 ^a	6.07 ^{bc}	9.66 ^c	-59.40
PO_4^{-2}	13.80 ^a	4.44 ^{bc}	3.32 ^c	-75.94	10.39 ^a	2.76 ^{bc}	2.44 ^c	-76.51

con diferencia significativa ($p < 0.05$) entre sitios de muestreo, bajo condiciones de flujo. Es importante señalar que DQO presentó una correlación negativa con pH ($r = -0.69$) y positiva para PO_4^{-3} ($r = 0.60$) y NH_4^+ ($r = 0.80$). En el caso de su relación negativa con el pH podría ser consecuencia de la reducción de disponibilidad de nutrientes, amonio (Figura 14) y

ortofosfato (Figura 15) para la biomasa activa y por consecuencia para la degradación de materia orgánica ya que el primero puede precipitar al unirse al Ca (Vendramelli *et al.*, 2016; Huang *et al.*, 2015) y en el caso del NH_4^+ a convertirse en amoníaco para volatilizarse a pH alcalino (Poatch *et al.*, 2002; Rockne y Brezonik, 2006; Sun *et al.*, 2016). Esta condición fue también evidente en el periodo de estancamiento, cuando estos nutrientes tuvieron también una relación negativa con el pH del agua (Cuadro 5) así como la CE que mostró también una relación negativa con el pH el cual se mantuvo por encima de 8, estando cercano a 10 en el mes de junio.

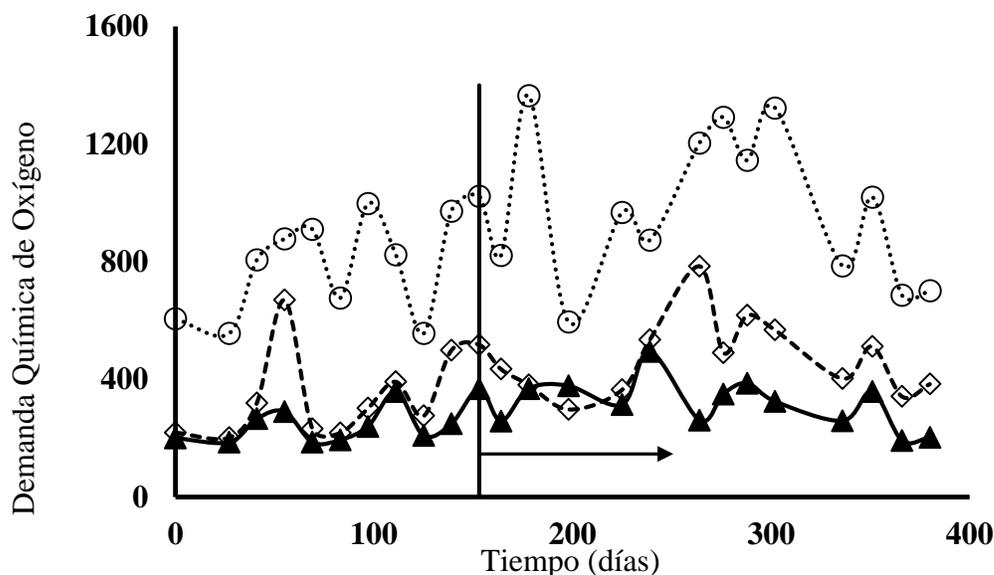


Figura 13. Comportamiento de la DQO en las muestras de agua colectadas durante condiciones de con y sin flujo (→) en la entrada del sistema de tratamiento A en los tres puntos de muestreo (○E1; ◇AS1 y ▲AS2).

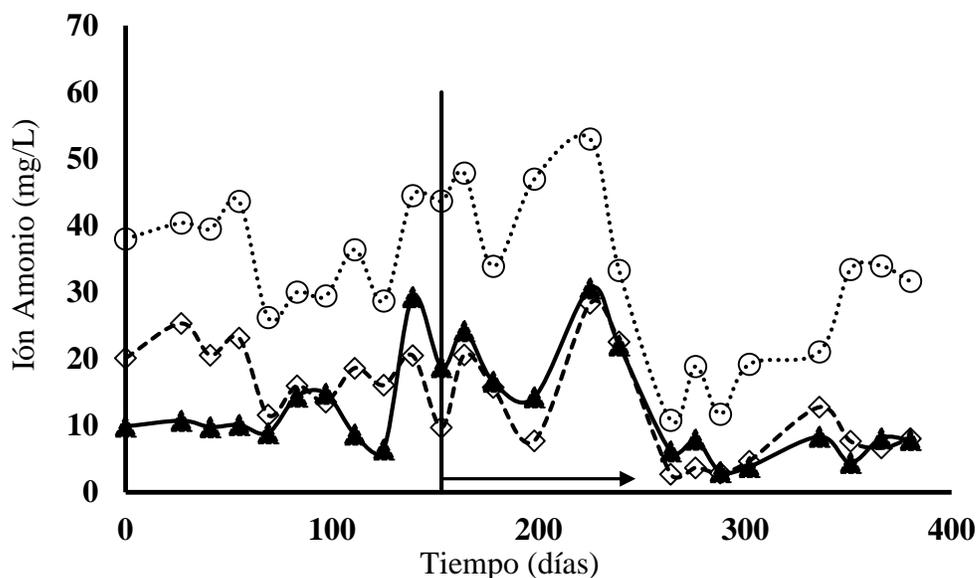


Figura 14. Comportamiento de NH_4^+ en las muestras de agua colectadas durante condiciones de con y sin flujo (\rightarrow) en la entrada del sistema de tratamiento A en los tres puntos de muestreo (\circ E1; \diamond AS1 y \blacktriangle AS2).

En relación con la remoción de DQO, Farzadkia *et al.* (2014) observó una concentración de entrada a un sistema de lagunas de oxidación de 577 mg/L disminuyendo a 137 mg/L en el efluente, para un porcentaje de remoción de 76.31%. Con respecto a NH_4^+ (Figura14), los valores que se obtuvieron fueron 36.4 mg/L, 17.2 mg/L y 12.9 mg/L en los sitios de muestreo para alcanzar 64% de remoción ($p < 0.05$), bajo condiciones de flujo. Mientras que, para el segundo periodo de muestreo, bajo condiciones de estancamiento, la concentración promedio en AS1 y AS2 fue de 11.05 y 12.16 mg/L, respectivamente. Chalatsi y Gratziou (2015) evaluaron diferentes sistemas de tratamiento en los que observaron concentraciones para el efluente de 1.96 mg/L, 8.18 mg/L y 12.36 mg/L, para una eficiencia de remoción de 90, 35.57 y 55.27 %, respectivamente. El NH_4^+ presentó una correlación negativa con pH ($r = -0.64$) y positiva para DQO ($r = 0.80$) y PO_4^{-3} ($r = 0.58$) bajo condiciones de flujo. Con relación a PO_4^{-3} (Figura 15), la concentración inicial fue de 13.8 mg/L disminuyendo significativamente ($p < 0.05$) a 4.44 mg/L en AS1 y 3.31 mg/L en AS2 bajo condiciones de flujo para una remoción de 75%. Cuando no se presentó flujo en el sistema las concentraciones fueron 4.15 y 3.60 mg/L en los mismos sitios de muestreo, respectivamente. De acuerdo con los coeficientes de Pearson (Cuadro 5 y 6) su relación fue significativa en ambos periodos de muestreo para pH y DQO.

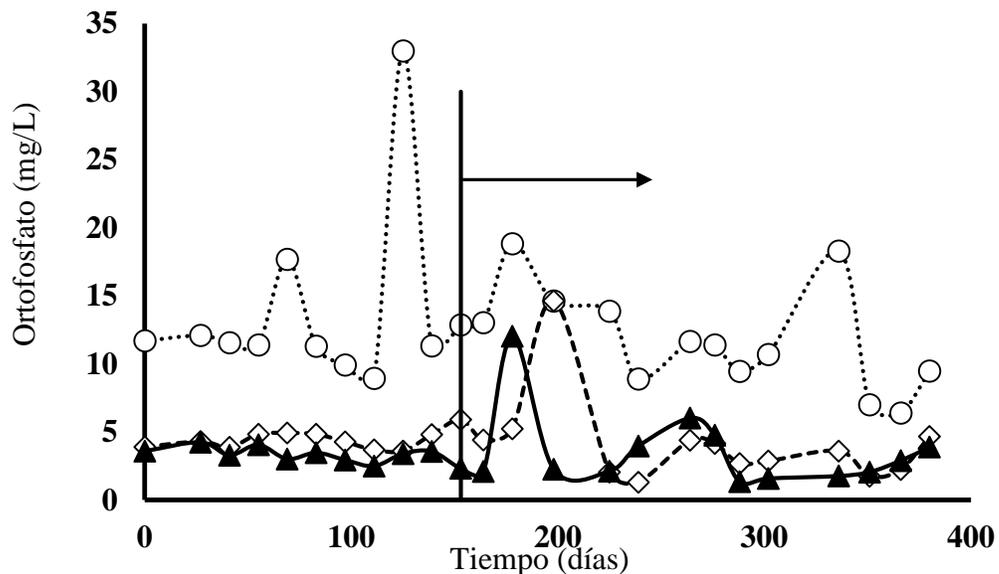


Figura 15. Comportamiento de PO_4^{3-} en las muestras de agua colectadas durante condiciones de con y sin flujo (\rightarrow) en la entrada del sistema de tratamiento A en los tres puntos de muestreo (\circ E1; \diamond AS1 y \blacktriangle AS2).

6.3.4 Parámetros microbiológicos

Los promedios de las densidades de microorganismos calculados durante el presente estudio se presentan en el Cuadro 9. En la Figura 16 se puede observar las máximas concentraciones de rotíferos en AS1 y AS2, las cuales fueron 88 y 152 rotíferos/mL, respectivamente. También se puede observar que frecuentemente estos organismos no fueron detectados en las muestras colectadas, desde mediados de otoño en AS1 e inicios de invierno en AS2, posterior a esas fechas solo fueron enumerados ocasionalmente, cuando no entraba flujo al sistema.

Para protozoarios (Figura 17) se observó un descenso significativo ($p < 0.05$), de un promedio de 649 en AS1 a 476 en AS2 bajo condiciones de flujo; mientras que durante el periodo de influente cero se observaron 386 (AS1) y 411 células/mL (AS2). Con respecto a los coeficientes de correlación, los protozoarios se correlacionaron negativamente con la

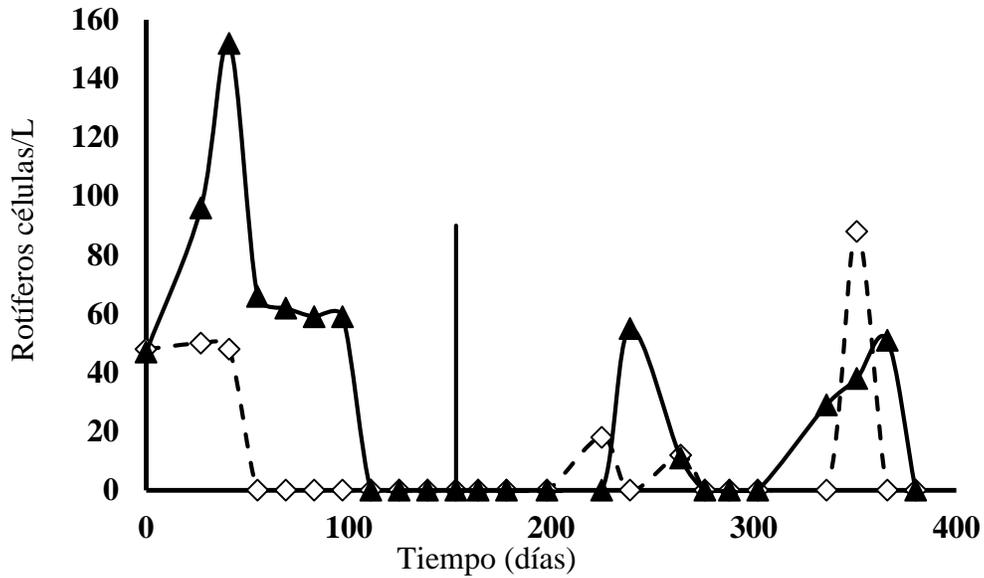


Figura 16. Comportamiento de Rotíferos en las muestras de agua colectadas durante condiciones de con y sin flujo (→) en la entrada del sistema de tratamiento A en los tres puntos de muestreo (◇AS1 y ▲AS2).

Cuadro 9. Comparación de medias para los parámetros microbiológicos observados en el Sistema A y B durante el periodo de estudio.

Parámetro	Sistema A				Sistema B			
	E1	AS1	AS2	Δ (%)	E1	BS1	BS2	Δ (%)
CT	7.73×10^{7a}	8.31×10^{6bc}	3.42×10^{6c}	95.6	8.9×10^{7a}	5.4×10^{6bc}	3.1×10^{6c}	96.5
CF	3.35×10^{7a}	4.68×10^{6bc}	1.36×10^{6c}	95.9	3.1×10^{7a}	2.4×10^{6b}	6.5×10^{5c}	97.9
Protozoarios	-----	693.7 ^a	476.4 ^b	31.3	-----	26.75 ^a	231.4 ^a	
Microalgas	-----	276.9 ^a	217.9 ^a		-----	437.4 ^a	341.9 ^a	

temperatura del agua, para condiciones de flujo ($r = -0.69$) y de estancamiento ($r = -0.61$), así como para OD en el primer periodo de muestreo, esto puede ser observado al comparar la tendencia de los datos en sus gráficas donde los valores altos de protozoarios tienden a estar asociados con los valores bajos de temperatura. Sin embargo, fueron positivas para DQO en

el primer periodo y en el segundo con SST, CT y CF. Se debe indicar que tanto los valores de rotíferos y protozoarios del presente estudio están de acuerdo con observaciones realizadas por Amengual-Morro *et al.* (2012) y Perl y Pickney (1999) en otros cuerpos de agua superficiales y sistemas de tratamiento. También es importante señalar la escasa información que existe en relación con ambos grupos de organismos en sistemas de lagunas de oxidación.

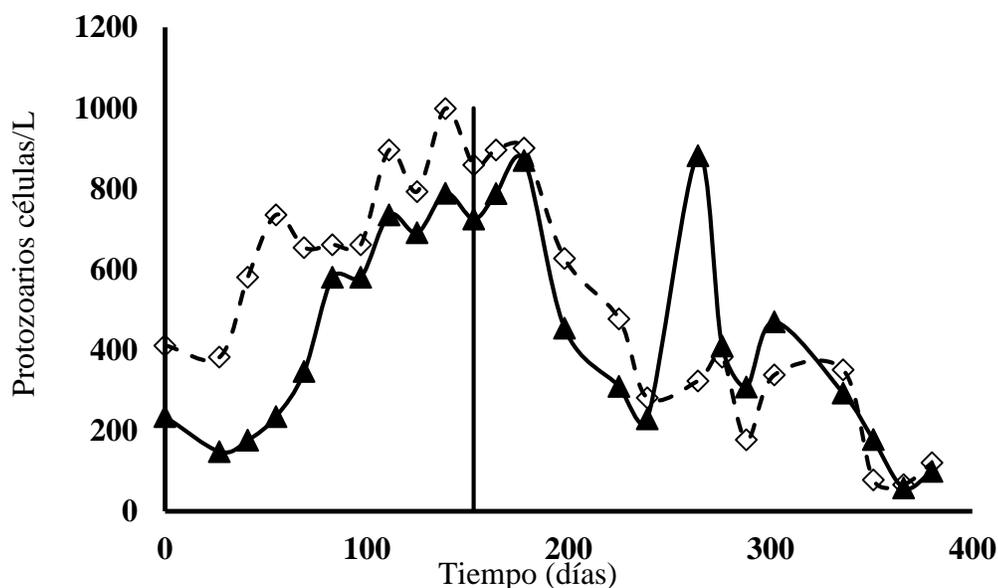


Figura 17. Comportamiento de Protozoarios en las muestras de agua colectadas durante condiciones de con y sin flujo (→) en la entrada del sistema de tratamiento A en los tres puntos de muestreo (◇AS1 y ▲AS2).

Por otra parte, las microalgas (Figura18) disminuyeron, no significativamente ($p>0.05$), 21% al pasar de 277 en AS1 a 218 en AS2 bajo condiciones de flujo. Mientras que para el segundo periodo de muestreo la concentración promedio en AS1 y AS2 fueron de 292 y 298 células/mL, sin diferencia significativa para sitio y periodo de muestreo. Las concentraciones de microalgas presentaron una correlación negativa con OD, temperatura, SST, SSV y positiva para protozoarios bajo condiciones de flujo. Los análisis para coliformes totales y fecales se presentan en la Figura 19 y 20 en todas las muestras colectadas se observó una reducción en la concentración influente ($p<0.05$) superior al 96%. El porcentaje de remoción reportado por Chalatsi y Gratziou (2015) y Ghazy, *et al.*, (2008) para coliformes totales varía entre 71 y 95% a diferencia de coliformes fecales que pueden alcanzar hasta el 95%. De acuerdo con la normatividad mexicana para descargas a aguas residuales a cuerpos de aguas

superficiales (NOM-003-ECOL-1997) estos resultados sobrepasan los límites permisibles de 1, 000 UFC/100mL.

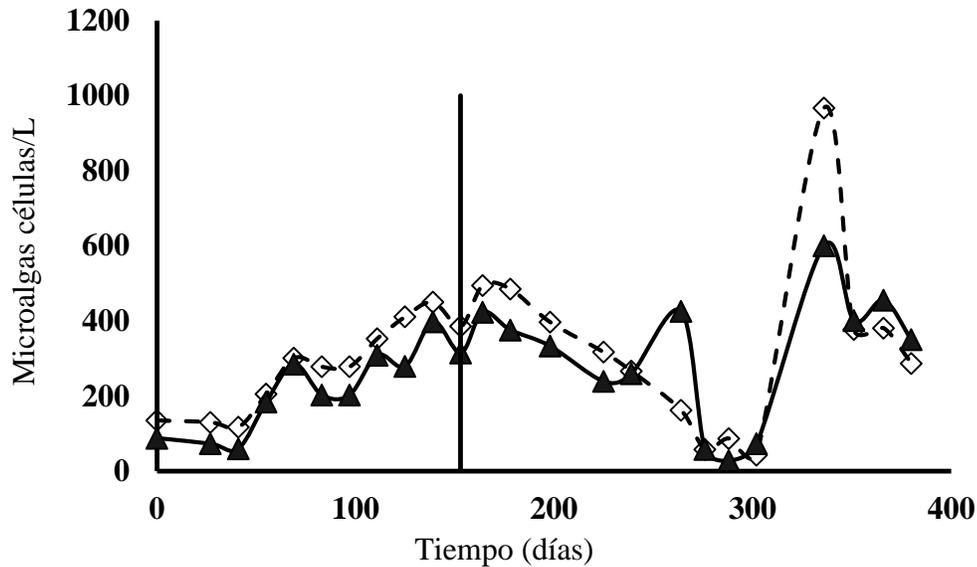


Figura 18. Comportamiento de Microalgas en las muestras de agua colectadas durante condiciones con y sin flujo (→) en la entrada del sistema de tratamiento A en los tres puntos de muestreo (◇AS1 y ▲AS2).

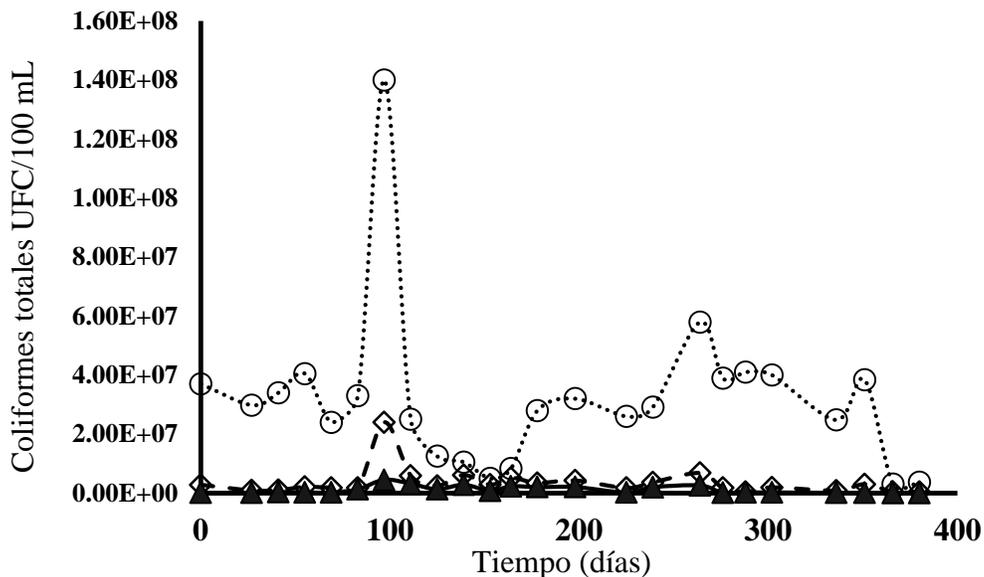


Figura 19. Comportamiento de Coliformes totales en las muestras de agua colectadas durante condiciones de con y sin flujo (→) en la entrada del sistema de tratamiento A en los tres puntos de muestreo (○E1; ◇AS1 y ▲AS2).

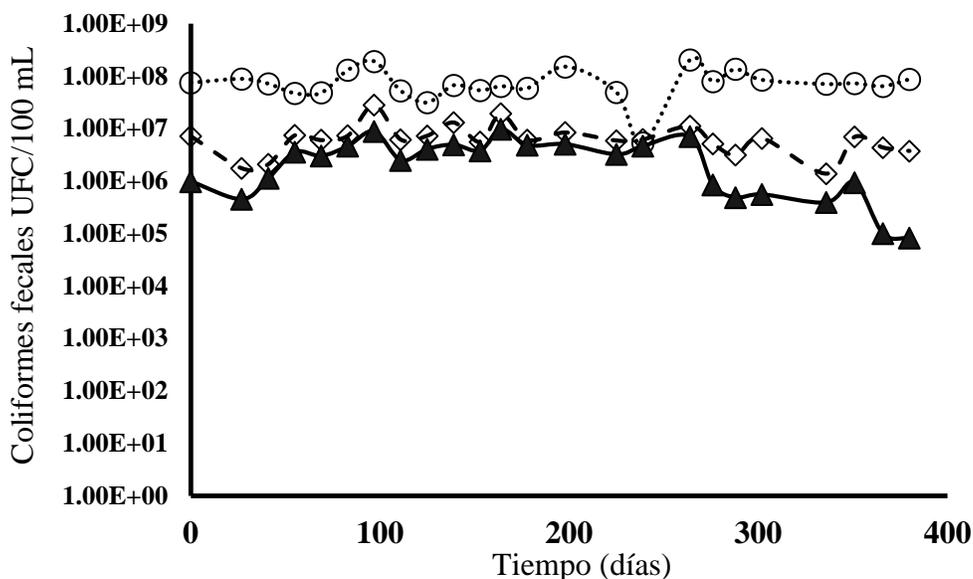


Figura 20. Comportamiento de Coliformes fecales en las muestras de agua colectadas durante condiciones de con y sin flujo (→) en la entrada del sistema de tratamiento A en los tres puntos de muestreo (○E1; ◇AS1 y ▲AS2).

Con relación a las concentraciones para colifagos nativos (Figura 21) se obtuvo un 98 y 99 % de remoción para AS1 y AS2, respectivamente, lo cual es muy superior al 36.9 % observado por Ghazy, *et al.* (2008).

6.4. Sistema de tratamiento B

Este periodo comprende del 30 de abril 2020 a septiembre 2020 cuando las muestras fueron colectadas también de los sitios BS1 y BS2 bajo condiciones de flujo continuo.

6.4.1 Parámetros físicos

Durante el periodo de monitoreo se analizó el comportamiento de pH, OD, CE, temperatura, SST y SSV. La Figura 21 muestra el comportamiento del pH de en el Sistema de Tratamiento B. En esta figura se observa que el pH incrementó significativamente ($p < 0.05$) en promedio de 7.48 a 7.6 en BS1 y a 7.9 en BS2, siendo consistentemente más bajo que los observados bajo condiciones de flujo en el Sistema A. Los valores observados coinciden con los valores de pH en sistemas de tratamiento estudiados por Ensink *et al.* (2007), Veeresh *et al.* (2010) y Hafiz *et al.* (2017) los cuales variaron de 7.23 a 7.7 en la descarga de una laguna facultativa.

Cabe destacar, que, aunque con menor significancia, pH siguió manteniendo correlación negativa con CE como se observó en el Sistema A, su correlación también fue significativa, negativa, con PO_4^{-3} , DQO, CT y CF. Con respecto a las concentraciones de OD (Figura 22),

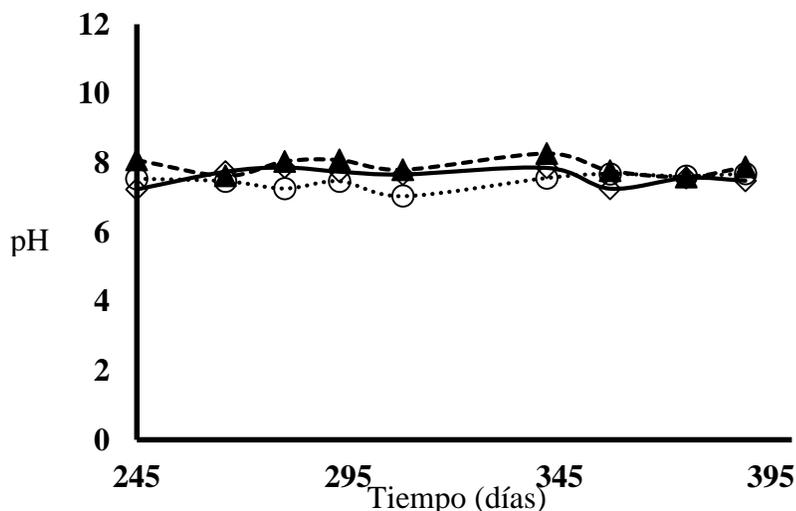


Figura 21. Comportamiento del pH en E1 (○), BS1 (◇) y BS2 (▲) durante el periodo de muestreo bajo condiciones de flujo continuo.

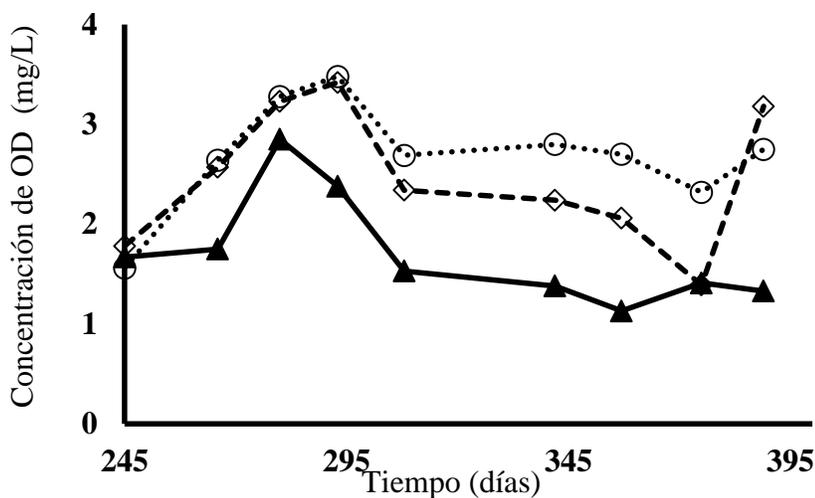


Figura 22. Concentraciones de OD en E1 (○), BS1(◇) y BS2 (▲) después del 30 de abril 2020 bajo condiciones de flujo.

estas fueron 2.69, 2.47 y 1.71 con correlación positiva significativa para DQO, CT y CF; lo cual no coincide con el periodo de mínima y máxima concentración de oxígeno que va de 1.22 a 1.41 mg/L en este tipo de sistemas (Olano *et al.*, 2019; Mtethiwa *et al.*, 2008). Un estudio realizado por Machibya y Mwanuzi, (2006) mencionó que las concentraciones de OD

cambiaron durante el monitoreo del efluente durante un determinado tiempo, reportando las concentraciones más bajas al medio día y las más altas por la mañana y la tarde con 3.39 mg/L y 3.50 mg/L, respectivamente. Con relación a la CE (Figura 23) en la entrada del sistema su valor fue de 1.079 mS/cm a 1.086 mS/cm en BS1 y disminuyendo a 1.026 mS/cm en la descarga de la segunda laguna de tratamiento. Los valores observados por otros estudios (Wallace *et al.*, 2016; Mtethiwa., *et al.* 2008; Olano *et al.*, 2019) fluctúan entre 0.660 a 0.800 mS/cm en la descarga del sistema. Durante este periodo de monitoreo la temperatura promedio en el influente fue de 29.3 °C disminuyendo a 27.4 y 27.3 °C en BS1 y BS2, respectivamente (Figura 24). Muy diferentes a las temperaturas a la salida del sistema de lagunas de oxidación reportados por Mtethiwa., *et al.* (2008); Letshwenyo *et al.* (2020) que variaron de 23 a 27 °C. En un estudio conducido por Abis y Mara, (2006) mencionaron que las temperaturas tomadas de los estanques fueron de 3 a 18°C, las cuales se comportan de manera similar a la reportados por Mtethiwa., *et al.* (2008) y Letshwenyo *et al.* (2020) que variaron de 23 a 27 °C. En otro estudio conducido por Abis y Mara, (2006) mencionaron que

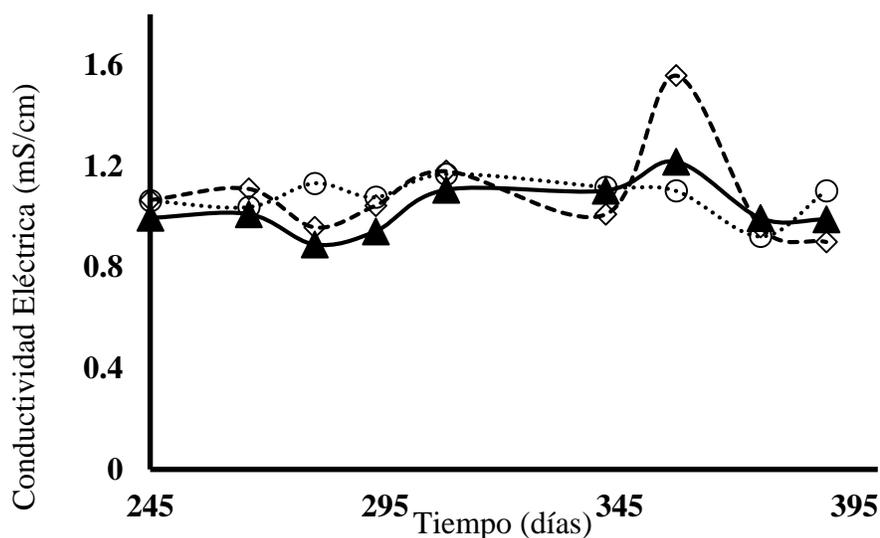


Figura 23. Comportamiento de la conductividad eléctrica en las muestras colectadas del Sistema B en los sitios E1 (○), BS1(◇) y BS2 (▲).

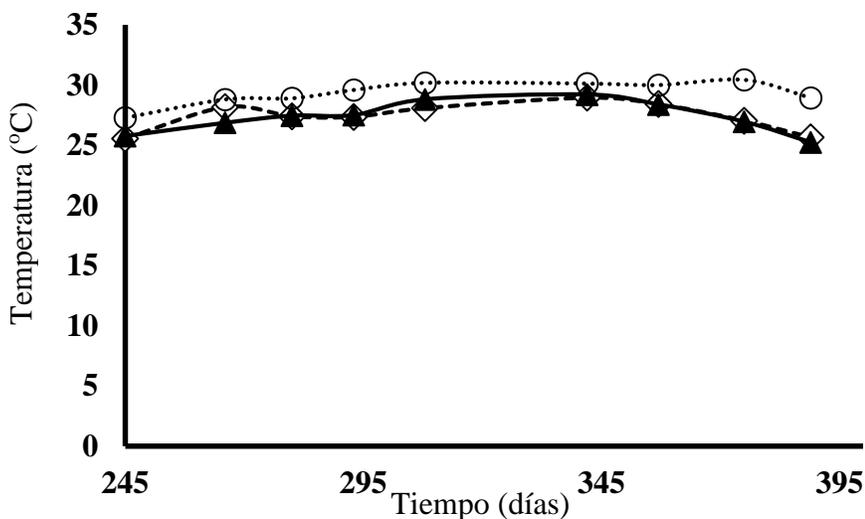


Figura 24. Temperaturas observadas en los sitios de monitoreo E1 (○), BS1(◇) y BS2 (▲) durante el presente estudio.

las temperaturas tomadas de los estanques fueron de 3 a 18°C, las cuales se comportan de manera similar a la temperatura promedio de la atmosfera. En el caso del presente estudio los

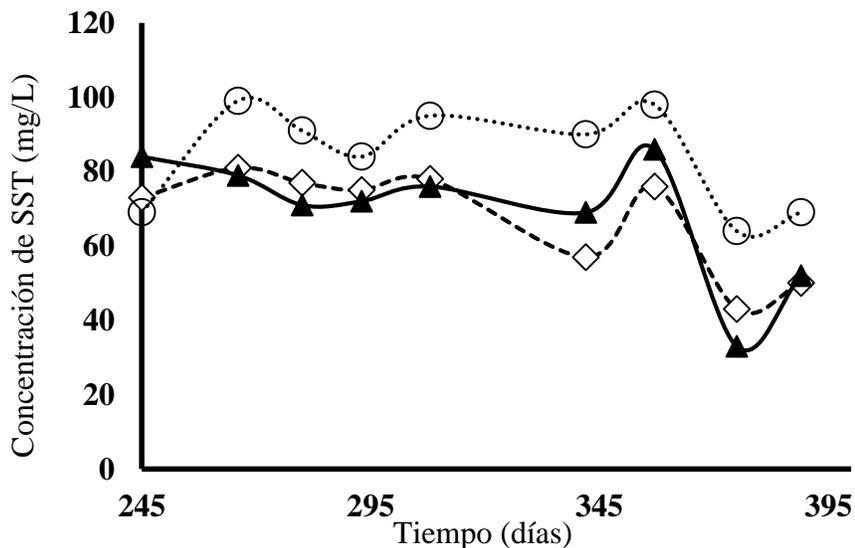


Figura 25. Comportamiento de los SST en el Sistema B (○E1; ◇BS1 y ▲BS2) bajo condiciones de flujo.

valores fueron altos con respecto al promedio del periodo de estudio probablemente porque solo comprende las muestras colectadas en primavera, verano y una parte de otoño. Con respecto a los SST los valores obtenidos fueron 84, 68 y 69 mg/L (Figura 25) en los sitios de muestreo de la entrada a la salida del sistema la remoción alcanzada fue 18%. Mientras que

los SSV en los tres sitios de muestreo tampoco mostraron diferencia significativa ($p > 0.05$). Bansah, K. y Suglo, R. (2016) mencionan sobre la ineficiencia de estos sistemas de tratamiento para la remoción de sólidos suspendidos.

6.4.2 Parámetros químicos.

Por otra parte, los parámetros químicos que se evaluaron fueron DQO, ortofosfatos y amonio. En la Figura 26 se puede observar el comportamiento de DQO a través del Sistema B. El cual disminuyó ($p < 0.05$) de un promedio de 1,003 mg/L en E1 a 487 mg/L en BS1 y a 320 mg/L en BS2 para alcanzar 51% (Cuadro 8) de remoción, con correlación altamente significativa con PO_4^{3-} ; mientras que para NH_4^+ fue 0.50. Machibya y Mwanuzi (2006) reportaron para un sistema de lagunas de oxidación una concentración influente de 301 mg/L que disminuyó a 112 mg/L en el efluente, el porcentaje de remoción fue de 62 %. Por otro lado, Letshwenyo *et al.* (2020) observó 500 y 90 mg/L de la entrada a la salida también

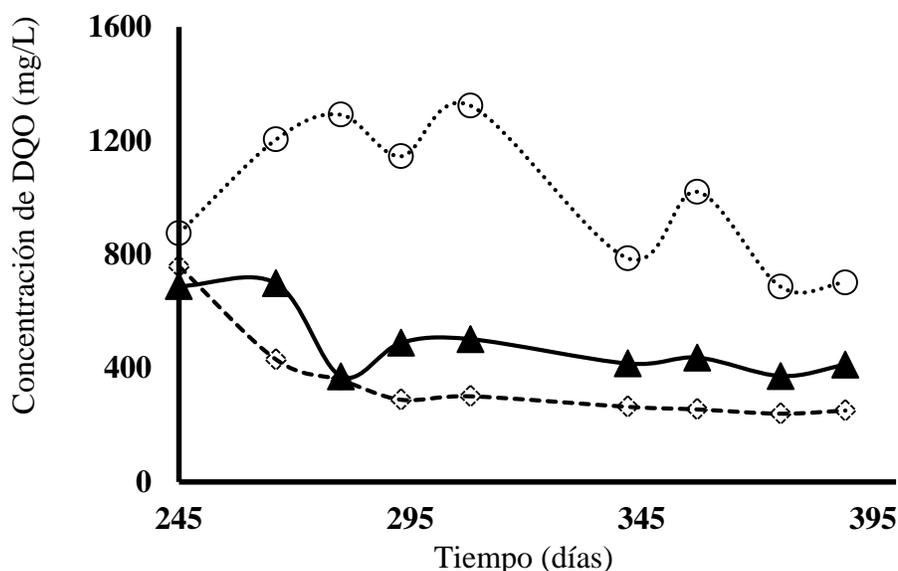


Figura 26. Concentraciones de DQO en las muestras de agua colectadas de E1(\circ), BS1(\diamond) y BS2 (\blacktriangle) durante el periodo de estudio.

en lagunas de oxidación. Con respecto a los valores NH_4^+ que se obtuvieron en el presente estudio (Figura 27) fueron 23.78 mg/L, 6.07 mg/L y 9.66 mg/L, en los sitios de muestreo para alcanzar 59% de remoción, estadísticamente significativa ($p < 0.05$). En un estudio

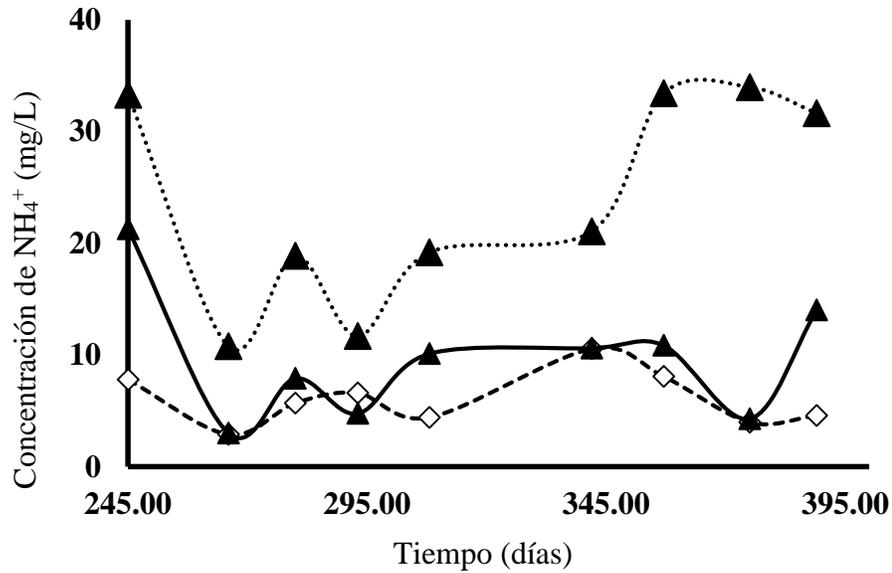


Figura 27. Comportamiento de NH_4^+ en los sitios E1(○), BS1(◇) y BS2 (▲) durante el periodo de estudio.

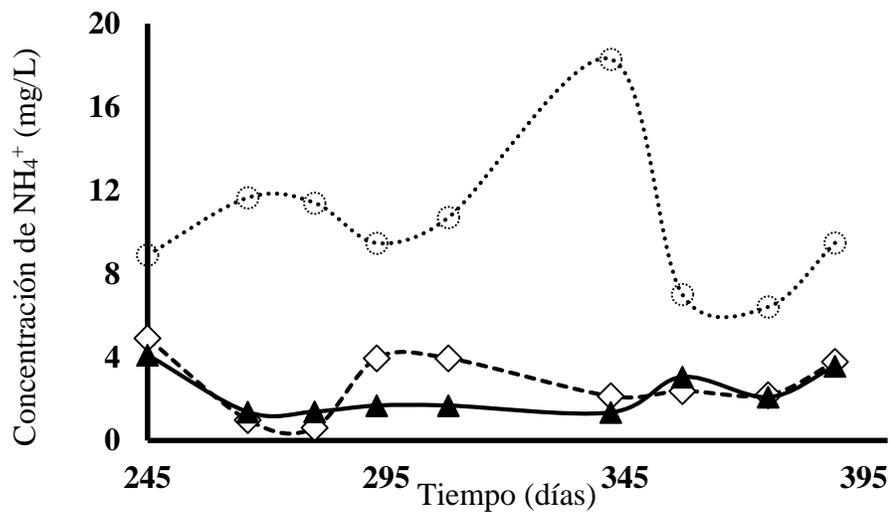


Figura 28. Comportamiento de PO_4^{3-} en las muestras colectadas en E1(○), BS1(◇) y BS2 (▲) durante el presente estudio.

conducido por Mbwele *et al.* (2016) reportó una concentración de 6.58 mg/L para la descarga del sistema. Con relación a PO_4^{3-} , la concentración inicial fue de 10.37 mg/L disminuyendo a 2.76 mg/L en BS1 y 2.24 mg/L en BS2 (Figura 28) para una remoción del 76%. Por otra parte, los valores observados por estudios conducidos por (Wallace *et al.*, 2016) resultaron en una remoción para PO_4^{3-} de 43%.

6.4.3 Parámetros microbiológicos.

Para las concentraciones de rotíferos en BS1 y BS2, los resultados que se obtuvieron fueron 6 y 7 rotíferos/mL, respectivamente. Sin embargo, para protozoarios (Figura 29) se observó un descenso de un promedio de 267 en BS1 a 231 células/ml en BS2, siendo consistentemente más bajos que los observados en el Sistema A, bajo condiciones de flujo. Por otra parte, las microalgas también disminuyeron al pasar de 437 en BS1 a 342 células/ml en BS2 que contrariamente a los protozoarios estos promedios fueron más altos que los del Sistema A.

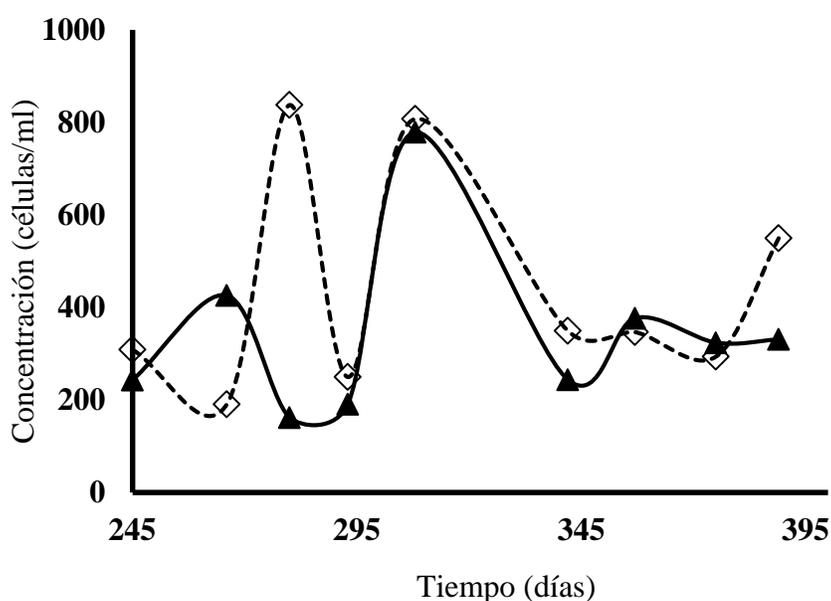


Figura 30. Concentración de protozoarios en el sistema de tratamiento B, sitios BS1(◇) y BS2 (▲).

Los análisis para coliformes totales (Figuras 30) muestran una reducción en la concentración influente superior al 96% y 98% para coliformes fecales. De acuerdo con la normatividad mexicana para descargas de aguas residuales a cuerpos de aguas superficiales (NOM-003-ECOL-1997) estos resultados sobrepasan los límites permisibles de 1,000 UFC/100mL. Con relación a las concentraciones para colifagos nativos se obtuvo un 76 y 100 % de remoción para BS1 y BS2, respectivamente. Con relación a las concentraciones para colifagos nativos que se presentan en la Figura 31, y en la que se compara las concentraciones de los sitios E1, AS1 y BS1 se observa como en AS1 tendieron a descender durante el periodo de estancamiento, probablemente a consecuencia del alto pH, superior a 8 y en algunos casos a 10 durante los meses de verano. Los sitios de monitoreo AS2 y BS2 no se reportan ya que las

concentraciones fueron inferiores a los niveles de detección del método de doble capa utilizado para su detección.

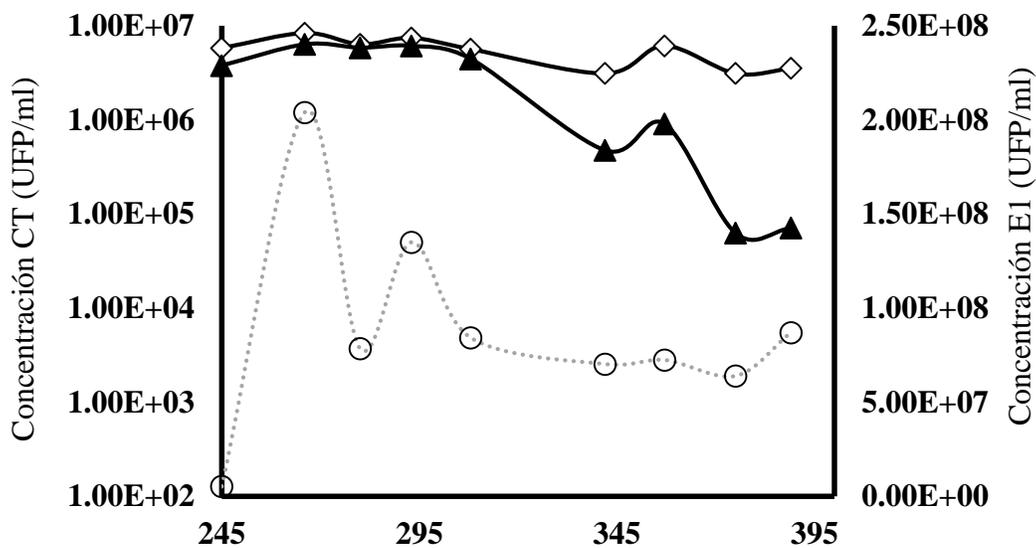


Figura 31. Comportamiento de la densidad de coliformes totales en E1, BS1 y BS2 durante el periodo de estudio.

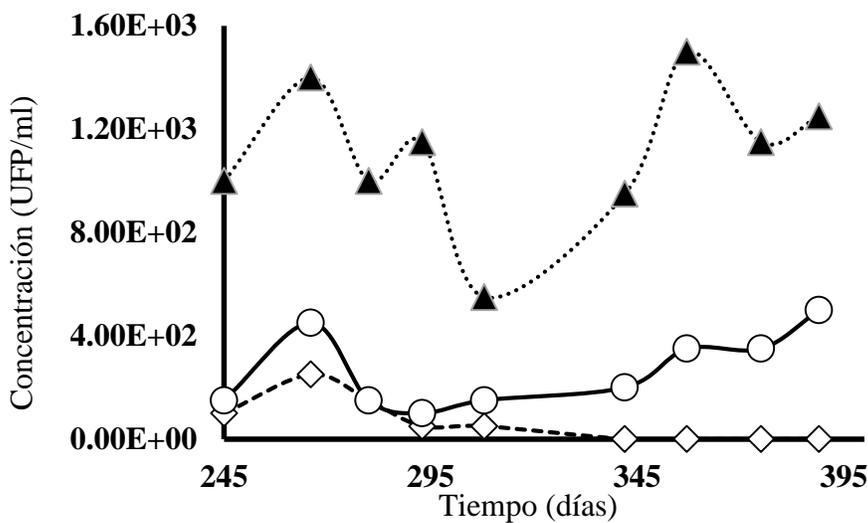


Figura 32. Concentraciones de colifagos nativos en los sitios de muestreo E1 (▲), AS1(◇) BS1(○) durante el periodo de estudio.

Cuadro 9. Coeficientes de correlación de Pearson para el Sistema B bajo condiciones de flujo continuo.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	Ñ
A	1														
B	-0.24	1													
C	-0.40 *	-0.10	1												
D	-0.17	0.31	0.34	1											
E	-0.19	0.38	0.39 *	0.49 **	1										
F	-0.02	-0.05	0.44 *	0.12	0.68 **	1									
G	-0.59 **	0.49 **	0.16	0.46 *	0.65 **	0.23	1								
H	-0.50 **	0.38 *	0.15	0.48 *	0.48 *	0.01	0.76 **	1							
I	-0.11	0.06	0.04	0.44 *	0.27	-0.06	0.50 **	0.58 **	1						
J	-0.44 *	0.67 **	0.12	0.62 **	0.69 **	0.22	0.79 **	0.67 **	0.44 *	1					
K	-0.47 *	0.55 **	0.28	0.56 **	0.73 **	0.35	0.84 **	0.65 **	0.42 *	0.84 **	1				
L	-0.63 **	0.58 **	0.20	0.43*	0.27	-0.01	0.67 **	0.60 **	0.40 *	0.72 **	0.75 **	1			
M	0.56 *	0.28	-0.26	0.40	0.01	-0.38	-0.25	-0.50 *	0.09	0.04	0.15	-0.08	1		
N	0.05	-0.05	-0.04	-0.20	0.37	0.40	0.69 **	0.48 *	0.38	0.30	0.40	0.01	-0.09	1	
Ñ	-0.16	-0.08	-0.05	-0.07	0.20	0.20	-0.01	-0.22	-0.29	0.18	0.24	-0.19	-0.15	-0.043	1

A: pH, B: OD, C: CE, D: Temperatura, E: SST, F: SSV, G: DQO, H: Ortofosfato, I: Amonio, J: C. Totales, K: C. Fecales, L: Colifagos, M: Rotíferos, N: Protozoarios, Ñ: Microalgas

6.5 Identificaron de microalgas

Se obtuvieron 28 aislados de microalgas de las muestras colectadas en las lagunas de oxidación durante los 12 meses del presente estudio. Los cuales fueron identificados por medio de PCR (Figura 32), amplificando la región ITS1- 5.8S - ITS2. En ella se puede observar un producto de 700 pb, similar a lo reportado por Hadi *et al.*, (2016). Podemos señalar que los productos de PCR obtenidos fueron secuenciados para identificar género o especie de microalgas. Los asilados se secuenciaron en Psomagen, Inc. Por otro lado, la secuencias que se obtuvieron se analizaron a comparación en la base de datos del Centro Nacional de Información Biotecnológica (NCBI) con el programa BLAST-nucleotide. De los 28 asilados solo se identificaron 15 los cuales fueron la siguientes: *Chlorella sp*, *Chlorella*

miniata y *Chlorella sorokiniana* (Cuadro 10). Lo anterior sugiere que el 54% de los géneros de las microalgas presentes en las lagunas de oxidación es *Chlorella*.

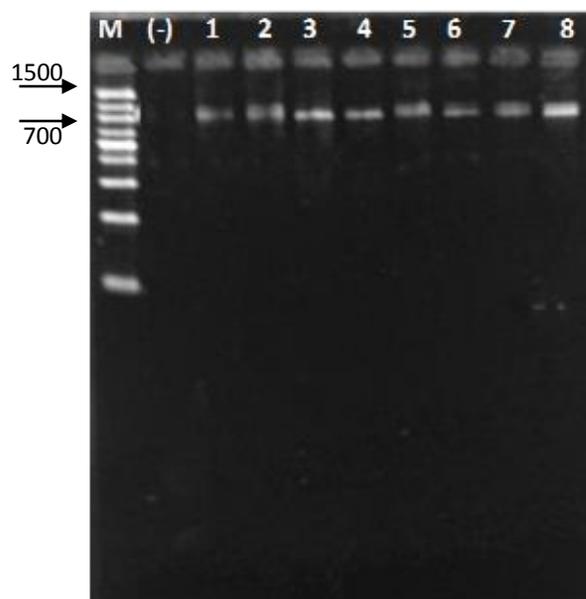


Figura 34. Amplificación de la región ITS1- 5.8S - ITS2 por PCR. Imagen de la electroforesis en gel de agarosa en donde se observa los productos de la PCR de 700 pb; M indica el marcador de peso molecular 100pb (Genscrip), (-) control negativo.

Cuadro 10. Identificación molecular de los aislados de la laguna de oxidación, incluido el porcentaje de identidad, el número de acceso y el nombre de la especie identificada en la base de datos GenBank (basada en la secuencia de la región ITS).

Región ITS			
Aislados	Especie	% de identificación	Acceso a GenBank
5	<i>Chlorella sp</i>	92.96%	MN658362.1
7	<i>Chlorella sp</i>	86.63%	KY645969.1
8	<i>Chlorella sorokiniana</i>	96.36%	LR215766.1
11	<i>Chlorella sp</i>	96.88%	MT810116.1
15	<i>Chlorella miniata</i>	100%	KU291890.1

16	<i>Chlorella miniata</i>	92.46%	KU291890.1
18	<i>Chlorella sorokiniana</i>	96.36%	LR215790.1
19	<i>Chlorella sp</i>	90.38%	KM061459.1
20	<i>Chlorella sp</i>	95%	MN658362.1
22	<i>Chlorella sorokiniana</i>	100%	JX014220.1
23	<i>Chlorella sp</i>	99.33%	MN658362.1
24	<i>Chlorella sp</i>	95.88%	MN658362.1
25	<i>Chlorella sorokiniana</i>	91.26%	MN658362.1
26	<i>Chlorella sp</i>	96.72%	MN658361.1
29	<i>Chlorella sp</i>	100%	MN658362.1

Chlorella sp se pudo observar tanto en AS1 como en la descarga de sistema, a diferencia de *Chlorella miniata* esta predominó en AS1, *Chlorella sorokiniana* se observó en la descarga del sistema. *Chlorella* es una de las especies que predomina en las aguas residuales. Singa, R *et al.*, (2017) menciona que las aguas residuales con un medio de crecimiento rentable para la producción de biomasa, así como para la eliminación de nutrientes para evitar la eutrofización, mencionado que la especie *Chlorella* puede remover un 87.9 y 98.4 de nitrógeno y fósforo totales. En un estudio realizado por Eladel *et al.*, (2019) observó el comportamiento de *Chlorella sorokiniana* en condiciones controladas utilizando como medio de cultivo agua residual. Los resultados observados mostraron 74.2, 83.3 y 78% de remoción de NO₃-N, NH₃-N y fósforo total, respectivamente.

7. CONCLUSIONES

El presente estudio ha descrito la eficiencia de tratamiento de lagunas de oxidación, la correlación que existe entre los parámetros evaluados. Conceptualmente es posible señalar que la remoción de la materia orgánica es función de la presencia de nutrientes y por consecuencia de la biomasa activa. Las lagunas de oxidación para el tratamiento de agua residual municipal, las cuales pueden remover aceptablemente indicadores como DQO, coliformes totales, fecales y colifagos nativos, así como nutrientes responsables de la eutroficación de los cuerpos de agua superficial. Sin embargo, también los resultados observados muestran los bajos niveles de remoción de SST que contrastan con los porcentajes de remoción de los indicadores microbiológicos observados. En relación con los protozoarios, rotíferos y microalgas. Los resultados del presente estudio indican que los rotíferos no son una parte importante de la biomasa activa en sistemas de lagunas de oxidación para tratamiento de agua residual, sin embargo, su papel como indicador de toxicidad del efluente debe ser evaluado en posteriores estudios. Adicionalmente, es importante señalar la correlación positiva entre microalgas y protozoarios, en especial durante el periodo de bajas temperaturas; también, la mayor concentración de protozoarios en el sistema con mayor tiempo de operación y a su vez el incremento de microalgas al disminuir estos organismos. Los análisis moleculares sugieren que el género dominante en las lagunas de oxidación bajo estudio es *Chlorella*, también su resistencia a las altas cargas orgánicas y a los compuestos derivados de su degradación como NH_4^+ y NH_3 .

8. LITERATURA CONSULTADA.

- Abis, K. L., & Mara, D. (2006). Temperature measurement and stratification in facultative waste stabilisation ponds in the UK climate. *Environmental Monitoring and Assessment*, 114(1–3), 35–47. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-1076-7>
- Adhikari, K., & Fedler, C. B. (2020). Pond-In-Pond: An alternative system for wastewater treatment for reuse. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(2), 103523. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103523>
- Akunna, J. C., & Akunna, J. C. (2018). Biological Treatment Processes. In *Anaerobic Wastewater Treatment and Biogas Plants*. <https://doi.org/10.1201/9781351170529-1>
- Ali, Hafiz Qasim; Farooq, Aamir; Ahmed, M. (2017). Monitoring the Wastewater Treatment Efficiency of Oxidation Ponds at Chokera, Faisalabad. *Mehran University Research Journal of Engineering and Technology*, 36(4), 987–994. <https://doi.org/10.22581/muet1982.1704.23>
- Amengual-morro, C., Niell, G. M., & Martínez-taberner, A. (2012). Phytoplankton as bioindicator for waste stabilization ponds. *Journal of Environmental Management*, 95, S71–S76. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.07.008>
- Amenorfenyo, D. K., Huang, X., Zhang, Y., Zeng, Q., Zhang, N., Ren, J., & Huang, Q. (2019). Microalgae Brewery Wastewater Treatment: Potentials, Benefits and the Challenges. *International journal of environmental research and public health*, 16(11), 1910. <https://doi.org/10.3390/ijerph16111910>
- APHA (2005) Standard methods for the examination of water and wastewater, 21st edn. American Public Health Association, Washington, DC.
- Atkins, P., & Paula, J. (2014). *Physical Chemistry*. New York: Oxford University Press.
- Azarpira, H., P. Behdarvand, K. Dhumal y G. Pondhe (2014). Potential use of cyanobacteria species in phycoremediation of municipal wastewater. *Int. J. Biosci.*, 4(4): 105-111.
- Bansah, K., & Suglo, R. (2016). Sewage Treatment by Waste Stabilization Pond Systems. *Journal of Energy and Natural Resource Management*, 3(1). https://www.researchgate.net/publication/316118862_Sewage_Treatment_by_Waste_Stabilization_Pond_Systems
- Barceló, I. D., I. Allende, H. E. Solís, A.L. Bussy, y C. González (2002) Determinación del estado de equilibrio de un sistema hídrico. *Rev. Soc. Quím. Méx.*, **46**, (2): 93-104.

- Bitton, G. 2005. *Wastewater Microbiology*. John Wiley & Sons.
- Bourrelly, B. *Les algues d'eau douce*. Tomos 1-3. Tomo 1 1966. *Les algues vertes*, Tomo II 1968 *Les algues jaunes et brunes*, Tomo III 1970 *Les algues bleues et rouges*. Éditions N. Boubée et Cle. Paris.
- Brunce, J.T., E. Ndam, I.D. Ofiten, A. Moore y D.W. Graham (2018) A review of phosphorous removal technology and their applicability to small scale domestic wastewater treatment system. *Front. Environ. Sci.*, 6:1-15.
- Butler, E., Hung, Y.-T., et al. (2017). Oxidation pond for municipal wastewater treatment. *Applied Water Science*, 7(1), 31–51. <https://doi.org/10.1007/s13201-015-0285-z>
- Chevalier, P., D. Proulx, P. Lessard, W.F. Vincent y J. Nove (2000). Nitrogen and phosphorus removal by high latitude mat-forming cyanobacteria for potential use in tertiary wastewater treatment. *J. Appl. Phycol.*, 12:105-112.
- Chisti, Y. (2007). Biodiesel from microalgas. *Biotechnology Advances* 25, 294-306.
- Cho, D., R. Ramanan, J. Heo, Z. Kane, B. Kim, C. Ahn, H. Oh y H. Kim (2015) Organic carbón, influent microbial diversity and temperature strongly influence algal diversity and biomass in raceway ponds treating raw municipal wastewater. *Bioresour. Technol.*, 191:481-487. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.02.013>
- Craggs, R.J., Heubeck, S., Lundquist, T.J., Benemann, J.R (2011). Algae biofuel from wastewater treatment high rate algal ponds. *Water Science and Technology* 43 (17), 6475e6481.
- Cuellar-Bermudez S.P., G. S. Aleman-Nava, R. Chandra, J. S. Garcia-Perez, J. R. Contreras-Angulo, G. Markou, K. Muylaert, B. E. Rittmann y R. Parra-Saldivar (2017). Nutrients utilization and contaminants removal. A review of two approaches of algae and cyanobacteria in wastewater. *Algal Res.*, 24:238-249.
- Dalu, J. M., & Ndamba, J. (2003). Duckweed based wastewater stabilization ponds for wastewater treatment (a low cost technology for small urban areas in Zimbabwe). *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 28(20), 1147–1160. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pce.2003.08.036>
- Donna L., Turnbull, Craggs, R. (2017) Environmental drivers that influence microalgal species in fullscale wastewater treatment high rate algal ponds. *Water Research* 124 504-512. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2017.08.012>

- Duarte, R. M., & Val, A. L. (2020). reference to global climate change in Brazil. In *Water Conservation and Wastewater Treatment in BRICS Nations*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818339-7/00001-1>
- Eladel, H., Abomohra, A. E., Battah, M., Mohammed, S., Radwan, A., & Abdelrahim, H. (2019). Evaluation of *Chlorella sorokiniana* isolated from local municipal wastewater for dual application in nutrient removal and biodiesel production. *Bioprocess and biosystems engineering*, 42(3),425–433. <https://doi.org/10.1007/s00449-018-2046-5>.
- Ensink, J. H. J., van der Hoek, W., Mara, D. D., & Cairncross, S. (2007). Waste stabilization pond performance in Pakistan and its implications for wastewater use in agriculture. *Urban Water Journal*, 4(4), 261–267. <https://doi.org/10.1080/15730620701427429>
- Faleschini, M. and Esteves, J.L. (2017), Full- scale maturation ponds working below a latitude of 43°S in a semiarid area: seasonal performance and removal mechanisms. *Water and Environment Journal*, 31: 47-56. doi:10.1111/wej.12219
- Faleschini, M., Esteves, J.L. & Camargo Valero, M.A. (2012). The Effects of Hydraulic and Organic Loadings on the Performance of a Full-Scale Facultative Pond in a Temperate Climate Region (Argentine Patagonia). *Water Air Soil Pollut* 223, 2483–2493 <https://doi.org/10.1007/s11270-011-1041-0>
- Farzadkia, M., Ehrampoush, M. H., Sadeghi, S., Kermani, M., & Taghi, M. (2014). Performance evaluation of wastewater stabilization ponds in. *Environmental Health Engineering and Management Journal*, 1(1), 7–12.
- Fernandez, J., J.R. Alonso, A.F. Rey y A. Sánchez (2003) Characterization of phosphorous forms in wastewater treatment plants. *J. Hazard. Mater*, 28(1-3):193-205.
- Fiałkowska, E., & Pajdak-Stós, A. (2008). The role of *Lecane* rotifers in activated sludge bulking control. *Water research*, 42(10-11), 2483–2490. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.02.001>
- Fricke, C. R., & Crabb, J. H. (1998). *Water-borne Cryptosporidiosis : Detection Methods and Treatment Options*. 40.
- Garcia, J., Mujeriego, R., Bourrouet, A., Peñuelas, G., & Freixes, A. (2000). Wastewater treatment by pond systems: experiences in Catalonia, Spain. *Water Science and Technology*, 42(10–11), 35–42. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0603>

- Gerba, C.P. y I.L. Pepper (2015). Wastewater treatment and Disinfection. In Pepper, I.L., C.P. Gerba y T.J. Gentry. Environmental Microbiology 3a ed. Elsevier. pp 583-606.
- Ghazy, M.M., Senousy, W.M., Aatty, A., & Kamel, M. (2008). Performance Evaluation of a Waste Stabilization Pond in a Rural Area in Egypt. American Journal of Environmental Sciences, 4, 316-325. <https://doi.org/10.3844/ajessp.2008.316.325>
<http://dx.doi.org/10.3923/jas.2005.36.43>
- Gratziou, M., & Chalatsi, M. (2013). Use of waste stabilization ponds' systems in Mediterranean Europe. Desalination and Water Treatment, 51(13–15), 3018–3025. <https://doi.org/10.1080/19443994.2012.748451>
- Guillen-Jimenez, E., P. Alvarez-Mateos, F. Romeo-Guzman y J. Pereda-Marin (2000) Bio-mineralization of organic matter dairy wastewater, as effected by pH. The evolution of ammonium and phosphorous. Wat. Res., 34(4):1215-1224.
- Henze, Mogens. (2008). Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. iwa publishing. London 33-52. 10.2166/9781780401867.
- Ho, L.T., Van Echelpoel, W., Goethals, P.L.M., Design of waste stabilization pond systems: A review, Water Research (2017), doi: 10.1016/j.watres.2017.06.071.
- Holmes, D. E., Dang, Y., & Smith, J. A. (2019). Nitrogen cycling during wastewater treatment. In Advances in Applied Microbiology (1st ed., Vol. 106). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/bs.aambs.2018.10.003>
- Hotzel, G., & Groome, R. (1999). Phytoplankton methods manual for australian freshwaters.
- Huang, Q., Z. Wang, C. Wang, S. Wang y X. Jin (2005). Phosphorus release in response to pH variation in the lake sediments with different ratios of iron-bound P to calcium-bound P. *Chem Spec Bioavailab.*, **17**(2):55-61.
- Igbiosa, E.O., Okoh, A.I. (2009). Impact of discharge wastewater effluents on the physico-chemical qualities of a receiving watershed in a typical rural community. Int. J. Environ. Sci. Technol. 6, 175–182. <https://doi.org/10.1007/BF03327619>
- Jaramillo, Álvaro Orozco. 2014. Bioingeniería de Aguas Residuales: Teoría y Diseño. Segunda Edición. Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Acodal.

- Karia, G., y Christian, R. (2013). Wastewater treatment: concepts and design approach. PHI Learning. India. Pp 1-9
- Khan, S., & Ali, J. (2018). Chemical analysis of air and water. In *Bioassays: Advanced Methods and Applications*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811861-0.00002-4>
- Lapeña, M. R. (1989). *TRATAMIENTO DE AGUAS INDUSTRIALES: AGUAS DE PROCESO Y RESIDUALES*. Marcombo.
- Lardon, L., Hélias, A., & Sialve, B. (2009). Life-cycle assessment of biodiesel production from microalgae. *Environmental Science & Technology*, 43(17), 6475–6481. Retrieved from <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es900705j>
- Lei, Y., M. Saakes, R.D, van der Weijden y C.J.N. Buisman (2018) Effects of current density, bicarbonate and humic acid on electrochemical induced calcium phosphate precipitation. *Chem. Eng. J.*, 342:350-356.
- Letshwenyo, M. W., Thumule, S., & Elias, K. (2020). Evaluation of waste stabilisation pond units for treating domestic wastewater. *Water and Environment Journal*, 0, 1–10. <https://doi.org/10.1111/wej.12641>
- Liu, G. J., Zheng, D., Deng, L. W., Wen, Q., & Liu, Y. (2014). Comparison of constructed wetland and stabilization pond for the treatment of digested effluent of swine wastewater. *Environmental technology*, 35(21-24), 2660–2669.
- Machibya, M., & Mwanuzi, F. (2006). Effect of low-quality effluent from wastewater stabilization ponds to receiving bodies, case of Kilombero sugar ponds and Ruaha river, Tanzania. *International journal of environmental research and public health*, 3(2), 209–216. <https://doi.org/10.3390/ijerph2006030025>
- Maier, R.M. (2011) Microbial communication, activities and interactions with environment and nutrient cycle. In Pepper, I., C.P. Gerba, T.J. Gentry y R.M. Maier. Academic Press. pp. 287-318.
- Mara D. (2003). *Domestic wastewater treatment in developing countries*. Routledge earthscan.310 p.
- Mara, D., and N. J. Horan. 2003. *Handbook of Water and Wastewater Microbiology*. Elsevier Science.

- Mara, D., S.W. Mills, H.W. Pearson y G.P. Albaster (1992) Waste Stabilization Ponds: A viable alternative for small community treatment system. *Water Environ. J.*, 6: 72-78.
- Maria Chalatsi, Maria Gratziou. (2015) Efficiency and design parameters of waste stabilization ponds in north-east Greece. *Desalination and Water Treatment* 56:5, pages 1240-1247. DOI: 10.1080/19443994.2014.981677
- Mbwele, L., Rubindamayugi, M., Kivaisi, A., & Dalhammar, G. (2003). Performance of a small wastewater stabilisation pond system in tropical climate in Dar es Salaam, Tanzania. *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 48(11-12), 187–191.
- McLellan, S. L., Fisher, J. C., & Newton, R. J. (2015). The microbiome of urban waters. *International microbiology: the official journal of the Spanish Society for Microbiology*, 18(3), 141–149. <https://doi.org/10.2436/20.1501.01.244>
- Mehat, A., V.K. Soni, D. Shukla, N. K., Vishuakarma (2020) Cyanobacteria: a potential source of anticancer drugs. In. Singh, P.K., V.K. Singh, A. Kumar y A. Shrivastava. *Advances in Cyanobacterial Biology*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/C2018-0-05196-8>.
- Mehrabadi, A., Farid, M. M., & Craggs, R. (2016). Variation of biomass energy yield in wastewater treatment high rate algal ponds. *Algal Research*, 15, 143–151. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.02.016>
- Metcalf y Eddy. (2014) *Wastewater Engineering. Treatment and Resource Recovery*. 5ta edition. McGraw Hill.
- Mishra, S. K., Suh, W. I., Farooq, W., Moon, M., Shrivastav, A., Park, M. S., & Yang, J. W. (2014). Rapid quantification of microalgal lipids in aqueous medium by a simple colorimetric method. *Bioresource Technology*, 155, 330–333. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.077>
- Montemezzani, V., Duggan, I. C., Hogg, I. C., & Craggs, R. J. (2015). A review of potential methods for zooplankton control in wastewater treatment High Rate Algal Ponds and algal production raceways. *Algal Research*, 11, 211–226. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2015.06.024>
- Montemezzani, V., Duggan, I. C., Hogg, I. D., & Craggs, R. J. (2017). Assessment of potential zooplankton control treatments for wastewater treatment High Rate Alga Ponds. *Algal Res.*,24,40-63g

Mtethiwa, A., Munyenembe, A., Jere, W., & Nyali, E. (2008). EFFICIENCY OF OXIDATION PONDS IN WASTEWATER TREATMENT.

NORMA Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997, Que establece los límites máximos permisibles de los contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público

Ogunfowokan, A.O., Okoh, E.K., Adenuga, A.A. and Asubiojo, O.I. (2005) An Assessment of the Impact of Point Source Pollution from a University Sewage Treatment Oxidation Pond on a Receiving Stream—A Preliminary Study. *Journal of Applied Sciences*, 5, 36-43.

Olano, H., Martigani, F., Somma, A., & Aubriot, L. (2019). Wastewater discharge with phytoplankton may favor cyanobacterial development in the main drinking water supply river in Uruguay. *Environmental monitoring and assessment*, 191(3), 146. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7288-4>

Oragui, J. (2003). Viruses in faeces. In *Handbook of Water and Wastewater Microbiology*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-012470100-7/50030-3>

Ortega M. 1984. Catálogo de las algas continentales recientes de México. UNAM. México, D.F

Pajdak-Stós, A., & Fiałkowska, E. (2012). The influence of temperature on the effectiveness of filamentous bacteria removal from activated sludge by rotifers. *Water environment research: a research publication of the Water Environment Federation*, 84(8), 619–625. <https://doi.org/10.2175/106143012x13373550427039>

Park, J. B. K., Craggs, R. J., & A.N. Shilton. (2011). Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresource Technology*, 102, 35–42. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.158>

Park, J. B. K., Craggs, R. J., & Shilton, A. N. (2013). Enhancing biomass energy yield from pilot-scale high rate algal ponds with recycling. *Water Research*, 47(13), 4422–4432. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.04.001>

Park, J. B. K., Craggs, R. J., & Shilton, A. N. (2013). Investigating why recycling gravity harvested algae increases harvestability and productivity in high rate algal ponds. *Water Research*, 47(14), 4904–4917. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.05.027>

Pearson, H. (2003) Microbial interactions in facultative and maturation ponds. In Mara, D. y Horan, N. *The Handbook of Water and Wastewater Microbiology*. Elsevier. pp 449-458. doi.org/10.1016/B978-0-12-470100-7.X5000-6.

- Perl, H.W. y J.L. Pinckney (1996) A Mini review of Microbial Consortia: Their Roles in Aquatic Production and Biogeochemical Cycling. *Microb. Ecol.*, 31: 225-247.
- Poach, M.E., P.G. Hunt, E.J. Sadler, T.A. Matheny, M.H. Jhonson, K.C. Stone, F.J. Humenik y J.M. Rice (2002) Amonia volatilization from constructed wetlands that treat swine wastewater. *Trans. ASAE*, **45**(3): 619-927.
- Ratsey, H. (2014). UNDERSTANDING OXIDATION PONDS. IS DISSOLVED OXYGEN PROFILING THE KEY?
- Rockne K.J. y P. L. Brezonik (2006) Nutrient Removal in a Cold-Region Wastewater Stabilization Pond: Importance of Ammonia Volatilization. *J Environ Eng.*, Abril: 451-459.
- Schroeder, E., & Wuertz, S. (2003). 3 - Bacteria. In D. Mara & N. Horan (Eds.), *Handbook of Water and Wastewater Microbiology* (pp. 57–68). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-012470100-7/50004-2>
- Serrano, S., Arregui, L., Perez-Uz, B., Calvo, P., & Guinea, A. (2015). Guidelines for the Identification of Ciliates in Wastewater Treatment Plants. In *Water Intelligence Online* (Vol. 7, Issue 0). <https://doi.org/10.2166/9781780401935>
- Sime, I. 2004. The freshwater algal flora of the British Isles: An identification guide to freshwater and terrestrial algae, edited by David M. John, Brian A. Whitton and Alan J. Brook. Cambridge University Press, Cambridge, 2002, 702pp. ISBN 0- 521- 77051- 3. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14(1), 105-105.
- Singh, D. (2020) Cyanobacteria as a source of nanoparticle: application and future projections. In. Singh, P.K., V.K. Singh, A. Kumar y A. Shrivastava. *Advances in Cyanobacterial Biology*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/C2018-0-05196-8>
- Singh, R., Birru, R. and Sibi, G. (2017) Nutrient Removal Efficiencies of *Chlorella vulgaris* from Urban Wastewater for Reduced Eutrophication. *Journal of Environmental Protection*, **8**, 1-11. doi: 10.4236/jep.2017.81001.
- Sit. K., Ahmed, A., & Haque, M. (2012). Performance of Sewage Oxidation Pond in USM Engineering Campus Performance of Sewage Oxidation Pond in USM Engineering Campus. (August).
- Smith G. 1950. *Freshwater algae of the United States*. Mc Graw Hill Publications in the Botanical Sciences. NY. USA.

- Standard, A. P. H. A. (1998). *Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association.
- Sukla, L. B., Subudhi, E., & Pradhan, D. (2018). The Role of Microalgae in Wastewater Treatment. In *The Role of Microalgae in Wastewater Treatment*. <https://doi.org/10.1007/978-981-13-1586-2>
- Sukla, L., Subudhi, E., & Pradhan, D. (2019). *The role of microalgae in wastewater treatment*. Singapore: Springer. [10.1007/978-981-13-1586-2](https://doi.org/10.1007/978-981-13-1586-2).
- Sun, H., H. Zhang, J. Min, Y. Feng y W. Shi (2016). Controlled-release fertilizer, floating duckweed, and biochar affect ammonia volatilization and nitrous oxide emission from ricepaddy fields irrigated with nitrogen-rich wastewater. *Paddy Water Environ.*, **14**:105–111.
- Sutherland, D. L., Turnbull, M. H., & Craggs, R. J. (2017). Environmental drivers that influence microalgal species in fullscale wastewater treatment high rate algal ponds. *Water Research*, *124*, 504–512. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.08.012>
- Tadesse, I., F.B. Green, J.A. Puakka (2004) Seasonal and diurnal variations of temperature, pH and dissolved oxygen in advanced integrated wastewater pond system treating tannery effluent. *Wat. Res.*, *38*:645-654.
- Tifany L. y Britton M. 1952. *The algae of Illinois*. The University of Chicago Press.
- Veeresh, M., Veeresh, A. V., Huddar, B. D., & Hosetti, B. B. (2010). Dynamics of industrial waste stabilization pond treatment process. *Environmental Monitoring and Assessment*, *169*(1–4), 55–65. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1150-z>
- Vendramelli, R. A., S. Vijay y Q. Yuan (2016) Phosphorus Removal Mechanisms in a Facultative Wastewater Stabilization Pond. *Water Air Soil Pollut.*, **227**: 417
- Von Sperling, M. (2007). *Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal*. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780402086>
- Wallace, J., Champagne, P., & Hall, G. (2016). Multivariate statistical analysis of water chemistry conditions in three wastewater stabilization ponds with algae blooms and pH fluctuations. *Water Research*, *96*, 155–165. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.046>
- Wher J. y Sheath R. 2003. *Freshwater algae of North America*. Academic Press, NY. USA.
- Whitford L. y Schumacher G. 1984. *A manual of freshwater algae*. Sparks Press. Raleigh, NC. USA.

- Zhou, W., Hu, B., Li, Y. et al. (2012). Mass Cultivation of Microalgae on Animal Wastewater: a Sequential Two-Stage Cultivation Process for Energy Crop and Omega-3-Rich Animal Feed Production. *Appl Biochem Biotechnol* 168: 348. <https://doi.org/10.1007/s12010-012-9779-4>
- Zouboulis A., Tolkou A. (2015) Effect of Climate Change in Wastewater Treatment Plants: Reviewing the Problems and Solutions. In: Shrestha S., Anal A., Salam P., van der Valk M. (eds) *Managing Water Resources under Climate Uncertainty*. Springer Water. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-10467-6_10