



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN INGENIERÍA
Ingeniería Ambiental - Agua

TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DE UN RELLENO SANITARIO UTILIZANDO UN
FILTRO BIOLÓGICO AIREADO (BAF)

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN INGENIERÍA

PRESENTA:
German Dimitriv Jojoa Unigarro
Instituto de Ingeniería

TUTOR PRINCIPAL:
Dr. Simón González Martínez

MIEMBROS DEL COMITÉ TUTOR:
Dra. Petia Mijaylova Nacheva – Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Dr. Alfonso Durán Moreno – Facultad de Química, UNAM

Ciudad de México. Noviembre de 2016



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO:

Presidente: Dra. Petia Mijaylova Nacheva
Secretario: Dr. Alfonso Durán Moreno
Vocal: Dr. Germán Cuevas Rodríguez
1^{er}. Suplente: M. en C. Gloria Moreno Rodríguez
2^{d o}. Suplente: Dr. Simón González Martínez

Laboratorio de Ingeniería Ambiental, edificio 5, Instituto de Ingeniería, UNAM

TUTOR DE TESIS:

Dr. Simón González Martínez

FIRMA

DEDICATORIA

A mis **amigos** quienes hicieron de esta maestría un proceso divertido, nunca olvidaré nuestras fiestas y cada una de las canciones que no podían faltar: Amor bonito, Gente de zona, el Ras Tas Tas... Pero sobre todo por el apoyo que me dieron y por aguantarme, “soy una persona que tiene sus problemas”.

“La amistad es más difícil y más rara que el amor. Por eso, hay que salvarla como sea “

(Alberto Moravia)

A **Roxana**

¿Qué cosa más grande que tener a alguien con quien te atrevas a hablar como contigo mismo?

(Cicerón)

A **Sofi**

Más que una hermana una amiga

A mi mamá **Fanny Esmerada Unigarro Moreno**

Gracias por todo.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la **UNAM** y al **INSTITUTO DE INGENIERÍA** por acogerme en sus instalaciones y permitir el desarrollo de mi investigación.

Agradezco a la **Coordinación de Estudios de Posgrado (CEP)** y al **Concejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT)** por los apoyos brindados para el desarrollo de mi investigación.

De la manera más especial al **Dr. Simón González Martínez** por ser el tutor y dirigir mi investigación, por tratar de abrirme la mente y no cansarme con mis ideas preconcebidas y sobre todo por las preguntas existenciales que más de una tarde me rompieron la cabeza. Gracias de nuevo.

Quiero también agradecer a los doctores **Petia Mijaylova N., Alfonso Duran M., Germán Cuevas M. y Oscar González Barceló**, además a la maestra **Gloria Moreno R.** por sus aportes y participación activa en el desarrollo de esta tesis.

Al personal técnico del laboratorio de Ingeniería Ambiental de Instituto de Ingeniería.

Esta investigación fue posible gracias al apoyo de la **Dirección General de Asuntos del Personal Académico (DGAPA)** de la Universidad Nacional Autónoma de México, proyecto **IN110115**.

CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Hipótesis	3
1.2. Objetivos	3
1.3. Alcances	3
2. LIXIVIADOS DE RELLENOS SANITARIOS	4
2.1. Rellenos sanitarios	4
2.2. Lixiviados	5
3. FILTROS BIOLÓGICOS AIREADOS	9
3.1. Características del medio filtrante	12
3.2. Retrolavado	13
3.3. Biopelícula	15
4. TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS POR MEDIO DE SISTEMAS AEROBIOS	19
4.1. Tratamiento de lixiviados viejos como sustrato único.	19
4.2. Tratamiento conjunto de lixiviados y agua residuales	21
5. RESPIROMETRÍA	24
5.1. Respiración	25
5.2. Modelos de respiración	26
5.3. La relación de respirometría a la remoción de sustrato y el crecimiento microbiano.....	28
6. METODOLOGÍA	30
6.1. Lixiviados	30
6.2. Medio filtrante	32
6.3. Carga orgánica y relación volumétrica lixiviado - agua residual.....	32
6.4. Filtros biológicos aereados.....	33

6.5. Toma de muestras y determinaciones analíticas.....	35
6.6. Respirimetría.....	36
7. RESULTADOS.....	40
7.1. Caracterización del tezontle.....	40
7.2. Caracterización del lixiviado de la tercera etapa del relleno sanitario de Bordo Poniente	40
7.3. Carga orgánica y remoción de DQO	43
7.4. Comportamiento de nitrógeno amoniacal	49
7.5. Comportamiento de ortofosfatos	55
7.6. Comportamiento de los sólidos suspendidos totales y volátiles.....	59
7.7. Tiempo de retención celular y biomasa en el retrolavado	62
7.8. Respirimetría.....	65
8. CONCLUSIONES.....	71
9. REFERENCIAS.....	73
Anexo A.....	77
Anexo B	85

Figuras

Figura 3.1. Diagrama básico del funcionamiento de filtro biológico aireado Fuente: BIOFOR – Degrémont, 2014.	10
Figura 3.2. . Perfiles de concentración de nutrientes en un filtro biológico aireado con soporte poroso. a) Filtro en una etapa b) Filtro en dos etapas y recirculación de agua tratada. Fuente: modificado de González-Martínez et al. 2006.	12
Figura 3.3. Operación normal y retrolavado de filtros biológicos Fuente: González Martínez et al. 2007.	15
Figura 3.4. Esquema del flujo de nutrientes y productos en una biopelícula	17
Figura 5.1. Esquema de respiración por una biomasa heterótrofa.....	25
Figura 5.2. Modelos de respiración A) tradicional B) decaimiento-crecimiento....	27
Figura 5.3. Relación entre respiración, utilización de sustrato y crecimiento microbiano.....	29
Figura 6.1. Diagrama para realización experimental.	31
Figura 6.2. Filtro biológico aireado	34
Figura 6.3. Dispositivo para realizar las mediciones de oxígeno disuelto.	38
Figura 6.4. Diagrama de experimento para realización de pruebas de respirometría	39
Figura 7.1. Homogenización de lixiviados.....	41
Figura 7.2. Carga orgánica superficial.....	44
Figura 7.3. Comportamiento de la DQO total y disuelta.	45
Figura 7.4. Remoción de DQO total y disuelta.....	45
Figura 7.5. Perfiles de DQO para carga de 8.1 g/m ² ·d	47
Figura 7.6. Perfiles de DQO para la carga de 5.3 g/m ² ·d	47
Figura 7.7 perfiles de DQO para la carga de 3.1 g/m ² ·d	47
Figura 7.8. Perfiles de DQO para la relación Lix: 1%	48
Figura 7.9. Perfiles de DQO para la relación Lix 3%	48
Figura 7.10. Perfil de DQO de Lix 2%.....	48
Figura 7.11. Comportamiento de nitrógeno amoniacal y nitrato	50

Figura 7.12. Remoción de nitrógeno amoniacal.....	52
Figura 7.13. Perfiles de nitrógeno amoniacal para las CO 8.1, 5.3 y 3.1 g/m ² ·d.52	
Figura 7.14. Perfiles de nitrógeno amoniacal para las relaciones Lix: 1, 3 y 2%..53	
Figura 7.15. Perfiles de nitratos para las CO 8.1, 5.3 y 3.1 g/m ² ·d.....	54
Figura 7.16. Perfiles de nitratos para las relaciones Lix: 1, 3 y 2%.....	55
Figura 7.17. Comportamiento de ortofosfatos.....	56
Figura 7.18. Remoción de ortofosfatos para las relaciones Lix: 1, 3 y 2%.	56
Figura 7.19. Perfiles de ortofosfatos para las CO 8.1, 5.3 y 3.1 g/m ² ·d.....	58
Figura 7.20. Perfiles de ortofosfatos para las relaciones Lix: 1, 3 y 2%	58
Figura 7.21. Comportamiento de sólidos.....	60
Figura 7.22. Perfil de sólidos para una carga de 8.1 g/m ² ·d	60
Figura 7.23. Perfil de sólidos para una carga de 5.3 g/m ² ·d	61
Figura 7.24 Perfil de sólidos para una carga de 3.1 g/m ² ·d	61
Figura 7.25. Perfil de sólidos para una relación Lix 1%	61
Figura 7.26. Perfil de sólidos para una relación Lix 3%	62
Figura 7.27 Respirimetría con consumo de oxígeno total para carga orgánica de 8.1 g/m ² ·d.....	66
Figura 7.28 Comportamiento de la DQO disuelta para respirometría de consumo total con una carga de 8.1 g/m ² ·d.	66
Figura 7.29 Respirimetría en condiciones endógenas para la carga orgánica de 8.1 g/m ² ·d.	67
Figura 7.30. Pendientes de consumo de oxígeno total para la carga 8.1 g/m ² ·d..67	
Figura 7.31.Pendientes de consumo de oxígeno con sustrato endógeno para la carga 8.1 g/m ² ·d.	68
Figura 7.32. Tasas de consumo vs DQO.....	69
Figura 7.33. Tasas de consumo vs relación Lixiviado/Agua residual	70
Figura A.1. Respirimetría con consumo de oxígeno total para carga orgánica de 5.3 g/m ² ·d.....	74

Figura A.2. Comportamiento de la DQO disuelta para respirometría de consumo total con una carga de 5.3 g/m ² ·d.....	74
Figura A.3. Respirometría con consumo de oxígeno por sustrato endógeno para carga orgánica de 5.3 g/m ² ·d.....	75
Figura A.4. Respirometría con consumo de oxígeno total para carga orgánica de 3.1 g/m ² ·d.....	75
Figura A.5. Comportamiento de la DQO disuelta para respirometría de consumo total con una carga de 3.1 g/m ² ·d.....	76
Figura A.6. Respirometría con consumo de oxígeno por sustrato endógeno para carga orgánica de 3.1 g/m ² ·d.....	76
Figura A.7. Respirometría con consumo de oxígeno total para la relación 1% lixiviado /agua residual.....	77
Figura A.8. Comportamiento de la DQO disuelta para respirometría de consumo total para la relación 1% lixiviado /agua residual.....	77
Figura A.9. Respirometría con consumo de oxígeno por sustrato endógeno para la relación 1% lixiviado /agua residual.....	78
Figura A.10. Respirometría con consumo de oxígeno total para la relación 2% lixiviado /agua residual.....	78
Figura A.11. Comportamiento de la DQO disuelta para respirometría de consumo total para la relación 2% lixiviado /agua residual.....	79
Figura A.12. Respirometría con consumo de oxígeno por sustrato endógeno para la relación 2% lixiviado /agua residual.....	79
Figura A.13. Respirometría con consumo de oxígeno total para la relación 3% lixiviado /agua residual.....	80
Figura A.14. Comportamiento de la DQO disuelta para respirometría de consumo total para la relación 3% lixiviado /agua residual.....	80
Figura A.15. Respirometría con consumo de oxígeno por sustrato endógeno para la relación 2% lixiviado /agua residual.....	81
Figura B.1. Pendientes de consumo de oxígeno total para la carga 5.3 g/m ² ·d.....	82
Figura B.2. Pendientes de consumo de oxígeno con sustrato endógeno para la carga 5.3 g/m ² ·d.....	82
Figura B.3. Pendientes de consumo de oxígeno total para la carga 3.1 g/m ² ·d.....	83
Figura B.4. Pendientes de consumo de oxígeno con sustrato endógeno para la carga 3.1 g/m ² ·d.....	83

Figura B.5. Pendientes de consumo de oxígeno total para la relación 1% lixiviado /agua residual.....	84
Figura B.6. Pendientes de consumo de oxígeno con sustrato endógeno para la relación 1% lixiviado /agua residual.....	84
Figura B.7. Pendientes de consumo de oxígeno total para la relación 2% lixiviado /agua residual.....	85
Figura B.8. Pendientes de consumo de oxígeno con sustrato endógeno para la relación 2% lixiviado /agua residual.....	85
Figura B.9. Pendientes de consumo de oxígeno total para la relación 3% lixiviado /agua residual.....	86
Figura B.10. Pendientes de consumo de oxígeno con sustrato endógeno para la relación 3% lixiviado /agua residual.....	86

Tablas

Tabla 2.1. Caracterización de los lixiviados	7
Tabla 2.2. Contenido de metales pesados presentes en lixiviados de rellenos sanitarios.....	8
Tabla 3.1. Mecanismos de remoción de partículas.	14
Tabla 6.1. Composición agua residual sintética para un carga orgánica de 3.0 g DQO/m ² d.	35
Tabla 6.2. Plan de muestreo.....	36
Tabla 6.3. Parámetros a evaluar por punto de muestreo	36
Tabla 6.4. Técnicas analíticas para la determinación de los parámetros de interés	37
Tabla 7.1. Características del material filtrante Tezontle.	40
Tabla 7.2. Caracterización de lixiviado del relleno sanitario tercera etapa.	41
Tabla 7.3. Metales pesados	42
Tabla 7.4. Valores promedio de DQO total y disuelta	46
Tabla 7.5. Valores promedio de nitrógeno amoniacal y nitratos.....	50
Tabla 7.6. Valores promedio de fósforo de ortofosfatos	57
Tabla 7.7. Tiempo de retención celular.....	63
Tabla 7.8 Relaciones de sólidos suspendidos (SST), volátiles (SSV) y fijos (SSF), nitrógeno orgánico (NTK) en el retrolavado y coeficiente de rendimiento para las etapas experimentales.....	64
Tabla 7.9. Tasas de consumo de oxígeno.....	68

Resumen

Título: Tratamiento de lixiviados de un relleno sanitario utilizando un filtro biológico aireado (BAF)

Los lixiviados de un relleno sanitario son una mezcla compleja de sales inorgánicas, metales pesados, nitrógeno amoniacal, compuestos biodegradables y de compuestos orgánicos recalcitrantes, estos se generan producto de la precipitación, percolación, compactación y degradación de los residuos sólidos del relleno sanitario. Los lixiviados pueden infiltrarse hacia aguas subterráneas y desplazarse grandes distancias contaminando fuentes de agua.

Los sistemas de biopelícula son una tecnología atractiva para el tratamiento de aguas residuales que contienen compuestos recalcitrantes, inhibitorios y tóxicos debido a que poseen altos tiempos de retención celular, lo que puede evitar el lavado de microorganismos adaptados.

Este trabajo consistió en la implementación de un filtro biológico aireado para el cootratamiento de lixiviados con aguas residuales municipales, con el fin de determinar la capacidad de remoción de los contaminantes presentes en la mezcla lixiviado-aguas residual.

El filtro biológico aireado se operó bajo flujo continuo, el material de soporte fue tezontle (tamaño de partícula 9 mm), el flujo de aire fue de 2 L/min, el tiempo de retención hidráulico fue de 3.7 h y trabajo a temperatura ambiente. Se realizaron dos etapas de experimentación en la primera se evaluó la operación de biofiltro sin lixiviado y en la segunda con lixiviado. Las cargas orgánicas sin lixiviado fueron 8,1, 5,3 y 3,1 g/m²·d. las relaciones lixiviado-agua residual fueron de 1 y 3%.

Para la cargas orgánicas 8,1, 5,3, y 3,1 g/m²·d la remoción de DQO total fue 80, 91 y 94%, y el nitrógeno de amoníaco de 80, 100, y 98%, respectivamente. Para las relaciones lixiviado/agua residual 1 y 3% de la remoción de DQO total fue 90 y 57%, y el nitrógeno de amoníaco de 100 y 25%, respectivamente.

La respirometría es una medición e interpretación de la tasa consumo de oxígeno por acciones biológicas bajo unas condiciones experimentales establecidas. Porque el consumo de oxígeno está directamente asociado al crecimiento de la biomasa y la remoción de sustrato. Esta técnica es ampliamente utilizada para monitorear, modelar y controlar procesos biológicos aerobios. En esta investigación se utilizó la técnica de respirometría para determinar las tasas de consumo de oxígeno total, por sustrato exógeno y por respiración endógena.

Para la etapa experimental sin lixiviado la tasa de consumo de oxígeno por sustrato y la tasa de consumo de oxígeno en condiciones endógenas, disminuyen al disminuir al DQO. La relación Lix 3% disminuye la remoción de material carbonoso e inhibe los procesos de nitrificación.

Palabras clave: Filtro bilógico aireado, lixiviado, respirometría.

Abstract

Title: Treatment of leachate from landfill using a biological aerated filter (BAF)

Leachate from a landfill are a complex mixture of inorganic salts, heavy metals, ammonia nitrogen, biodegradable compounds and recalcitrant organic compounds, these are generated by precipitation, percolation, compaction and degradation of solid waste landfill. Leachate can infiltrate into groundwater and travel long distances contaminating water sources.

The biofilm reactors have attracted attention especially for the treatment of wastewaters containing recalcitrant, inhibitory and toxic. Biofilm process have proven to be more efficient to remove xenobiotics than suspended growth systems. They offer higher solids retention times to prevent washout of adapted microorganisms.

This work consisted to implementation of a biological aerated filter for the co-treatment of leachate with municipal wastewater, to determine the capacity to remove contaminants in the leachate-wastewater mixture.

The aerated biological filter was operated under continuous flow, the support material was tezontle (particle size 9 mm), the air flow was 2 L/min, the hydraulic retention time was 3.7 h and work at room temperature. Two stages of experiment were performed in the first operation we were evaluated biofilter without leached and the second with leached. The organic loads without leachate were 8.1, 5.3 and 3.1g/m²·d and the lechate-wastewater relationships were 1, 3, and 2%.

For the OLR 8.1, 5.3, and 3.1 g/m²·d total COD was removed at 80, 91, and 94 %, and ammonia nitrogen of 80, 100, and 98 %, respectively. For the ratio leachate / wastewater (Lix) 1 and 3 % total COD was removed at 90 and 57 %, and ammonia nitrogen of 100 and 25 %, respectively.

Respirometry is the measurement and interpretation of the biological oxygen consumption rate under welldefined experimental conditions. Because oxygen consumption is directly associated with both biomass growth and substrate removal, respirometry is a useful technique for monitoring, modelling and control of the biological processes. The respirometry technique was used in this research to determine oxygen uptake rate by exogenous substrate and endogenous respiration.

For the experimental stage without leaching rate of oxygen consumption and the rate of substrate oxygen consumption in endogenous conditions, by decreasing the COD decrease. The Lix 3% decreases carbonaceous material removal and inhibits nitrification.

Keywords: biological aerated filter, leachate, respirometry.

1. INTRODUCCIÓN

La disposición final de residuos sólidos urbanos (RSU) producidos por las zonas urbanas y rurales es un problema de hace muchos años debido a que tiene un gran impacto sobre la higiene. La disposición final de los RSU está relacionada principalmente por un factor antrópico que es el crecimiento urbano. Según el informe sobre la situación ambiental, en México se generan 112.5 mil toneladas diarias de RSU y el incremento de generación entre 2003 y 2011 fue de 25 % (SEMARNAT, 2013). El método que se ha utilizado para la disposición final a nivel internacional son los rellenos sanitarios por su fácil construcción y bajo costo (Renou et al. 2008).

El relleno sanitario es una construcción que busca alejar los residuos de las poblaciones para evitar molestias (de olores y visuales), riesgos a la salud y plagas. Consiste en esparcir los RSU en el relleno, posteriormente una compactación para disminuir el volumen y luego se cubren con tierra cada día, para evitar la proliferación de malos olores y vectores de enfermedades.

En los rellenos sanitarios, los RSU en las primeras semanas, se degradan bajo condiciones aerobias y en la medida en que el oxígeno se agota pasan a condiciones anaerobias. En este proceso de digestión se libera agua que en conjunto con la filtración de aguas subterráneas y el agua de precipitación pluvial percola a través de los desechos y con las múltiples reacciones bioquímicas que pueden ocurrir en el interior del relleno sanitario entre el contenido sólido y acuoso, forman un líquido con altas concentraciones de materia orgánica y sustancias tóxicas (Salem et al. 2008).

Son muchos los factores que afectan la composición de los lixiviados: la precipitación, el cambio de estaciones, el tipo de RSU y del diseño del relleno sanitario. El parámetro que más influye sobre las características de los lixiviados es su edad (Tchobanoglous et al. 1994). Los lixiviados jóvenes contienen una gran cantidad de materia orgánica biodegradable, permitiendo una rápida fermentación, dando como consecuencia una gran cantidad de ácidos grasos volátiles (AGV) (Welandar et al. 1997; 1998); los lixiviados maduros se caracterizan por la presencia de sustancia recalcitrantes como los compuestos húmicos, fúlvicos y cantidades grandes de nitrógeno amoniacal. Las altas concentraciones son debidas a la fase metanogénica en la cual los AGV se transforman en biogás y como residuo del metabolismo se producen compuestos húmicos (Renou et al. 2008).

Debido a las altas concentraciones que se presentan en los lixiviados deben ser colectados y tratados de manera adecuada antes de poder ser vertidos a un cuerpo de agua. Entre las tecnologías que se utilizan están las basadas en procesos biológicos, procesos fisico-químico, procesos avanzados de oxidación (AOP) y procesos de filtración por membrana (Renou et al. 2008). Para la optimización de los procesos se han diseñado trenes que combinan diferentes procesos de tratamiento. Remociones del orden 99% se logran con el tren de tratamiento reactor batch siguiendo el siguiente esquema de proceso coagulación/oxidación fenton (Wu et al. 2011). Sin embargo combinar procesos puede aumentar los costos por el requerimiento de más energía y sustancias químicas. Por ejemplo, para el tren biofiltro aerobio sumergido con ozonización o con oxidación foto-fenton los costos de operación aumentan en un 125% y 63% respectivamente, si se comparan con el costo de operación del solo biofiltro aerobio sumergido (Cassano et al. 2011).

Para reducir los costos de tratamiento de lixiviado y mantener altas eficiencias, se han realizado diluciones de los lixiviados con agua residual doméstica como co-sustrato, permitiendo el tratamiento de aguas residuales domésticas y lixiviados en plantas de tratamiento de aguas convencionales, evitando la inversión de diseño y construcción de plantas exclusivas de lixiviados. La relación de dilución no se puede exceder de 10% porque las grandes concentraciones de amonio afectan considerablemente los procesos biológicos (Ferraz et al. 2014; Renou et al. 2008).

Las plantas de lodos activados permiten operar con cargas significativas de amonio, que es importante de considerar dado que los lixiviados presentan concentraciones altas de nitrógeno (en forma de ion amonio) y de fosfatos, logrando eficiencias de remoción en el rango de 80-90% de DBO. Pero el tratamiento de lixiviados en plantas de lodos activados presenta dificultades con las altas cargas de materia orgánica e inorgánica provenientes de los lixiviados jóvenes y viejos respectivamente, por lo que los lixiviados solo pueden representar menos del 10% del caudal total de la planta para evitar sobrecargas y disminución de lodos por inhibición de la actividad biológica por la presencia de materia orgánica refractaria y metales pesados (Diamadopoulos et al. 1997; Renou et al. 2008).

Las plantas de tratamientos convencionales, aunque presentan eficiencias altas, pueden llegar a ocupar una gran cantidad de espacio, por lo cual surge la necesidad de desarrollar tecnologías que ocupen menos espacio y mantengan eficiencias de remoción altas, como una alternativa están los filtros biológicos aireados (BAF- por sus siglas en inglés) que realizan dos procesos simultáneos: un proceso físico, la filtración y un proceso biológico, la degradación de los compuestos orgánicos por los microorganismos adheridos al lecho filtrante. El que los microorganismos estén fijados a un material de soporte, permite a este tipo de reactor contener mayor biomasa y, por ende, lograr altas eficiencias de remoción. Como consecuencia de la difusión limitada de oxígeno en este tipo de sistema se generan zonas aerobias donde se degrada la materia orgánica y el amonio se transforma en nitritos y nitratos, y una zona anaerobia donde los nitritos y nitratos pueden ser desnitrificados generando nitrógeno molecular (Lewandowski et al. 2011).

Este trabajo plantea evaluar el comportamiento de un filtro biológico aireado para el co-tratamiento de lixiviados y agua residual municipal determinando las

eficiencias de remoción de material carbonoso y nitrogenado además del efecto sobre la tasa de consumo de oxígeno al introducir el lixiviado al tratamiento.

1.1. *Hipótesis*

Utilizando biopelículas es posible remover los contaminantes contenidos en lixiviados de rellenos sanitarios cuando son tratados en conjunto con agua residual municipal.

1.2. *Objetivos*

Objetivo general

Determinar la capacidad de remoción de los contaminantes contenidos en los lixiviados de un relleno sanitario cuando se emplea una biopelícula que se desarrolla bajo condiciones aerobias.

Objetivos específicos

- Evaluar la remoción de materia orgánica y nitrógeno para el tratamiento de lixiviados y agua residual sintética.
- Evaluar el efecto del lixiviado sobre la tasa de respiración de un biofiltro que trata agua residual sintética.

1.3. *Alcances*

- El trabajo experimental se llevará a cabo en un filtro biológico a nivel laboratorio.
- El agua residual utilizada será producida en el laboratorio.
- Los lixiviados provendrán del relleno sanitario Bordo Poniente.

2. LIXIVIADOS DE RELLENOS SANITARIOS

2.1. Rellenos sanitarios

En la segunda mitad del siglo XX, México intensificó su industrialización a la par de un gran crecimiento poblacional, lo que llevó a un aumento en el consumo de materias primas y de insumos para abastecer el consumo de bienes y servicios a la población. Al mismo tiempo se generaban residuos de diferentes tipos. Según la Ley general para la prevención y gestión integral de residuos se consideran residuos como aquellos materiales o productos cuyo propietario o poseedor desecha y se les clasifica en tres grandes grupos: residuos sólidos urbanos (RSU), residuos de manejo especial (RME) y residuos peligrosos (RP) (SEMARNAT. 2013).

En México, la generación de residuos sólidos pasó de 300 g/hab/día en promedio en la década de los cincuentas, a más de 860 g/hab/día, en promedio, en el año 2000 SEDESOL (2006). La generación total de residuos sólidos urbanos constituidos principalmente por desechos originados en viviendas, oficinas, jardines y comercios llegó a 41 millones toneladas en 2011, lo que implica un aumento del 25% con respecto al 2003 y un aumento de un millón de toneladas anuales a partir de 2000, año en el cual la generación estuvo en 30.7 millones de toneladas (SEMARNAT, 2013). Destacan los productos orgánicos con 50% de la generación total, siguiendo en importancia el cartón y el papel con 15%. Las estimaciones disponibles en México en torno a la generación de residuos peligrosos, residuos que por su toxicidad, representan un riesgo alto especialmente para la salud y el medio ambiente provienen de las empresas que los reportan, pues de acuerdo con la normatividad, éstas deben notificar si los desperdicios que originan son peligrosos o no. En 2000, 27 mil 280 empresas se manifestaron como generadoras de residuos peligrosos, reportando 3.705.846 toneladas. En México sólo el 53% de los RSU generados se depositan en 51 rellenos sanitarios ubicados en ciudades medias y zonas metropolitanas, y muy poco en localidades pequeñas (Arvizu et al. 2005). El resto se deposita en vertederos no controlados y en muchos de estos sitios se practica la quema como una medida para controlar los volúmenes de RSU.

Los rellenos sanitarios son obras civiles de ingeniería diseñadas para la disposición final de residuos sólidos, de manera segura y con el fin de proteger la salud humana y el medio ambiente. La forma de operar consiste en esparcir pequeñas capas de

residuos, compactándolas para reducir su volumen y al final son cubiertos con tierra. Los principales problemas que se presentan en un relleno sanitario son la producción de biogás y lixiviados. Estos últimos son producto de la estabilización y transformación que sufren los residuos sólidos dentro del relleno sanitario debido a diferentes factores, entre los que se encuentran: infiltración, precipitación anual, evapotranspiración, temperatura, composición, densidad y contenido de humedad de los residuos sólidos (Tchobanoglous et al. 1994).

2.2. Lixiviados

La existencia de rellenos sanitarios tiene como consecuencia inevitable la producción de lixiviados, ya que la descomposición de los RSU a través de procesos fisicoquímicos y biológicos se libera agua, además el agua que se infiltra por fuentes externas (aguas subterráneas, precipitación pluvial) percola por medio de los residuos y en el curso de su movimiento disuelve y arrastra diferentes compuestos que encuentra en los residuos sólidos como materia orgánica, metales pesados, nitrógeno amoniacal y sales inorgánicas (Tchobanoglous et al. 1994).

La norma 083 SEMARNAT de 2003 define al lixiviado como líquido que se forma por la reacción, arrastre o filtrado de los materiales que constituyen los residuos y que contiene en forma disuelta o en suspensión, sustancias que pueden infiltrarse en los suelos o escurrirse fuera de los sitios en los que se depositan los residuos y que puede dar lugar a la contaminación del suelo y de cuerpos de agua, provocando su deterioro y representar un riesgo potencial a la salud humana y de los demás organismos vivos.

La generación de lixiviados se debe principalmente por fuentes externas de agua: lluvias, manantiales subterráneos, drenajes superficiales, etc. y el agua formada por el metabolismo de los microorganismos. Al filtrar el agua por medio de los RSU, le permite al líquido recoger compuestos orgánicos, inorgánicos y biológicos, cuanto más transite el líquido por los desechos, aumentará la concentración de sus constituyentes. Como las concentraciones dependen de las fuentes externas (aunque puede arrastrar más contaminantes y presentarse un efecto dilución) hace muy complicado poder estandarizar los lixiviados y definir las cargas y volúmenes que se generan.

Los lixiviados contienen un amplio espectro de sustancias provenientes de los residuos sólidos confinados en el relleno sanitario, que son tóxicos para los seres vivos, o alteran la ecología de un cuerpo de agua superficial. Las características de los lixiviados cambian con el tiempo.

La degradación de residuos sólidos dentro del relleno sanitario también influye en la composición de la matriz de los lixiviados. Un relleno sanitario realiza la degradación de la materia orgánica biodegradable contenida en los RSU en tres etapas, las cuales modifican las características químicas, físicas y microbiológicas de los lixiviados. Las etapas son (Kjeldsen et al. 2002):

- Etapa I: se realiza en tiempos cortos y bajo condiciones aerobias; el metabolismo de los microorganismos se realiza con oxígeno como reactivo

limitante y materia orgánica en exceso. Se presenta un incremento en la temperatura de los RSU y los lixiviados disuelven una gran cantidad de sales. Esta etapa se presenta en las zonas más cercanas a la superficie.

- Etapa II: Se agota el oxígeno presente en la primera etapa y los RSU entran en la etapa anaerobia (fermentación) donde los microorganismos facultativos producen una gran cantidad de AGVs como acético, propiónico y butírico, además se producen alcoholes, amonio y dióxido de carbono. Es una etapa de acidificación. Los lixiviados pueden alcanzar un pH en el rango de 4-5 favoreciendo la solubilidad de material inorgánico lo que se ve reflejado en el aumento de la conductividad.
- Etapa III: Empieza la segunda etapa del metabolismo anaerobio (metanogénesis), la cual consiste en la biotransformación de AGV producidos en la segunda etapa a metano y dióxido de carbono por bacterias anaerobias. Como consecuencia de la disminución de AGV en los lixiviados, el pH empieza a aumentar lo que favorece la producción de metano y la disminución notable de la solubilidad de las sales inorgánicas, formando un lixiviado con una composición estable.

De acuerdo con el grado de biodegradabilidad y la edad del lixiviado se pueden clasificar en lixiviados jóvenes, estabilizados, y viejos. En la tabla 2.1 se presentan características de cada clasificación. Se debe tener en cuenta que los términos "jóvenes" y "viejos" no están relacionados con la edad del relleno sanitario, pero sí con las características del lixiviado. El lixiviado se clasifica como "joven" cuando se tiene un pH bajo, alto contenido de materia orgánica biodegradable y metales en forma soluble. El lixiviado es "viejo" cuando tiene un pH superior a 7 y la materia orgánica presente es predominantemente recalcitrante como lo son las sustancias húmicas y fúlvicas. Las sustancias húmicas se asocian con el color oscuro y al alto contenido de DQO en los lixiviados "viejos" (Renou et al. 2008)

La fracción orgánica contenida en los lixiviados viejos se denomina de tipo recalcitrante (no biodegradable) tal como los ácidos húmicos y fúlvicos. El carbón orgánico que permanece después de la segunda fase anaerobia de degradación de los RSU se debe principalmente a las sustancias con alto peso molecular. Estas sustancias son menos susceptibles a una degradación biológica y tienden a acumularse en los lixiviados. En esta etapa, el lixiviado se encuentra químicamente estabilizado y es denominado viejo. Aún después de varias décadas, los lixiviados estabilizados pueden permanecer estables sin sufrir cambios significativos en su composición manteniendo concentraciones elevadas de materia orgánica recalcitrante del orden de miles de mg/L (Kjeldsen et al. 2002).

Kang et al. (2002) llevaron a cabo un estudio sobre la caracterización de sustancias húmicas extraídas de los lixiviados de varios rellenos sanitarios en Corea del Sur, con edades de menos de 5 años, 5 a 10 años y mayor de 10 años. Concluyendo que a medida que aumenta la edad del relleno sanitario, el peso molecular de las sustancias húmicas en lixiviados aumenta, dificultando la aplicación de un sistema tratamiento biológico a este tipo de lixiviado.

Tabla 2.1. Caracterización de los lixiviados

Parámetro	Joven	Medio/estabilizado	Viejo
Edad (Años)	<5	5-10	>10
pH	<4.5	4.5-7.5	7.5-9
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO) (mg/L)	2000-30000	4000-40000	20-550
Demanda química de oxígeno (DQO) (mg/L)	3000-60000	6000-60000	500-4500
DBO/DQO	0.4-0.6	0.2-0.4	0.05-0.2
Nitrógeno amoniacal	10-800		20-40
Compuestos orgánicos	80% AGV	5-30% AGV, compuestos húmicos y fúlvicos	compuestos húmicos y fúlvicos
Metales pesados	Baja-media		Baja

Las proporciones de sustancias químicas de un lixiviado dependerán de la edad del relleno sanitario, de la etapa y el grado de estabilización de los RSU depositados. Entre los múltiples componentes que se encuentran en un lixiviado, estos se clasifican de la siguiente manera (Robles et al. 2005):

- Fracción mineral: está constituida esencialmente de cloruros, hidrógeno-carbonatos, nitratos, iones de amonio, sodio, potasio y, de ciertas sales metálicas. Estas sales inorgánicas provienen, por un lado, de la mineralización biológica de los residuos. Los iones amonio, sulfuro e iones ferrosos son potencialmente oxidables por bacterias quimiolitótrofas cuando los lixiviados se encuentran en condiciones aerobias
- Fracción orgánica fácilmente biodegradable: los ácidos grasos volátiles (sobre todo ácido acético, propiónico y butírico) representan generalmente la mayor parte de la carga orgánica en el caso de rellenos sanitarios jóvenes.
- Fracción orgánica "estabilizada": constituida de compuestos fúlvicos y húmicos, las cuales son moléculas orgánicas complejas de origen natural muy poco biodegradables.
- Fracción orgánica xenobiótica: constituida principalmente por compuestos sintéticos de uso industrial como fármacos, cosméticos, plaguicidas, desinfectantes, colorantes, lubricantes, plásticos, resinas, solventes, etc.

Los lixiviados se caracterizan por tener una gran cantidad de sales, dando lugar a alta conductividad y alto contenido de metales pesados como el cadmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu) hierro (Fe), plomo (Pb) y zinc (Zn) cuyas concentraciones pueden sobrepasar los límites de toxicidad. El contenido de metales pesados se encuentra

en forma coloidal (Christensen et al. 2001). Generando así un problema de contaminación ya que los lixiviados pueden contaminar aguas superficiales y subterráneas.

En general los lixiviados de rellenos sanitarios no son considerados tóxicos por su contenido de metales, sino por la gran cantidad de materia orgánica tanto biodegradable (lixiviados jóvenes) como recalcitrante (lixiviados viejos). En la tabla 2.2 se presenta el contenido de metales en los lixiviados de rellenos sanitarios, observando que el contenido de metales se puede considerar como elementos trazas a excepción del sodio.

Las bacterias que más frecuentemente pueden ser aisladas son aquellas de los géneros *Bacillus*, *Corynebacterium* y *Streptococcus*. También se identifican cepas encontradas regularmente en aguas residuales (*Acinetobacter*, *Aeromonas*, *Clostridium*, *Enterobacter*, *Pseudomonas*, etc.), además de hongos y levaduras. Se ha observado en los lixiviados la presencia de enterovirus y de gérmenes fecales (coliformes y streptococos); sin embargo estas bacterias patógenas probablemente no logren pasar a través del suelo. Los riesgos de contaminación microbiana de mantos freáticos son bajos, de la misma forma que la supervivencia de gérmenes patógenos es relativamente débil en las aguas superficiales no estancadas (Robles et al. 2005).

Tabla 2.2. Contenido de metales pesados presentes en lixiviados de rellenos sanitarios.

Unidades (mg/L)	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	Na	Referencias
RS Beijing China	--	0.10	0.05	2.82	0.38	0.16	0.01	0.11	2770	Sawaittayothin et al. (2007)
RS Mérida México	0.01	6.98	0.32	102	1.28	--	0.384	5.02	20145	Méndez et al. (2002)
RS Múnich Alemania	0.011	0.75	0.34	4.77	0.16	0.422	0.095	0.87	--	Baumann et al.(2006)
RS Gallenbach Alemania	0.007	0.45	0.21	7.05	0.17	0.855	0.105	2.21	--	Baumann et al.(2006)
RS Pulau Burung Malasia	<0.04	--	0.3	5.8	0.85	--	--	0.9	--	Aziz et al. (2007)
Bordo poniente IV Etapa México	--	2.6	--	--	--	0.5	0.3	--	--	Robles-Martínez et al. (2011)

3. FILTROS BIOLÓGICOS AIREADOS

Los filtros biológicos aireados (BAF por sus siglas en inglés), no son una tecnología reciente, se desarrollaron a inicios de la década de los 80. Combina el proceso de filtración y el bioquímico, logrando en un solo reactor la eliminación de los sólidos suspendidos del agua residual por medio de un medio filtrante y la degradación de la materia orgánica disuelta por la actividad microbiana. La característica más sobresaliente es la interacción que se da entre el lecho y los microorganismos, los cuales se adhieren a la superficie del material de soporte y forman una biopelícula (Pujol et al. 1994; Gálvez et al. 2009).

Los BAF son considerados como una alternativa confiable a los procesos convencionales de lodos activados para el tratamiento de aguas residuales municipales en Canadá. En Brasil los BAF se han utilizado como etapa de pulimento, para los reactores de digestión anaerobia de lodos con flujo ascendente, logrando un sistema compacto, eficiente y de bajo consumo de energía que puede ser una opción viable para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Debido a su confiabilidad para conseguir la calidad requerida en el efluente algunas plantas nuevas de tratamiento de aguas residuales han optado por la implementación de la tecnología BAF, en vez de otros procesos secundarios o terciarios (Mendoza-Espinosa y Stephenson, 1999). La compañía Degrémont ha instalado alrededor de 1150 plantas de Biofor (nombre comercial de la compañía para los biofiltros) de las que sobresalen las plantas de Amphora (Toulon) con un caudal de operación de 86400 m³/d y la planta de Loius-Fargue (Burdeos) con un caudal de operación de 276500 m³/d.

Los filtros biológicos aireados son reactores en los que se encuentran los tres estados de la materia. La fase sólida que se compone por el lecho de soporte o filtrante, tiene como función la retención del material suspendido y de servir como soporte a los microorganismos. La fase líquida en la cual está sumergido el material de soporte y, se transporta el material carbonoso y los nutrientes para el metabolismo de los microorganismos, finalmente la fase gaseosa que se forma por acción de aireación (Mendoza-Espinosa y Stephenson. 1999).

Según Hassimi et al. 2009 la operación de los sistemas BAF se pueden clasificar en:

- **Flujo ascendente:** El agua residual ingresa por la parte inferior del equipo y fluye a co-corriente con el aire; es el más utilizado, soporta altas cargas de

materia orgánica, disminuye los olores y puede tener ciclos de trabajo más largos.

- **Flujo descendente:** el efluente ingresa por la parte superior del reactor y fluye a contra corriente del aire, mejora la mezcla, mayor tiempo de contacto con el aire.

La estructura de un biofiltro consta de un medio filtrante, que realizará el proceso de filtrado y sirve de soporte para la conformación de la biopelícula, en la parte inferior del reactor se ubica un falso fondo que soporta el lecho, y permite el paso del aire, también se ubican difusores de aire si el objetivo es tener condiciones aerobias. En la figura 3.1 se esquematiza la operación de filtro biológico aireado desarrollado por la compañía Degrémont con una configuración de flujo ascendente

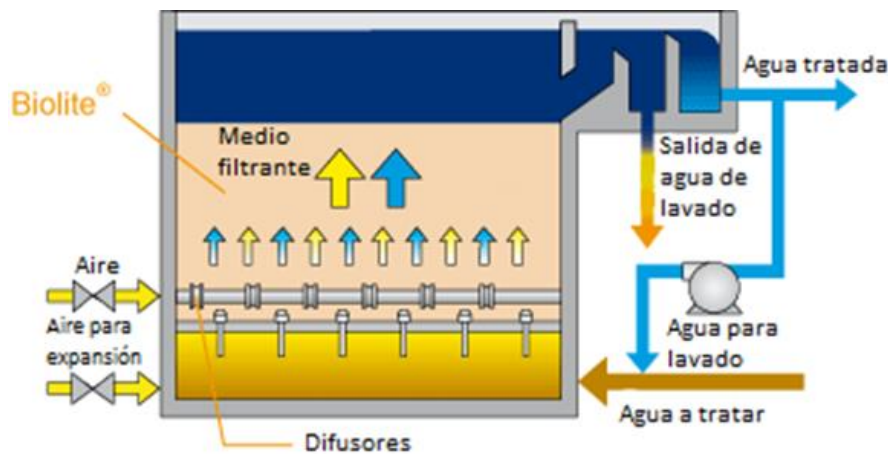


Figura 3.1. Diagrama básico del funcionamiento de filtro biológico aireado
Fuente: BIOFOR – Degrémont, 2014.

Los sistemas BAF son una tecnología flexible, compacta y efectiva, que requiere poco espacio para su implementación y se utiliza como un proceso secundario o terciario en el tratamiento de aguas residuales. Se han implementado como un sistema único para el tratamiento y el reúso descentralizado de aguas residuales, ya que combinan la remoción de material carbonoso, de sólidos suspendidos y nitrógeno amoniacal en una sola unidad. Algunas ventajas de esta tecnología son la poca generación de olores, su construcción modular y su operación automatizada (Qiu et al. 2007).

La tecnología BAF presenta una baja producción de lodos. Para Welander et al. (1998) esta característica es importante si se decide realizar un tratamiento de lixiviados en conjunto con agua residual municipal, afirma que los componentes peligrosos presentes en el lixiviado se pueden bioacumular concentrándose en los lodos, los cuales a su vez, no pueden ser utilizados como mejoradores de suelo, sino, que deben ser dispuestos de una manera especial. Por esto los procesos que utilizan biopelículas presentan una ventaja sobre los procesos de biomasa suspendida por su baja producción de los lodos.

Los filtros biológicos aireados manejan una gran cantidad de biomasa con respecto a los procesos de biomasa suspendida; el material filtrante no solo retiene las partículas suspendidas sino que evita la salida de la biomasa del reactor, logrando una gran acumulación de biomasa. Esto permite obtener un efluente con bajos contenidos de material suspendido, permitiendo la eliminación de los sistemas de sedimentación secundaria, la generación de lodos y la recirculación de los mismos (Qiu et al. 2007).

Dependiendo de los requerimientos del tratamiento, los biofiltros pueden ser operados bajo condiciones anaerobias (sin aireación) o en condiciones aerobias donde se inyecta aire a presión con el propósito de oxigenar el medio y permitir la formación de una biopelícula donde el consorcio microbiano se constituye por organismos aerobios y facultativos.

La configuración de flujo ascendente en un filtro biológico implica que el influente se introduzca por la parte inferior del reactor y fluya a co-corriente con el aire, lo que reduce el tiempo de contacto aire-fluido, y por ende, la transferencia de oxígeno al medio dificultando los procesos de nitrificación, pero la configuración de flujo ascendente permite soportar caudales mayores y tiempos de operación más largos. En contraste los BAF de flujo descendente, permiten un tiempo de contacto aire-fluido mayor, esto se debe a que el fluido fluye a contracorriente al flujo de aire, mejorando la transferencia de oxígeno al medio, los procesos de nitrificación y de mezcla (Hassimi et al. 2009).

Un suministro eficiente de oxígeno en un sistema BAF genera condiciones para el crecimiento de biopelículas nitrificantes, mejorando la remoción de nitrógeno amoniacal. Si el caudal de aireación es mayor al requerido, la biopelícula que se ha desarrollado puede erosionarse y salir por el efluente. Si se presentan caudales bajos de oxígeno al requerido, se afecta la tasa de crecimiento específico de bacterias nitrificantes. La concentración de oxígeno en el medio para el crecimiento de microorganismos nitrificantes debe estar en el intervalo de 2 a 3 mg/L (Hassimi et al. 2009).

La dinámica del material carbonoso y de nutrientes puede variar según las etapas presentes en un biofiltro, en la figura 3.2 se presentan los perfiles de concentración para un BAF con una sola etapa aerobia y para un BAF con una etapa anóxica seguida de una etapa aerobia, ambos con una configuración de flujo ascendente. Se puede observar que el filtro posee un comportamiento similar a un reactor de flujo pistón, ya que las concentraciones de contaminantes varían a medida que se avanza en la altura del filtro. Bajo condiciones aerobias se logra la remoción de la materia orgánica y la nitrificación. Pueden modificarse las condiciones del filtro con el fin de lograr la remoción de nutrientes. Para establecer una zona anóxica se incorpora la aireación a una altura determinada del filtro y por medio de recirculación del agua tratada es posible reducir significativamente el contenido de nitratos. (González-Martínez et al. 2006).

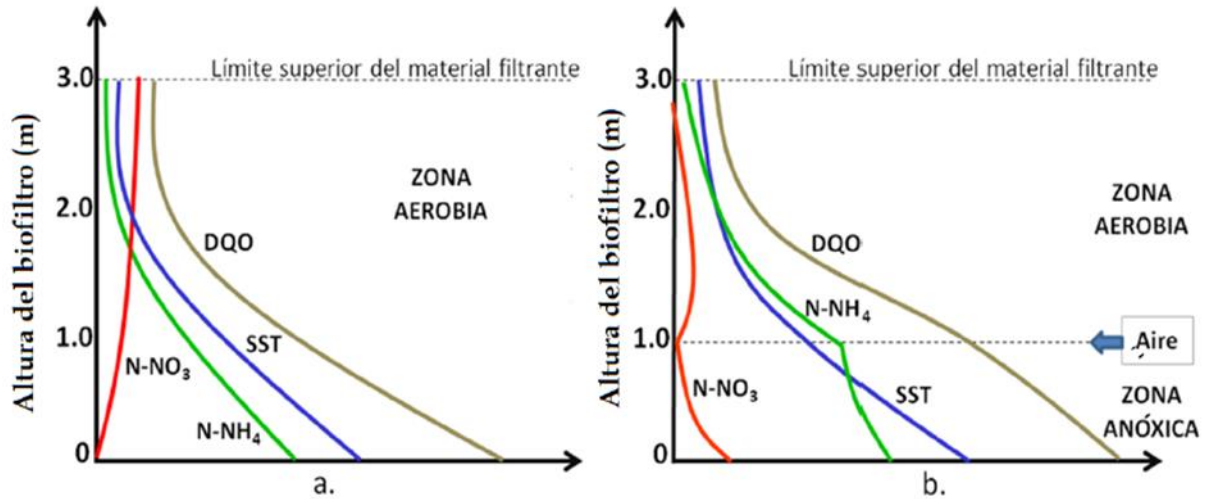


Figura 3.2. . Perfiles de concentración de nutrientes en un filtro biológico aireado con soporte poroso. a) Filtro en una etapa b) Filtro en dos etapas y recirculación de agua tratada. Fuente: modificado de González-Martínez et al. 2006.

La hidrodinámica de un BAF presenta desviaciones de los modelos de mezcla completa y flujo pistón. Las causas de las desviaciones se deben a la generación de cortocircuitos y zonas muertas. Cobos-Becerra y González-Martínez (2013) demuestran que las zonas muertas que se presentan en un filtro biológico aireado se debe a la combinación de dos procesos: filtración y aireación. El volumen del líquido es desplazado por las burbujas de aire y la turbulencia, formando canales de preferencia a lo largo de todo el reactor y de zonas con líquido estancado. Para el caso de un filtro biológico sin aireación las zonas muertas se deben a la formación canales de preferencia.

3.1. Características del medio filtrante

La selección de un medio de soporte es crítico en el diseño y operación de un sistema BAF para lograr los requisitos y calidad del efluente. Además la selección de un medio granular adecuado está íntimamente relacionado con el mantenimiento, una alta cantidad de biomasa activa y una variedad de poblaciones microbianas. Los materiales más estudiados como medios soporte son: arcillas, cerámicos, rocas y módulos a base de diversos plásticos como el polietileno y poliestireno.

Entre las características que debe tener un medio filtrante para ser usado en un sistema BAF están (Cobos Becerra, 2013):

- Grado adecuado de adherencia de los microorganismos
- Elevada área superficial
- Alta porosidad del medio
- Baja resistencia al flujo de agua
- Estabilidad química y biológica

- Durabilidad asociada a su resistencia mecánica a la presión y abrasión
- Alta capacidad de atrapar sólidos suspendidos
- Relación pequeña entre el peso específico del material con respecto al del agua para evitar que la carga sobre la estructura sea excesiva
- Facilidad de fabricación y transporte

El tamaño granular del medio de soporte afecta la eficiencia de remoción del tratamiento en términos de la remoción física de sólidos y el área para el crecimiento de la biopelícula. Usar tamaños de partícula grandes (mayores a 6 mm) causa una reducción en la remoción de nutrientes y sólidos debido a que aumenta el espacio entre las partículas y además disminuye el crecimiento de la biopelícula. Sin embargo, tamaños grandes de partícula reducen los requerimientos de lavado (Mendoza-Espinosa and Stephenson, 1999).

La superficie del material de soporte puede ser lisa o porosa (irregular). Ya que son características importantes en la operación del reactor. La biopelícula adherida en un material de soporte liso puede ser desprendida por los esfuerzos cortantes del flujo pero superficies irregulares proporcionan lugares en los cuales la biopelícula no solo puede crecer sino fijarse de una mejor manera minimizando el arrastre de biopelícula por los esfuerzos cortantes del fluido, pero genera un aumento en la necesidad de retrolavado (Mendoza-Espinosa and Stephenson 1999).

El área superficial del material tiene efectos sobre la eficiencia de remoción o calidad del efluente. Entre más área superficial por unidad de volumen posea un material (generalmente con partículas pequeñas) habrán más espacios para el crecimiento de microorganismos, lo que aumentará la tasa de remoción pero se obtendrá caídas de presión más grandes. Si se escoge un material con baja área superficial por unidad de volumen (generalmente con partículas grandes) como consecuencia se reducirán los espacios para el crecimiento de la biopelícula afectando la eficiencia de remoción pero disminuye las caídas de presión (Moore et al. 2001).

Kent et al. (2000) analizó el efecto del tamaño de partícula en el proceso de nitrificación en un filtro biológico aireado, obteniendo, para una carga de 1 kg N/m³·d (amonio) se logra una mejor nitrificación con tamaños de partículas de 2.8 a 5.6 mm. Los tamaños de partícula 4 a 8 mm y 5.6 a 12 mm presentaron tasas de nitrificación menores.

3.2. Retrolavado

Una de las ventajas de la filtración combinada es la integración del proceso físico de filtración a los procesos de degradación biológica, pero es necesario tener ciertas consideraciones para su correcta operación. En el transcurso de la operación del reactor, los sólidos suspendidos removidos se mantienen, formando un manto de partículas removidas en las primeras capas en el lecho filtrante ocasionando que los canales de flujo se obstruyan. Los mecanismos que gobiernan la filtración son por transporte y adherencia de partículas. El transporte de partículas se debe a fenómenos físicos e hidráulicos y la adherencia se debe a fenómenos superficiales.

En la tabla 3.1 se describen los mecanismos de transporte y adherencia de partículas al medio filtrante.

Tabla 3.1. Mecanismos de remoción de partículas.

Mecanismos	Descripción
Transporte	
Impacto inercial	Las partículas no siguen las líneas de flujo, ocasionando colisiones entre las partículas y el lecho, por lo que quedan atrapadas en el filtro.
Intercepción	Las partículas siguen las líneas de flujo y al encontrarse con poros inferiores al diámetro de la partícula se genera un contacto quedando interceptada por el medio filtrante.
Sedimentación	Las partículas con densidades más altas a la del fluido, precipitan y se disponen en el lecho.
Difusión	El movimiento aleatorio (movimiento browniano) genera una tendencia a que las partículas pequeñas se difundan de zonas de mayor concentración a zonas de menor concentración.
Adhesión	
Enlace químico	Los enlaces químicos entre los flocúlos y la superficie de las partículas se forman de diversas maneras, destacando el intercambio iónico, los enlaces de hidrógeno y adsorción mutua.
Enlace físico	Se debe a la interacción de las fuerzas electrostáticas y de Van de Waals debido a disociación de iones en la superficie de las partículas, cargas no balanceadas por las imperfecciones de la estructura de las partículas y reacciones químicas con los iones específicos en suspensión.

La oclusión de los espacios vacíos del lecho filtrante también se debe a los procesos biológicos, en particular al crecimiento y desprendimiento de la biopelícula, la cual se puede acumular de tal forma que reduce el área efectiva del poro generando mayor obstrucción y aumentando la caída de presión en el filtro.

Para evitar el taponamiento y mantener una operación normal en el equipo es indispensable la realización de retrolavados, que consiste en la fluidización del lecho de tal forma que se expanda y puedan salir los sólidos adheridos. Fitzpatrick (1998) recomienda realizar el retrolavado de la siguiente forma 1) introduciendo aire para expandir y fluidizar el medio entre un 20 a 50 % de la altura de lecho 2) la introducción de agua para el arrastre de los sólidos y exceso de biopelícula. De esta forma se promueven más colisiones entre las partículas del lecho y una mejor limpieza.

Aplicar retrolavados regularmente es necesario para mantener una alta eficiencia en el filtro biológico aireado. El lavado regular previene la obstrucción de canales de flujo, mantiene un biopelícula activa (por el desprendimiento del exceso de biopelícula muerta) y mejorar la transferencia de masa de los contaminantes hacia la biopelícula (Yang et al. 2010).

Cobos Becerra (2013) investigó el efecto del de retrolavados sobre la hidráulica de un filtro biológico aireado con tezontle como medio de soporte. Observó que al

aumentar los retrolavados, la hidráulica se ve favorecida por la reducción de zonas muertas en el reactor, esto se debe a que el retrolavado causa los siguientes efectos 1) causa el desgaste de las partículas de tezontle, reduciendo las aristas y convirtiéndolas en partículas más regulares, 2) disminuye la porosidad del medio filtrante, 3) mejora la distribución de las partículas y, como consecuencia, se obtiene un flujo más homogéneo.

El mecanismo para realizar un retrolavado depende de la densidad del medio filtrante. Si el medio filtrante tiene una menor densidad a la del agua, éste flotará, se introducirá el agua de retrolavado y se extraerá por la parte inferior (figura 3.3a). Para el caso de que el medio sea más denso que el agua, el agua de retrolavado se debe introducir por la parte inferior de filtro y se extrae por la parte superior (figura 3.3b).

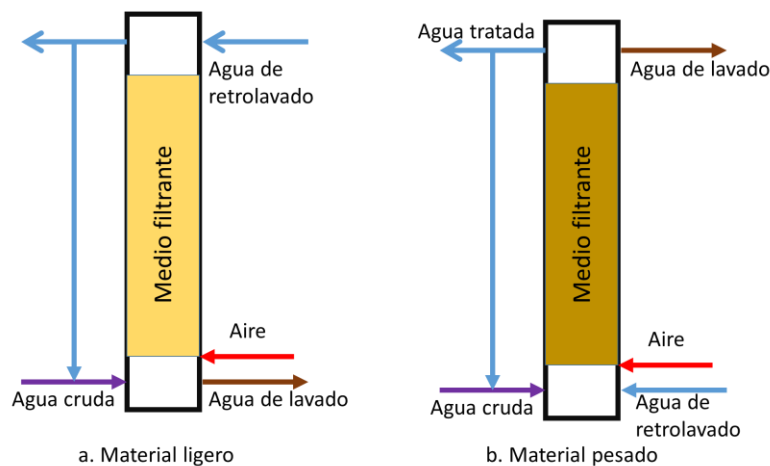


Figura 3.3. Operación normal y retrolavado de filtros biológicos Fuente: González-Martínez et al. 2007.

Las características del medio filtrante como diámetro, porosidad, densidad y configuración son las que determinan la frecuencia y duración del retrolavado. Además se debe considerar el efecto del retrolavado sobre las poblaciones de microorganismos, por lo cual se debe dar un intervalo de tiempo para que la biopelícula se recupere. Si uno de los objetivos es nitrificar, el lapso de tiempo aumenta debido a que las bacterias nitrificantes tienen un ciclo de duplicación más lento que las bacterias heterótrofas.

3.3. Biopelícula

Una biopelícula es una comunidad que puede estar formada por una especie bacteriana, pero casi siempre la naturaleza de las biopelículas consiste en una mezcla rica de muchas especies de bacterias, así como hongos, algas, protozoos, residuos y productos de corrosión. Las biopelículas se mantienen unidas por sustancias poliméricas extracelulares o SPE. Las bacterias producen SPE y se mantienen unidas por estos canales (o matriz), lo que les permite desarrollar estructuras complejas y resistentes. Las biopelículas pueden ser tan delgadas como unas pocas capas de células o algunos milímetros de espesor, dependiendo de las condiciones ambientales (Lewandowski y Boltz, 2011).

Los procesos de biopelícula son una de las alternativas para el tratamiento de aguas residuales. En este tipo de procesos los microorganismos, cuyo metabolismo se utiliza para descontaminar el agua residual, se encuentran adheridos a una superficie sólida que se mantiene en contacto con el agua residual ya sea de manera continua o intermitente (Iwai and Kiato, 1994).

Una biopelícula se compone de los siguientes elementos:

- La superficie sobre la cual se adhiere.
- La estructura de polímeros extracelulares (principalmente polisacáridos) que permiten la adherencia de los microorganismos.
- El líquido que transporta los nutrientes
- Una fase gaseosa, en sistemas aerobios es el aire suministrado y en sistemas anaerobios es el biogás.

El desarrollo de una biopelícula empieza con la adsorción de macromoléculas (proteínas, polisacáridos, ácidos nucleicos y ácidos húmicos) y de moléculas más pequeñas (ácidos grasos, lípidos) sobre la superficie, logrando una adecuación fisicoquímica de la misma que permite una concentración de nutrientes en ella, después de que esté adecuada la superficie del material de empaque, los microorganismos empiezan a adherirse a la superficie, a este proceso se llama “colonización inicial” y ocurre por tres procesos a) transporte difusivo b) transporte convectivo y c) movimiento natural de los microorganismos. Las bacterias adheridas a la superficie excretan sustancias gelatinosas que se denominan sustancias poliméricas extracelulares permitiendo una mejor adhesión y generando una estructura más resistente, permitiendo no solo una mejor adhesión a los microorganismos ya adheridos sino que los microorganismos que no pueden excretar SPE también se puedan adherir, esta etapa se llama colonización o consolidación, después comienza la etapa de crecimiento de la biopelícula (Lewandowski y Beyenal, 2013).

La estructura de una biopelícula es determinada por la carga orgánica superficial, las condiciones hidráulicas incluyendo los esfuerzos cortantes sobre la biopelícula y el tipo de organismos. La fuerte influencia, y por lo tanto, la importancia de las variaciones de carga hidráulica y de la carga orgánica sobre la biopelícula están ampliamente estudiadas. Como estos aspectos a menudo no se describen claramente, es muy difícil comparar los resultados de diferentes estudios debido a la complejidad y heterogeneidad que puede presentar la biopelícula (Flemming et al. 1998).

Garzón-Zúñiga y González-Martínez (1996) reportan que en una biopelícula, se presentan procesos de nitrificación y desnitrificación bajo condiciones aerobias. Este fenómeno se debe a que la transferencia de oxígeno (procesos difusivos) solo logra penetrar cierta profundidad de la biopelícula, generando en capas profundas de la biopelícula zonas anóxicas en donde las bacterias capaces de desnitrificar emplean los nitritos (liberado en las capas superficiales) para su metabolismo. En el figura 3.4 se esquematiza el flujo de nutrientes y productos en una biopelícula. Por ende, en una biopelícula bajo condiciones aerobias pueden existir microorganismos aerobios y facultativos.

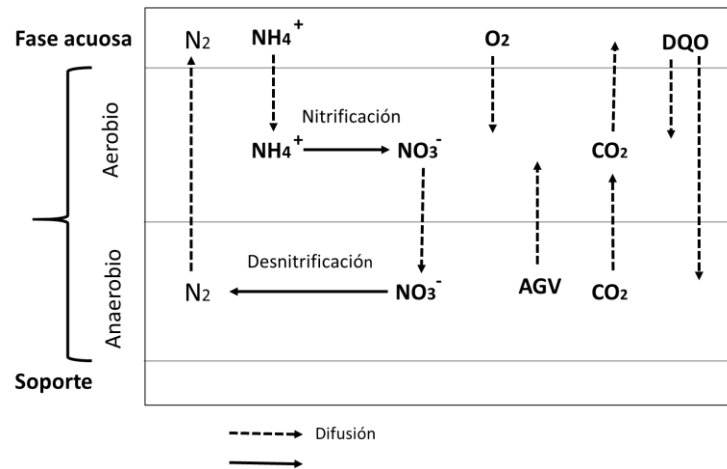


Figura 3.4. Esquema del flujo de nutrientes y productos en una biopelícula.

La concentración de microorganismos en los sistemas de biopelícula es más alta que la de los sistemas de biomasa suspendida; esto lo permite el lecho soporte que logra concentrar la biomasa por su alta área superficial por unidad de volumen. La concentración de biomasa suspendida dentro de un sistema de lodos activados se debe mantener en el rango de 2000 - 3000 mg/L (expresado en términos de sólidos en suspensiones volátiles, Crites y Tchobanogluos, 1998), mientras la concentración de biomasa en un filtro percolador está en el intervalo de 2000 – 100000 mg SSV/L. Esta es la principal ventaja de los sistemas de biomasa adherida sobre los de biomasa suspendida (Cohen, 2001).

Cuando alguno de los componentes esenciales para los microorganismos no son suministrados, las reacciones biológicas no se realizan de forma estable. Por consiguiente, si alguno de estos componentes se agota a cierta profundidad de la biopelícula, las reacciones biológicas no ocurrirán en la parte más profunda. Así, la sustancia agotada determina la profundidad efectiva, de tal forma que esa sustancia se denomina “factor limitante”. Los nutrientes tales como nitrógeno, fósforo y metales trazas generalmente no llegan a ser factores limitantes, salvo en condiciones especiales. Consecuentemente, es posible que la materia orgánica y el oxígeno sean factores limitantes en las biopelículas bajo condiciones aerobias, formando zonas anóxicas o anaerobias. Para el caso de biopelículas bajo condiciones anaerobias el factor limitante es la materia orgánica (González-Martínez et al. 2006).

Las consideraciones que se deben tener en cuenta para la formación de una biopelícula en una superficie inerte en contacto con agua residual y aire, según las recomendaciones de Iwai y Kiato (1994) son:

- **Cargas electrostáticas:** Debe tomarse en cuenta que la superficie externa de las bacterias tiene una carga electrostática predominantemente negativa a valores de pH superiores a 4-5. Por este motivo, la superficie seleccionada para el desarrollo de las biopelículas deberá tener cargas superficiales positivas para crear la fuerza necesaria que permita a las bacterias adherirse a la materia.

- **Afinidad al agua:** Otro factor de importancia que influye en la preferencia de las bacterias por una superficie es su grado de hidrofiliidad o hidrofobicidad. Viendo esto desde el punto de vista termodinámico, dos superficies afines tenderán a atraerse. Por este motivo las superficies de materiales altamente hidrofóbicos, como el polietileno, poliestireno y poliamida, atraen eficazmente organismos hidrofóbicos como son las bacterias del tipo de la Zoogloea y otras formadoras de PHB extracelulares.
- **Porosidad:** Las biopelículas que se desarrollan sobre materiales porosos son más estables y resistentes que las que crecen sobre otros materiales. Un material poroso expone una mayor área superficial específica al crecimiento de microorganismos permitiendo que una parte de ellos se encuentre en las zonas profundas de los poros y otros en la superficie.

Las condiciones de flujo en el reactor modifican las propiedades físicas de la biopelícula, por consiguiente afectan su estabilidad y el transporte de masa. Si se tienen altas velocidades de flujo (con una misma concentración de sustrato), se tienen biopelículas delgadas y compactas. Conforme se obtiene un incremento en la turbulencia, aumentan la densidad de la biopelícula, su rigidez y su estabilidad mecánica, dando como resultado mayor resistencia al desprendimiento. Esto se puede interpretar como una respuesta biológica en la que las bacterias refuerzan la matriz extracelular para protegerse de las agresivas condiciones hidrodinámicas. Como consecuencia, se tiene un incremento en la resistencia a la difusión y disminuciones en la transferencia de masa y en la tasa de reacción (Valdivia, 2005)

4. TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS POR MEDIO DE SISTEMAS AEROBIOS

La elección de un sistema tratamiento adecuado para los lixiviados depende de las características del mismo y además de la legislación medioambiental de cada país. Es posible que una sola tecnología no sea adecuada, pero se pueden lograr combinaciones capaces de tratar los lixiviados con calidad compatible con los estándares de descarga. En esta sección se presentan los procesos comúnmente utilizados para tratar los lixiviados como único sustrato y en conjunto con aguas residuales.

4.1. Tratamiento de lixiviados viejos como sustrato único.

La aplicación de los procesos biológicos no proporciona resultados satisfactorios para la eliminación de materia orgánica y nutrientes, especialmente para lixiviados maduros o viejos (Renou et al. 2008).

Según estudios publicados, las bajas eficiencias se presentan por el alto contenido de materia orgánica difícilmente biodegradable (ácidos húmicos y fúlvicos) y la alta concentración de amoníaco (1000-1600 mg/L), sustancia potencialmente tóxica para los microorganismos (Renou et al. 2008; Xu et al. 2010).

Vadivelu et al. (2007) mostraron que el crecimiento de bacterias oxidantes de nitrito (*Nitrobacter*) son completamente inhibidas cuando la concentración de amoníaco libre (NH_3) y ácido nitroso alcanza valores de 6 mg/L y 0.2 mg/L, respectivamente. Las bacterias oxidantes de amoníaco (*Nitrosomonas*) parecen tener una mayor resistencia al amoníaco libre y al ácido nitroso que las bacterias oxidantes de nitritos. La oxidación de amoníaco en un sistema de lodos activados no sufrió interferencias de amoníaco y ácido nitroso a concentraciones de 16 mg/L y 0.4 mg/L, respectivamente.

Según Anthonisen et al. (1976), la concentración de amoníaco libre se calcula por las Ecuaciones 1 y 2:

$$NH_3 = \frac{17}{14} * \left(\frac{NAT \times 10^{PH}}{K_b/K_w + 10^{PH}} \right) \quad (1)$$

Donde NAT es nitrógeno amoniacal total, K_b es la constante de ionización de amoníaco, K_w es la constante de ionización del agua y la relación K_b/K_w se asocia con la temperatura ($^{\circ}\text{C}$) como:

$$\frac{K_b}{K_w} = e^{(6344/273+^{\circ}\text{C})} \quad (2)$$

Yusof et al. 2010 analizaron un lixiviado viejo a 25°C , pH 8.45 y NAT 1450 mg/L. La concentración de amoníaco calculado por las ecuaciones 1 y 2 fue de 240 mg/L, cantidad que podría inhibir la nitrificación en el sistema lodos activados. Shiskowski et al. (1998) evaluaron la eliminación de nitrógeno de lixiviados de rellenos sanitarios en el sistema de lodos activados, donde la concentración de NAT afluente se mantuvo alrededor de 200 mg/L, logrando una eliminación de nitrógeno por nitrificación/desnitrificación de casi 100%. Cuando el reactor se hizo funcionar con la concentración de NAT en el influente de 1200 mg/L, el sistema colapsó.

Wei et al. (2012) evaluaron dos configuraciones de reactores por lotes secuenciales (SBR) para el tratamiento de lixiviados. La primera configuración consiste en un pretratamiento con óxido de manganeso y ácido fosfórico para reducir el contenido de amonio del lixiviado, el efluente después del pretratamiento tiene una relación DBO/DQO de 0.22 y pasa al reactor SBR, y la segunda configuración que consiste solo en el SBR, el lixiviado presentó una relación DBO/DQO de 0.18. La concentración de sólidos volátiles en el tanque de aireación (MLVSS) se mantuvo en 4000 mg/L y el tiempo de retención celular era de 25-35 días. En los dos reactores la remoción de DQO promedio fue del 84%. En el reactor, alimentado con lixiviados pre-tratados la concentración de NAT osciló desde 137 hasta 366 mg/L y la eliminación de NAT fue del 92%. En el reactor alimentado con el lixiviado crudo la concentración NAT osciló entre 900 a 1000 mg/L y el porcentaje de eliminación de NAT fue del 44%. Según los autores, la concentración inicial de NAT tiene gran influencia en la eficacia de los reactores, tanto para eliminar la materia orgánica y para la eliminación de nitrógeno. La tasa de consumo de la materia orgánica fue inversamente proporcional a la concentración de NAT. Este fenómeno se debe a que el NAT produce interferencias en el crecimiento de microorganismos heterótrofos. En la condición de operación de 1100 mg/L de NAT en el afluente y después de 12 h de operación, no hubo acumulación de nitrito (80 mg/L) y nitrato (10 mg/L) en el reactor y redujo las tasas de nitrificación. Estos resultados se deben a la inhibición de bacterias oxidantes de amoníaco y nitrito.

Stephenson et al. (2004) evaluaron un tratamiento para lixiviados viejos (relación DBO/DQO = 0.1) que consiste en un biofiltro sumergido aireado 770 L, relleno de arena (1.5 a 2.2 mm), operando a un pH en el rango de 9, con una concentración de NAT 581 mg/L y concentración de amoníaco de 192 mg/L, la remoción de NAT fue de 33%. Este porcentaje corresponde con el amoníaco libre en el lixiviado y la eliminación NAT, que fue causada principalmente por la volatilización de amoníaco en lugar de la nitrificación, ya que en el reactor no había producción de nitrito y nitrato. Cuando el pH se mantuvo en un rango de 7.1 a 7.8, la eliminación NAT aumentó a 99%. Sin embargo, 91% del NAT se convierte en nitrito, logrando una

concentración de 524 mg/L, lo que produce una inhibición en la actividad de las bacterias oxidantes de nitrito (*Nitrobacter*).

Los procesos biológicos para lixiviados viejos demuestran ser ineficaces pero para lixiviados jóvenes se obtuvieron mejores eficiencias de remoción tanto de materia orgánica y nitrógeno.

Zhu et al. (2013) probaron un tratamiento para lixiviados jóvenes con alto contenido de materia orgánica biodegradable (relación DBO/DQO = 0.6) en un sistema anaerobio-aerobio-anóxico operado con un tiempo de retención hidráulica (TRH) aproximadamente de 3 días. Con el fin de completar la eliminación del nitrógeno sin la adición de fuente de carbono externa para la desnitrificación, se alimentaron los reactores con lixiviado crudo, la relación DQO / NAT osciló entre 3 y 5. Después de 157 días de operación, hubo eliminación del 89 a 96% de la DQO y una eliminación del 98% de nitrógeno total. El contenido de NAT en afluente es 1300 a 1500 mg/L, el contenido de NAT en efluente producido está por debajo de 40 mg/L, que es el límite establecido por la legislación ambiental de la República Popular China.

Gálvez et al. (2006) evaluarón el tratamiento para lixiviados (relación DBO/DQO = 0.44) de un vertedero cerca de la ciudad de Bristol (Inglaterra) usando el biofiltro sumergido aireado. Los ensayos se realizaron por triplicado con reactor de 600 ml, lleno con grava (de 6 a 10 mm), que funciona a TRH de 16 horas. La carga orgánica volumétrica aplicada fue de 23.51 kgDQO/m³d, la concentración de NAT varió entre 2200-3800 mg/L y la temperatura varió de 20 a 40 ° C. El mejor resultado se obtuvo a los 40 ° C de temperatura con la eliminación de DQO y DBO de 35% y 74%, respectivamente.

4.2. Tratamiento conjunto de lixiviados y agua residuales

Si el tratamiento biológico de los lixiviados como efluente único es o presenta ineficiencias, los mejores resultados se pueden lograr con sistemas para el tratamiento simultáneo de lixiviado y aguas residuales.

Ferraz et al. (2014) operó un biofiltro sumergido aerobio a escala piloto para el tratamiento conjunto de lixiviados (maduros) con agua residual doméstica. La mezcla fue pretratada por un stripping para lograr disminuir el contenido de NAT del efluente. Las relaciones lixiviado-agua residual con las que operó el reactor fueron 2 y 5% con un tiempo de TRH de 24 h. La condición con la que se obtuvieron mejores resultados fue con una relación de 2%, que corresponde a una carga orgánica 0.4 kg/m³d de DQO, logrando remover 98% de DBO, 80% DQO y 90% de sólidos suspendidos totales. Para la relación de 5%, la carga orgánica aumentó a 0.5 kg/m³d de DQO y se logró remover 98% DBO, 76% DQO y 80% de sólidos suspendidos totales. Además propone una técnica que se denomina “equivalente de ácido húmico” (Eq.HA) la cual la utiliza para ver la degradación parcial de material orgánico de difícil degradación proveniente de los lixiviados. Para el caso de la relación del 2% se logra una remoción de 71% de DQO en términos de Eq.HA. Cuando aumentó la relación de lixiviado a 5% la degradación de material de difícil degradación disminuye principalmente por efecto de disolución y no por acción microbiana. La remoción de nitrógeno amoniacal total (NAT) se mantuvo en un 90%

para la tres relaciones de lixiviado. Y en los dos experimentos la concentración de metales pesados no excedió los límites de la legislación de Brasil.

Según Çeçen y Aktaş (2001) operaron un reactor batch de 2 L volumen de trabajo trabajaron con una relación de 5% v/v de lixiviado/agua residual en el influente, bajo estas condiciones y después de 10 días aireación, se logra eliminar 84% de la DQO y 95% de NAT presente en la mezcla de lixiviado/agua residual. Sin embargo, la principal causa de la eliminación nitrógeno es por la volatilización del amoníaco, ya que sólo 17% de NAT se convirtió a formas oxidadas de nitrógeno.

Çeçen y Cakiro (2001) evaluaron el rendimiento del mismo reactor de lodos activados de Cecen y Aktas (2001) para el tratamiento de lixivados y aguas residuales, las proporciones de trabajo fueron 10% y 20% lixiviado/agua residual. Para proporción volumétrica 10% la remoción de DQO fue del 74% y para la proporción volumétrica de 20% la remoción es del 16% de DQO.

Çeçen y Aktas (2004), vuelven a evaluar el mismo tratamiento de lixivados y aguas residuales utilizado como referencia sus estudios previos. Los autores modificaron el reactor para que opere bajo un régimen de flujo semi-continuo, y manteniendo la relación volumétrica de lixiviado/aguas residuales en un 20%, logrando una eliminación del 80% para DQO y la eliminación del 54% de amoníaco.

Borghini et al. (2003) evaluarón el tratamiento conjunto de lixivados viejos con aguas residuales domésticas en reactores de lodos activados. El lixiviado añadido a la red de alcantarillado es una mezcla de lixivados viejos y jóvenes con una mayor proporción (9:1). En las pruebas se utilizaron reactores discontinuos de 5 L y relaciones volumétricas variaron de 10 a 20% (lixiviado/agua residual). En experimentos paralelos, utilizaron un reactor de 2 L y de 850 mL de alimentación continua, las relaciones volumétricas fueron variando de 5 a 20% (lixiviado/agua residual) y TRH eran 2, 4 y 8 horas. Para la relación volumétrica del 15%, la eliminación de DQO en los ensayos por lotes fue sólo el 45% y fue disminuyendo a un 25% cuando la relación de volumen se elevó a 20%. La eliminación NAT también era muy bajo 17 y el 19% para la relaciones volumétricas de 10 a 20% respectivamente. En las pruebas con sistema de alimentación es continuo, la mejor eficiencia de eliminación fue del 74% de DQO y se logró con un TRH de 4 h y una relación volumétrica de 5%, este valor se redujo a 42% cuando se cambió la relación volumétrica del afluente a 20%. La eliminación de NAT se mantuvo alrededor de 80% para las diferentes relaciones volumétricas 10%-20% en el influente con TRH de 2 h.

El trabajo Yu et al. (2010) da más detalles sobre las condiciones de operación de un reactor de 3,8 m³ dividido en zonas: anaerobia / anóxica / aeróbicos, alimentados de forma continua con una mezcla lixiviado-aguas residuales con una relación volumétrica de 0.2%. Las condiciones de funcionamiento óptimas para la eliminación de materia orgánica y nitrógeno fueron: TRH 11 horas, oxígeno disuelto 3 mg/L, la recirculación lodos de retorno de 80% Después de 45 días de seguimiento, las eficiencias de remoción promedio fueron: 97% para NAT, y 60 % para NT, y 87% de la materia orgánica. Cuando se llevaron a cabo las pruebas en un reactor similar a escala piloto, se observó que la concentración de nitrato en el

compartimento aeróbico (5 mg/L) fue menor que el medido en los ensayos en reactor a escala piloto (16 mg/L).

Kalka et al. (2010) evaluaron la toxicidad de una mezcla lixiviado-aguas residuales a una proporción de 15% después de un tratamiento en un sistema anaeróbico-aeróbico-anóxica. La eliminación que se logró fue de 93% de DBO y 97% de NAT, valores idénticos a la condición de control (sin adición de lixiviado). El influente de la mezcla fue 3 veces más tóxico para los test de toxicidad (los test de toxicidad son: *Daphnia magna*, *Thamnocephalus platyurus*, *Vibrio fischeri*, y *Raphidocelis subcapitata*) ensayados en las aguas residuales, y se encontró que la toxicidad de las aguas residuales tratadas, y la mezcla son tóxicas. Los autores asocian la toxicidad de la mezcla tratada a los altos contenidos de NAT del lixiviado.

Kalka (2012) realizó pruebas de toxicidad (los test de toxicidad son: *Daphnia magna*, *Thamnocephalus platyurus*, *Vibrio fischeri*, y *Raphidocelis subcapitata*) a diferentes mezclas de lixiviados-aguas residuales para las siguientes relaciones volumétricas de 1 y 10%. Las pruebas se llevaron a cabo con lixiviados viejos y jóvenes. Las mezclas que contienen lixiviados jóvenes y viejos con una relación volumétrica de 1% se caracterizaron como tóxicos, sin embargo, después de que el tratamiento biológico, la toxicidad en el efluente se redujo, a excepción de uno de los cuatro test de toxicidad evaluados (*Vibrio fischeri*); para la relación volumétrica de 10% con lixiviado joven, el efluente tratado se clasificó como tóxico para tres de los cuatro organismos de ensayo y como la eliminación de NAT era idéntica a la condición de control, el autor asoció la toxicidad a la materia orgánica recalcitrante que aporta el lixiviado.

Litas et al. (2012) estudiaron el tratamiento conjunto lixiviados viejos-agua residuales con una relación volumétrica de 50% en comparación con el agua residual sintética utilizando un reactor experimental de lodos activados de 300 L equipado con un módulo de microfiltración sumergida. Para TRH de 9 días, la reducción de la DQO varió de 95 a 99%. La eliminación de nitrógeno total osciló 76-95%, y se atribuyó a nitrificación y desnitrificación. A pesar de altos rendimientos obtenidos, el efluente final no cumplía con los estándares de descarga de Grecia, y los autores sugieren un post-tratamiento fisico-químico.

Trabelsi et al. (2013) evaluaron el tratamiento discontinuo de un reactor de 11 L para diferentes relaciones lixiviado-agua residual, 1:9, 2:8, 3:7 y 5:5. La DBO presente en el lixiviado fue de 20800 mg/L y de 2645mg/L de $N-NH_4^-$. Se Experimentaron con diferentes series de aireación y sedimentación (de 4 a 14 horas) y además una fase coagulación ($FeCl_3$, $Al_2(SO_4)_3$). Encontraron que la relación de 1:9 lixiviado-agua residual con una aireación de 4 horas y una sedimentación de 1.5 horas logra la mejor remoción de DQO y NH_4-N con 99 y 85% respectivamente.

5. RESPIROMETRÍA

Respirometría es la medición e interpretación de la tasa de consumo de oxígeno biológico en condiciones experimentales bien definidas. Debido a que el consumo de oxígeno está directamente asociado con el crecimiento de biomasa y al consumo de sustrato, la respirometría es una técnica útil para el monitoreo, el desarrollo de modelos de simulación y el control del proceso biológicos. En los primeros años de aplicación, esta técnica se centró principalmente en la medición de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) de aguas residuales. En su momento, la respirometría fue vista como una alternativa al test normal de una demanda bioquímica de oxígeno que proporciona un análisis químico de la concentración de oxígeno. Más tarde, a partir de los años sesenta, se desarrolló más la técnica de respirometría y comenzó a generar mucho interés en el control de procesos. Ahora, la respirometría se emplea para obtener parámetros biocinéticos, y se considera una de las fuentes de información más importantes en el modelado de procesos aerobios (Vanrolleghem, 2002).

La velocidad con la que el consorcio microbiano consume oxígeno se denomina la tasa de respiración o tasa de consumo de oxígeno, es un importante indicador sobre la condición de un proceso. En consecuencia, se han hecho esfuerzos para medir esta variable. La tasa de respiración por lo general se mide usando respirómetros. Estos van desde muy simple test DBO con botellas Winkler a instrumentos completamente automáticos que realizan de forma automática el muestreo, calibración, y el cálculo de la tasa de respiración. Todos respirómetros se basan en una técnica para medir la velocidad a la que la biomasa toma el oxígeno disuelto (OD) del líquido. Esto se puede hacer directamente mediante la medición de OD o indirectamente mediante la medición de oxígeno gaseoso. La medición de OD por métodos electroquímicos se aplica únicamente a respirómetros basados en la medición de OD. La concentración de oxígeno gaseoso se puede medir por técnicas físicas como los que utilizan propiedades magnéticas. Otras técnicas físicas tales

como métodos manométricos y volumétricos miden el cambio de la concentración de oxígeno gaseoso (Rozich y Gaudy, 1992).

La tasa de respiración en sí mismo puede ser utilizada como la variable de interés. Por ejemplo, la tasa de consumo oxígeno total o endógena pueden mantenerse a un valor determinado mediante la manipulación de una variable de proceso, o la medición de alguna de las tasas puede ser utilizado para indicar alteraciones o activar alarmas del sistema de control. Sin embargo, a menudo respirometría se utiliza para extraer información con un significado biológico o bioquímico. (Vanrolleghem, 2002).

5.1. Respiración

Estrictamente, en términos de bioquímica, la respiración es el proceso metabólico de generar Adenosín trifosfato (ATP) en el que un compuesto orgánico o inorgánico sirve como donador de electrones y los compuestos inorgánicos como son el O_2 , NO_2^- , NO_3^- , SO_4^{2-} etc. sirven como un aceptor de electrones. Si el oxígeno es el aceptor de electrones, el proceso se denomina respiración aeróbica. El ATP se genera por los electrones retirados del sustrato y se transfieren a lo largo de la cadena de reacciones bioquímicas hasta llegar en última instancia al oxígeno. La biomasa, de esta forma, convierte la energía de enlaces intermoleculares del sustrato a enlaces de fosfato de alta energía (ATP). La energía se utiliza para la síntesis de los diversos componentes moleculares requeridos para el crecimiento celular y la reproducción (Rozich y Gaudy, 1992; Vanrolleghem, 2002). El esquema general del proceso de respiración aeróbica por una biomasa heterótrofa se representa en la figura 5.1. La biomasa heterótrofa incluye no sólo las bacterias también a protozoos y otros organismos superiores, el sustrato es un compuesto carbonoso. Una parte del sustrato consumido se oxida para generar energía. El resto del sustrato se utiliza para generar nueva biomasa.

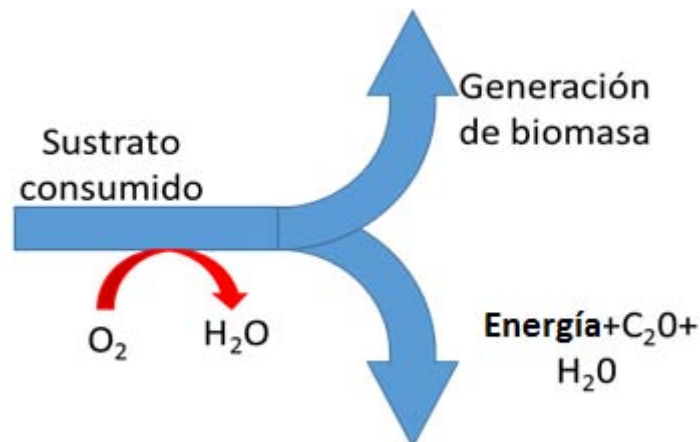


Figura 5.1. Esquema de respiración por una biomasa heterótrofa.

El consumo de sustrato carbonoso no es el único proceso que consume oxígeno. Además, existen otros procesos microbianos que consumen oxígeno como la oxidación de compuestos inorgánicos por bacterias nitrificantes.

Las bacterias nitrificantes son sólo una pequeña parte de un consorcio microbiano aerobio, estas utilizan como sustrato nitrógeno amoniacal. Estas bacterias autótrofas utilizan el dióxido de carbono disuelto como fuente de carbono para la nueva biomasa. En comparación con la biomasa heterótrofa, las nitrificantes necesitan más oxígeno para su crecimiento. La nitrificación se produce en dos pasos: la oxidación del nitrógeno amoniacal a nitrito y la oxidación de nitrito a nitrato (Kong, Z. et al. 1996; Vanrolleghem, 2002)

Además del consumo de oxígeno por la biomasa heterótrofa y las bacterias nitrificantes, hay otros procesos biológicos que pueden contribuir a la respiración en un proceso de tratamiento de aguas. Al igual que las nitrificantes, las bacterias que oxidan azufre y hierro utilizan compuestos inorgánicos en lugar de la materia orgánica para obtener la energía y el dióxido de carbono o carbonato como fuente de carbono. Las bacterias de azufre son capaces de oxidar el sulfuro de hidrógeno en ácido sulfúrico. Las bacterias de hierro oxidan el hierro ferroso inorgánico a la forma férrica para obtener energía.

Por último, algunos donantes de electrones inorgánicos como hierro ferroso y sulfuro se pueden oxidar químicamente utilizando oxígeno y contribuyen a la respiración observada por la biomasa.

Todos los procesos que consumen oxígeno contribuyen a la tasa de respiración de oxígeno total. La respirometría por lo general pretende medir sólo el consumo biológico de oxígeno y, a veces se intenta distinguir entre los diferentes procesos biológicos, tales como el consumo de sustrato por biomasa heterótrofa o el consumo por el proceso de nitrificación. Sin embargo, en muchos casos es difícil distinguir las tasa de consumo de oxígeno por procesos microbianos específicos.

5.2. Modelos de respiración

El desarrollo de modelos de simulación y su aplicación es importante para el diseño y el control de un proceso de tratamiento de agua aerobio, así como para comprender los fundamentos de la respiración. El modelo tradicional tiene un enfoque donde la respiración se asocia con el crecimiento y la decadencia de los microorganismos. El segundo tiene un enfoque donde se presenta una decaimiento y además un regeneración, este modelo es adoptado en el Modelo No.1 de la IAWQ para lodos activados, la respiración se asocia únicamente con el crecimiento de la biomasa aerobia heterótrofa y nitrificantes (Young y Robert, 2004). La figura 5.2 muestra esquemáticamente los principales procesos de crecimiento heterótrofo y la biodegradación de los dos enfoques.

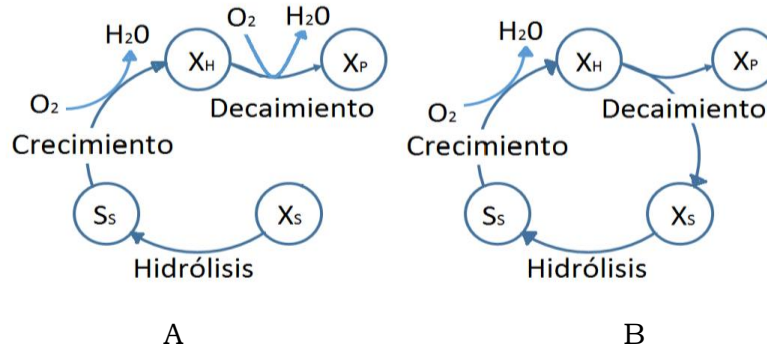


Figura 5.2. Modelos de respiración A) tradicional B) decaimiento-crecimiento

Ambos enfoques describen el crecimiento de la biomasa (X_H) como un proceso en el que se consume oxígeno. Sin embargo, el enfoque tradicional considera la descomposición de la biomasa como un proceso que consume oxígeno adicional en el que se oxida la biomasa en descomposición mientras se transforma en materia inerte (X_P). El modelo implica que, cuando la biomasa se ha quedado sin sustrato biodegradable (S_S) y sin sustrato hidrolizable (X_S) de las aguas residuales, el consumo de oxígeno restante se asocia sólo con descomposición de la biomasa (Vanrolleghem, 2002; Young y Robert, 2004).

En el segundo enfoque la descomposición se divide en dos fracciones: la materia inerte y la materia lentamente biodegradable. Esta última se hidroliza posteriormente en el sustrato de fácil biodegradación. Este proceso no implica ningún consumo de oxígeno (u otro aceptor de electrones). Este modelo implica que, incluso cuando se oxida todo el sustrato procedente de las aguas residuales, sigue existiendo un consumo de oxígeno asociada al sustrato liberado por el decaimiento microbiano. La nueva biomasa formada a partir de sustrato liberado es siempre menor que la cantidad de biomasa perdida (Vanrolleghem, 2002; Young y Robert, 2004).

Ambos modelos implican que si la biomasa se queda sin material carbonoso proveniente de las aguas residuales, la tasa de consumo de oxígeno disminuirá gradualmente hasta que toda la biomasa se haya desintegrado. La tasa de respiración durante este proceso se denomina tasa de respiración endógena. La tasa de respiración endógena de un proceso aerobio se puede definir en términos operativos como la tasa de consumo de oxígeno en ausencia de sustrato a partir de una fuente externa (Vanrolleghem, 2002). De acuerdo con esta definición, la respiración endógena no sólo incluye la descomposición de las bacterias (y crecimiento para el segundo enfoque), sino también el consumo de oxígeno por protozoos. La tasa de respiración endógena es prácticamente independiente de la concentración de sustrato y, como tal, indicativo de la concentración de biomasa activa (Vanrolleghem, 2002; Young y Robert, 2004).

Por lo general, en un proceso continuo existe una entrada continua de material biodegradable en el influente. Esto se traduce en un crecimiento neto de la biomasa y una tasa de respiración asociado que es mayor que la tasa endógena. Esta tasa de consumo de oxígeno total es una función de la concentración del material carbonoso en el reactor, que es a su vez el resultado neto de tres procesos: entrada

de sustrato en el influente, la salida del sustrato en el efluente y la biodegradación. Este equilibrio se altera por variaciones en el influente principalmente, como un cambio en la calidad del sustrato o por un compuesto extraño para el metabolismo de consorcio microbiano (un inhibidor).

Si la concentración de material carbonoso es alta la biomasa crecerá a su tasa máxima y la tasa de consumo de oxígeno se aproximará a su máximo valor: la tasa de respiración máxima. En la operación normal de una planta de tratamiento de agua, la respiración es el resultado de la oxidación de múltiples sustratos por una población heterogénea de microorganismos. Esto significa que la verdadera tasa de respiración máxima sólo se alcanza si todos los sustratos individuales están presentes en exceso. En una planta esta condición no es muy probable que suceda. En un experimento respirométrico bien diseñado, la condición apropiada para la medición de la tasa de respiración máxima puede ser creada. Al igual que la tasa de respiración endógena

5.3. *La relación de respirometría a la remoción de sustrato y el crecimiento microbiano*

Un respirómetro es un instrumento para la medición de la tasa de respiración, es decir la masa de oxígeno consumida por (unidad de volumen y unidad de tiempo). Los instrumentos que se han diseñado específicamente para medir demanda bioquímica de oxígeno también se llama respirómetros. Sin embargo, estos instrumentos a menudo no pueden medir la tasa de consumo de oxígeno (mediciones expresadas por unidad de tiempo) sin realizar grandes modificaciones en los procedimientos de operación y de cálculo. Por lo tanto, deben ser denotados DBO-metros. Lo mismo aplica para los equipos de pruebas de toxicidad que están diseñados para proporcionar una medida de la toxicidad y no la tasa de consumo de oxígeno (Rozich y Gaudy, 1992).

En el tratamiento de aguas residuales, la eliminación de material carbono y la actividad de la biomasa son procesos importantes que necesitan ser controlados para un buen control de procesos. A nivel celular éstas corresponden con la transformación del sustrato y el crecimiento de la biomasa. Se ha demostrado en subcapítulo 5.1 que la respiración está vinculada a estos procesos metabólicos que tienen lugar en la célula. Debido a que no es posible medir las tasas de respiración dentro de una célula tenemos que recurrir la medición de la tasa de consumo de oxígeno de la biomasa. Sin embargo, dado que se realiza la medición de una tasa (es decir, el tiempo está involucrado), la dinámica de la concentración de oxígeno disuelto son importantes. En otras palabras, es necesario evaluar la acumulación de oxígeno disuelto en el líquido, y las entradas y salidas también. También es posible que tenga que considerar la eliminación del oxígeno a través de reacciones químicas de oxidación y eliminar estas para calcular el consumo de oxígeno biológico. Además, como el oxígeno se suministra típicamente a partir de una fase gaseosa, la desaparición de oxígeno gaseoso también se puede medir y relacionarlo con el crecimiento de biomasa y consumo de sustrato. Obviamente, esta fase adicional complica la interpretación de la tasa de consumo de oxígeno, por el proceso de transporte de oxígeno por la interface gas-líquido (Rozichy Gaudy, 1992; Vanrolleghem, 2002; Young, J.C., Robert M.C, 2004).

La figura 3 muestra la relación entre la respiración, la utilización de sustrato y crecimiento microbiano, donde intervienen tres fases la biomasa, la fase líquida (L) y la fase gaseosa (G), y una interface gas-líquido (IGL).

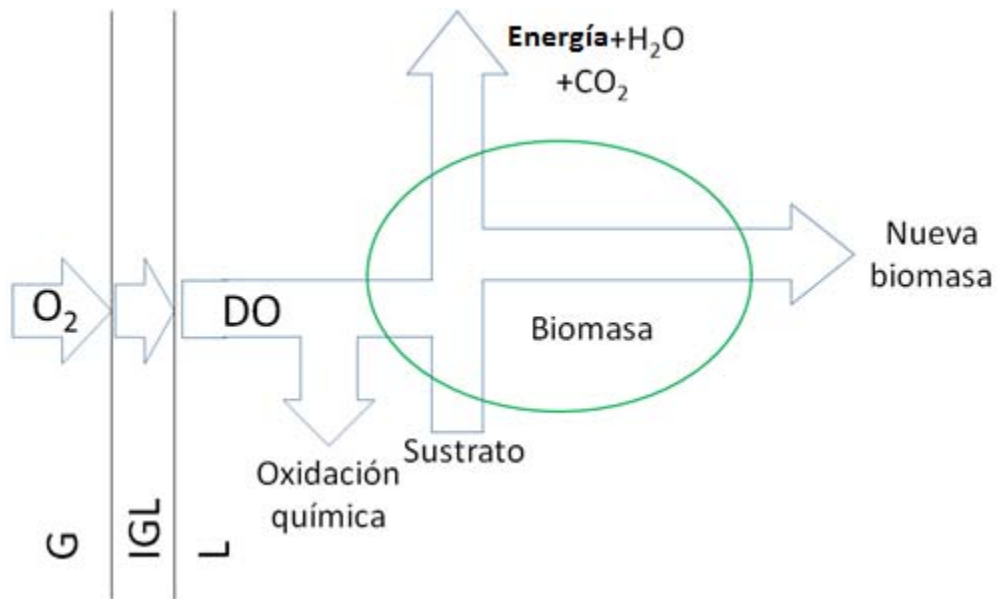


Figura 5.3. Relación entre respiración, utilización de sustrato y crecimiento microbiano

6. METODOLOGÍA

Como parte de la estrategia experimental, el trabajo de investigación se desarrolló de acuerdo con la metodología y actividades específicas correspondientes, resumidas en el diagrama de la Figura 6.1. En los siguientes subcapítulos se hace una descripción detallada de los aspectos más importantes de la metodología y procedimientos analíticos que se utilizaron en el estudio.

6.1. *Lixiviados*

Los lixiviados fueron obtenidos de la etapa III del relleno municipal Bordo Poniente de la Ciudad de México, ubicado en la zona federal del ex-lago de Texcoco con un área total de 1999 ha. La etapa III tiene 155 ha de extensión y fue clausurada en el año de 1994. Por la edad de esta etapa se espera que se generen lixiviados estabilizados o maduros.

Como punto de muestreo se seleccionó un cárcamo de almacenamiento de la etapa 3 del relleno sanitario. Cabe aclarar que en días anteriores a la toma de muestras hubo fuertes precipitaciones que pudieron afectar las concentraciones de los diferentes parámetros de los lixiviados debido a un efecto de dilución.

Caracterización fisicoquímica

Todos los análisis de los parámetros fisicoquímicos se realizaron por triplicado en el laboratorio del Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México, siguiendo las técnicas analíticas de acuerdo con lo estipulado en las normas estandarizadas.

Las características fisicoquímicas del lixiviado crudo comprendieron la determinación de los parámetros: Demanda química de oxígeno (DQO), Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), Nitrógeno amoniacal, Nitrógeno Kjeldahl, Sólidos suspendidos totales (SST), Sólidos totales (ST). En la Tabla 6.4 se resume el conjunto de técnicas analíticas, los equipos, métodos y materiales empleados para la determinación de cada parámetro.

Se tomó un volumen de 320 litros (en 16 bidones de 20 litros) con el fin de disminuir al máximo variaciones en la composición química del lixiviado. Se mezcló el contenido de los bidones para homogenizar la composición de los lixiviados. Para

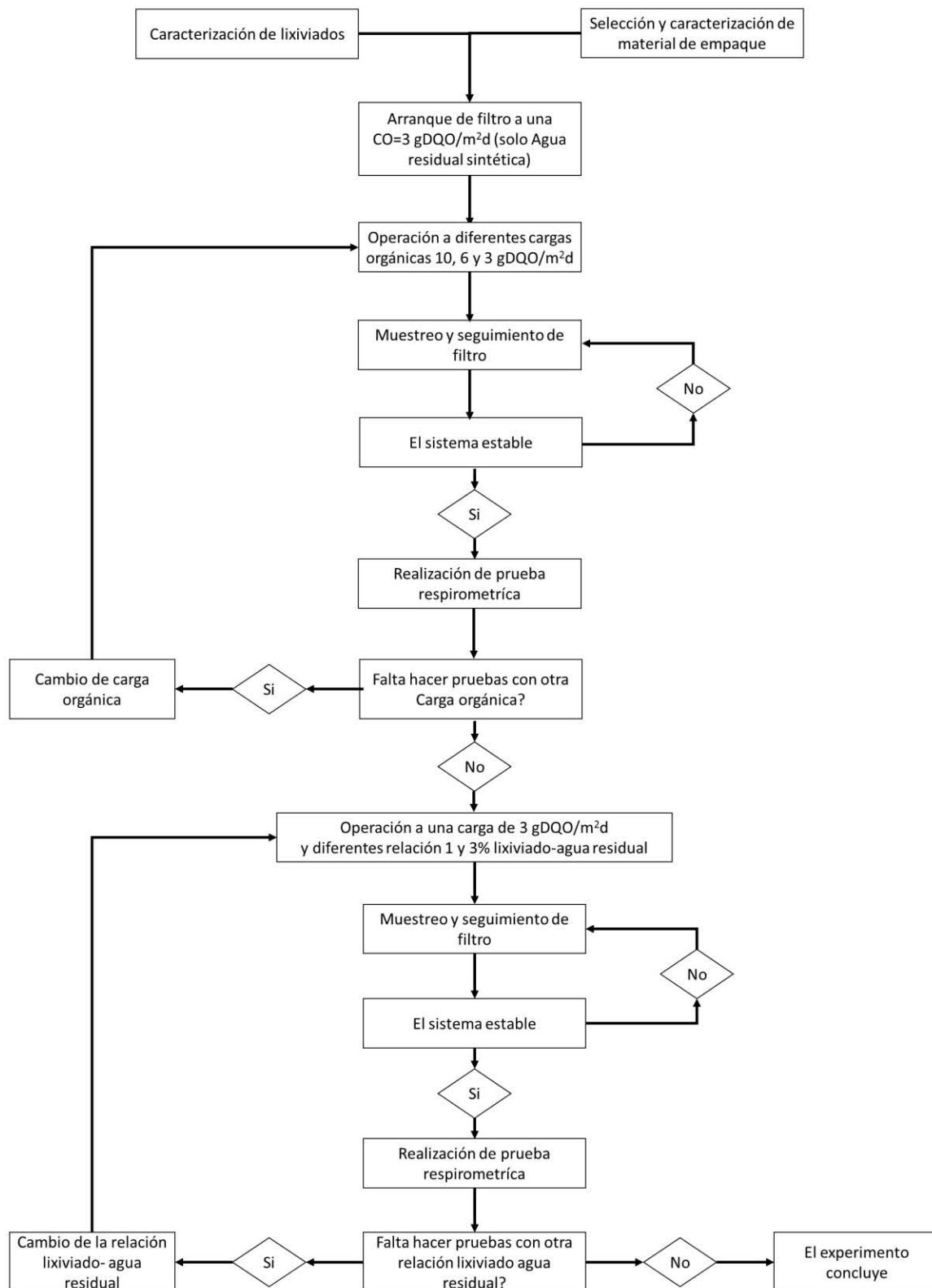


Figura 6.1. Diagrama para realización experimental.

evitar contaminación y degradación del lixiviado homogenizado con el tiempo se preservó a 4 °C.

6.2. Medio filtrante

Como medio filtrante se seleccionó tezontle por sus características físicas tales como: porosidad, rugosidad, resistencia mecánica, inerte a efectos biológicos y bajo costo (Cobos Becerra y González-Martínez. 2013). En investigaciones anteriores se ha demostrado que el tezontle es un material que permite la formación de biopelículas, y por las superficies rugosas pueden generar biopelículas más estables mejorando la retención de los microorganismos sobre la superficie (Cobos Becerra y González-Martínez. 2013; Domínguez Fabela. 2012)

El tamaño de partícula con el que se trabajó fue de 9.5 mm. Domínguez Fabela (2012) comparó dos tamaños de partícula de tezontle 4.75 y 9.5 mm como medios filtrantes para un BAF y las eficiencias resultantes de los dos tamaños no presentaron una diferencia significativa (operando a una carga orgánica de 1.1 kgDQO/m³d). El tamaño de partícula 4.75 mm logró una remoción de DQO del 94% y de SST de 96%, mientras que el tamaño de partícula de 9.5 mm alcanza un remoción de DQO de 90% y de SST de 96%.

Operar con tamaños pequeños de partículas implica obtener lechos más compactos, necesitando retrolavados más fuertes para lograr una fluidización del medio y una limpieza del mismo (Domínguez Fabela, 2012). Realizar retrolavados más agresivos al sistema puede provocar un desprendimiento mayor de la biomasa.

Para determinar las características del material de soporte seleccionado (tezontle, tamaño de partícula 9.5 mm) como: área específica, porosidad aparente y masa específica seca. Primero se tamizó el tezontle por una malla no. 3/8" (apertura = 9.5 mm) y luego se empleó la metodología propuesta por Álvarez-Estrada 2006.

6.3. Carga orgánica y relación volumétrica lixiviado - agua residual

La carga orgánica se define como la cantidad de sustrato (alimento) que se suministra a un consorcio de microorganismos por unidad de tiempo. En el caso de sistemas con biopelículas la carga orgánica se define como la cantidad de alimento por unidad de área (material de soporte) por unidad de tiempo.

Para el desarrollo de la investigación se evaluaron tres diferentes cargas orgánicas 3, 6 y 10 g DQO/m²d, donde el único sustrato fue el agua residual sintética. Para lograr las cargas orgánicas en la operación del reactor se modificó la composición de todos los constituyentes del agua residual sintética por un factor adecuado para alcanzar cada carga orgánica (manteniendo las proporciones que se presentan en la tabla 6.1) permitiendo mantener el mismo tiempo de retención hidráulico en el reactor.

La carga orgánica que se tomó como base para evaluar el efecto del lixiviado es 3 gDQO/m²d, ya que las cargas orgánicas bajas logran mejores eficiencias (remoción

de material carbonoso y nitrificación) y pueden amortiguar los altos contenidos de material oxidable y nitrógeno por la adición de los lixiviados en el influente. Cuando en un sistema de biopelículas se opera con cargas bajas se mejora la adhesión y el crecimiento es más estable permitiendo tiempos de retención celular mayores dando lugar a que las bacterias nitrificantes puedan duplicarse (el tiempo de duplicación oscila entre los 4 y 6 días).

Para evaluar el efecto de la relación lixiviado/agua residual sintética, se operó el filtro con las siguientes relaciones volumétricas 1, 3 y 5 % lixiviado/agua residual sintética. Las relaciones se tomaron teniendo en cuenta que relaciones mayores a 10% lixiviado/agua residual sintética pueden desestabilizar los procesos biológicos por los altos contenidos de DQO y/o nitrógeno amoniacal presente en los lixiviados de rellenos sanitarios (Diamadopoulos et al. 1997; Renou et al. 2008; Ferraz et al. 2014)

6.4. *Filtros biológicos aerados*

El filtro biológico que se utilizó es de flujo ascendente y aerobio, consiste en un tubo de PVC de 15 cm de diámetro y 1.90 m de altura (figura 6.2), empacado con tezontle de 9.5 mm de diámetro promedio.

En la base del reactor se encuentra el sistema de alimentación y el sistema de difusión de aire. El sistema de alimentación consiste en un conjunto de tres bombas peristálticas, una para el bombeo de agua potable, otra para el suministro de un concentrado de agua residual sintética (el tanque de suministro de esta bomba se encuentra en un refrigerador para evitar actividad microbiana y se cambió cada dos días para evitar variaciones en la composición) y una última bomba para el suministro de lixiviado.

En parte media y superior se encuentra un conjunto de válvulas, las 10 primeras son para realizar los muestreos puntuales que permitieron evaluar el comportamiento de la DQO y macronutrientes en función de la altura de reactor. Las 2 válvulas ubicadas en la parte superior son de salida del agua de retrolavado.

La carga orgánica que se utilizó para el arranque y estabilización del reactor de este trabajo fue de 3 g/m²d. Se considera que el reactor se encuentra estabilizado cuando la remoción de DQO se mantenga constante por un periodo de una semana, considerando una variación menor o igual al 5%.

El agua residual municipal fue un agua residual sintética como el fin de reducir el número de variables en la fase de experimentación. Con base en el trabajo de Cobos-Becerra y González-Martínez (2013) se utilizó en este trabajo un agua sintética cuya composición se muestra en la tabla 6.1. Los componentes principales son proteína vegetal hidrolizada y maltodextrina que actúan como fuentes de carbono, y por sus estructuras moleculares complejas pueden ser consideradas cercanas a la composición del agua residual municipal.

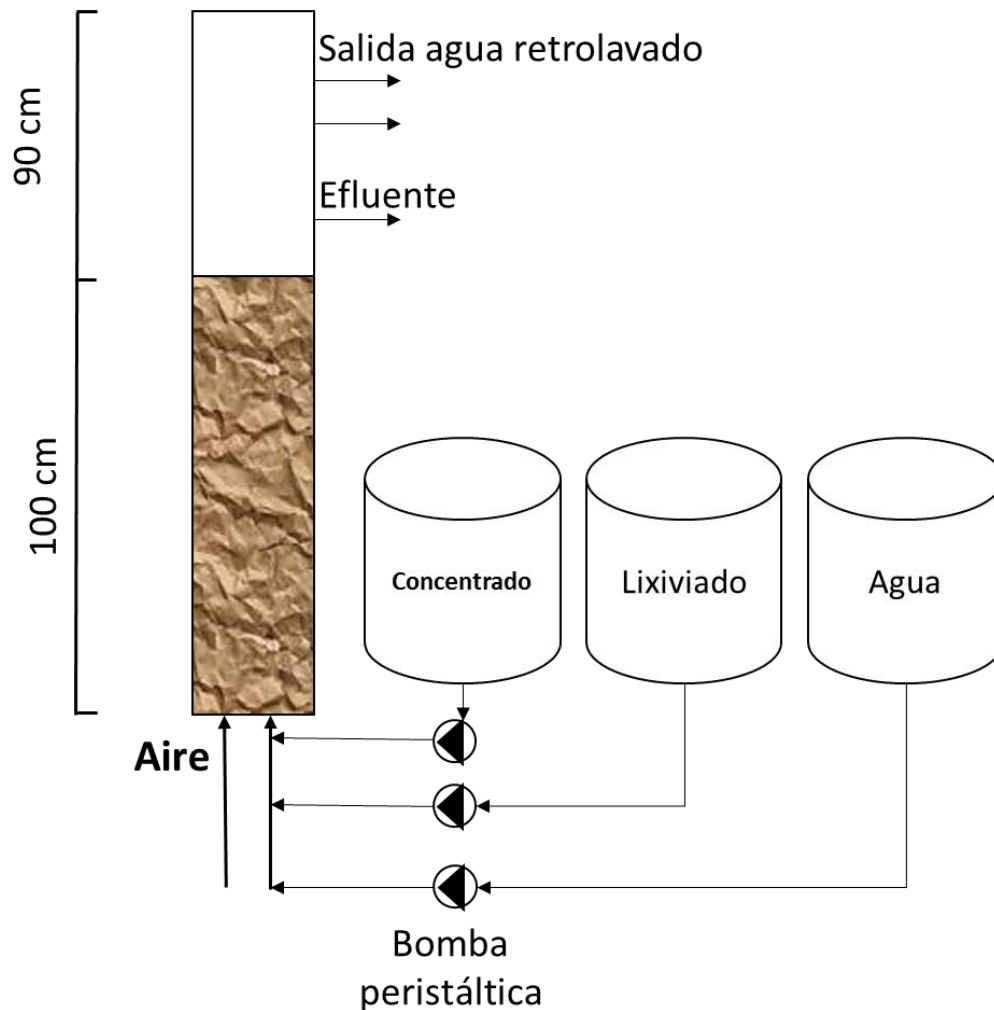


Figura 6.2. Diagrama general del filtro

El retrolavado se realizó veces dos por semana (cada tres días), el ciclo de retrolavado consistió en los siguientes pasos:

- Pulsos de aire ($P=40$ psi) tres series cada una con 4 pulsos, de una duración de 10 segundos.
- Agua de lavado y una serie de con 4 pulsos.
- Agua de lavado y aire de operación durante 2 minutos.

El agua de retrolavado se recolectó para realizar análisis de nitrógeno orgánico, Sólidos suspendidos totales y para realizar balances de materia de estos componentes y poder determinar el tiempo de retención celular de los microorganismos en el biofiltro en cada cambio de operación.

Tabla 6.1. Composición agua residual sintética para una carga orgánica de 3.0 g DQO/m²d.

Compuesto	Concentración (mg/l)
Maltodextrina	62 (105 mgDQO/l)
Proteína vegetal hidrolizada	310 (245 mgDQO/l)
$(NH_4)_2SO_4$	140 (30 como N)
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	25
K_2HPO_4	56(10 como P)
$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	20
$NaHCO_3$	105 (60 como $CaCO_3$)
Micronutrientes	
H_3BO_3 , $ZnCl$, $CuCl_2$, $MnSO_4 \cdot H_2O$, $(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$, $AlCl_3$ y $CoCl_2 \cdot 6H_2O$, $NiCl_2$ y $NiCl_2$	0.05

6.5. Toma de muestras y determinaciones analíticas

Se realizaron muestreos semanales de forma compuesta y puntual dependiendo al lugar de muestreo. En el caso del muestreo compuesto, tres muestras por semana se consideraron representativas del sistema. También se realizaron dos muestreos semanales de los puntos intermedios de los reactores para hacer perfiles de concentración contra la altura del filtro. En la tabla 6.2 se ubican los puntos de muestreo y el tipo de muestreo correspondiente.

Para los muestreos de tipo compuesto se recolectaron por medio de una bomba, muestras cada hora y fueron enviadas de manera continua a recipientes en un refrigerador para su preservación. Transcurridas las 24 horas se homogenizó la totalidad del agua obtenida y se tomó el volumen necesario de muestra para sus análisis. El volumen de 24 horas de la muestra fue de 2 L.

Los muestreos de tipo puntual se realizaron de manera inmediata en seis puntos de muestreo. Con los datos que se obtuvieron se realizaron perfiles de DQO, nitrógeno, fósforo y sólidos a lo largo del lecho filtrante.

Tabla 6.2. Plan de muestreo

Punto de muestreo	Tipo de muestreo	No de muestras
Influyente	Compuesto	2 semanales
Puntos intermedios	Puntual	2 semanales
Efluente	Compuestos	2 semanales
Retrolavado	Puntual	Semanal

Los parámetros de respuesta del filtro biológico, tales como: demanda química de oxígeno total y disuelta (DQO_T y DQO_d), nitrógeno amoniacal (N-NH₄), nitrato (N-NO₃), fosfato (P-PO₄), nitrógeno Kjeldahl (NTK), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV) se realizaron considerando las técnicas analíticas de APHA, AWWA y WCPF (1992). En la tabla 6.3 se enlistan los parámetros de interés que se determinaron y se analizaron dependiendo al punto de muestreo en el reactor.

La cantidad de biomasa desprendida a causa del retrolavado se cuantificó, tres días a la semana, por medio de SST y NTK en el agua de retrolavado. Debido a que no es posible separar eficientemente la biomasa del material filtrante para determinar la concentración de biomasa adherida se prefirió la cuantificación del nitrógeno orgánico presente en el material de soporte. Con la determinación de nitrógeno orgánico se puede realizar un balance de materia para determinar el tiempo de retención celular para cada condición de operación y este balance se corrobora con un balance de SST.

Tabla 6.3. Parámetros a evaluar por punto de muestreo

Tipo de muestra	Parámetros								
	T	pH	DQOt	DQOs	SST	N-NH₄	N-NO₃	P-PO₄	NTK
Influyente	X	X	X	X	X	X	X	X	
Efluente	X	X	X	X	X	X	X	X	
Puntos intermedios		X	X	X	X	X	X	X	
Retrolavado					X				X
Material de soporte					X				X

En la tabla 6.4 se enlistan las técnicas analíticas correspondientes a cada parámetro.

6.6 Respirometría

Las pruebas de respirometría permiten observar la dinámica del consumo de oxígeno para las diferentes condiciones de operación en las que operó el reactor. Con las curvas de consumo de oxígeno se determinaron las pendientes que

representan las tasas de consumo de oxígeno en dos condiciones diferentes: con sustrato y bajo condiciones endógenas.

Tabla 6.4. Técnicas analíticas para la determinación de los parámetros de interés

Parámetro	Técnica analítica	Normatividad
Demanda Química de Oxígeno, DQO	Digestión por reflujo cerrado (148°C); determinación por espectrofotometría a 600 nm	5220-D de APHA, AWWA y WCPF (1992).
Nitrógeno Amoniacal. N-NH ₄ ⁻	Por destilación y titulación	4500 NHAWWA y WCPF (1992).
Nitratos, N-NO ₃ ⁻	Método espectrofotométrico, por reacción con 2,6-dimetilfenol a 325 nm	DIN 38405-9.
Nitrógeno Kjeldahl	Digestión en equipo Buchi (digestión y destilación)	4500Norg-C de APHA, AWWA y WCPF (1992).
Fosfatos, P-PO ₄ ³⁻	Fotometría con reacción con molibdovanadatofosfórico a 410 nm. Kit de Merck Spectroquant (1.14842) en un rango de 0.5-30 mg P-PO ₄ ³⁻ /L	4500P-C de APHA, AWWA y WCPF (1992).
Sólidos Suspendidos Totales SST y Volátiles SSV	Método gravimétrico: sólidos retenidos en papel filtro de microfibras de vidrio (1.6 µm). Secados a 103-105 C	4500P-C de APHA, AWWA y WCPF (1992).
Temperatura	Medición directa con termómetro digital	2550-B de APHA, AWWA y WCPF (1992).
Oxígeno disuelto (OD)	Medición directa con electrodo digital	4500AWWA y WCPF (1992).-O-G de APHA,
pH	Medición con potenciómetro	4500AWWA y WCPF (1992).-O-G de APHA,

Para realizar las pruebas de respirometría se adaptó el dispositivo que se presenta en la figura 6.3. La consideración que se tomó para la selección de la configuración fue que el sistema seleccionado permitiera realizar mediciones de oxígeno disuelto y que estas medidas sean representativas para la totalidad del reactor (y no mediciones puntuales que solo representa una sección del reactor). Esto se logró con la recirculación indicada en la figura 6.4. El caudal con que se operó la recirculación fue el caudal de operación del filtro, para mantener las condiciones de operación del reactor. No se operó con caudales mayores debido a que puede presentar desprendimiento de biopelícula y/o generar estrés, lo que podía afectar los resultados de la prueba.

Debido a que la medición de oxígeno disuelto depende de la turbulencia del líquido sobre la membrana del electrodo, si al realizar la medición de oxígeno disuelto el líquido se encuentra estático la medición de oxígeno disuelto no será confiable. Por lo anterior se adaptó con dispositivo que genere turbulencia en la zona de medición (figura 6.3).

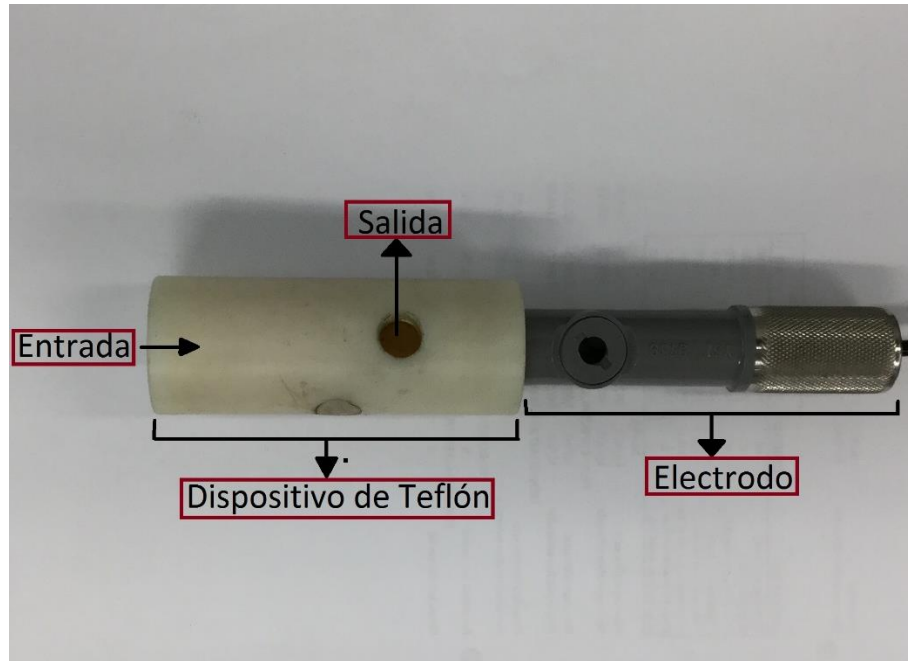


Figura 6.3. Dispositivo para realizar las mediciones de oxígeno disuelto.

Los pasos para el desarrollo de la respirometría son los siguientes:

- Suspensión intermitente del suministro de oxígeno, cada 15 minutos.
- Durante todo el tiempo de experimentación se toman mediciones de oxígeno disuelto cada segundo
- Tomar muestra cada 15 minutos para determinar DQO.
- Realizar repeticiones hasta alcanzar un tiempo de retención hidráulico.

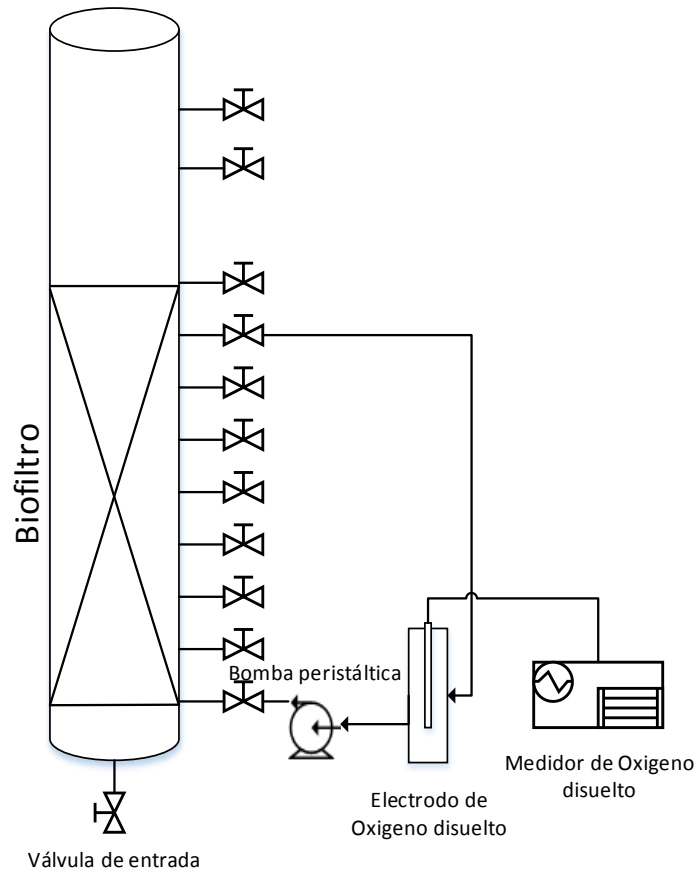


Figura 6.4. Diagrama de experimento para realización de pruebas de respirometría

7. RESULTADOS

7.1. Caracterización del tezontle

El “tezontle” es una roca volcánica de color rojizo, se seleccionó debido a su gran porosidad, rugosidad, resistencia estructural, resistencia al ataque por químicos y área superficial expuesta para la adhesión de microorganismos. La porosidad interna le permite al tezontle aumentar la capacidad de colonización de microorganismos sobre su superficie; al establecerse los microorganismos en los poros internos éstos son protegidos de los esfuerzos cortantes que se generan dentro del reactor por los retrolavados que se deben aplicar al mismo.

Para poder obtener el tamaño de partícula requerido se realizaron dos tamizados con dos tipos de malla diferentes, el primero, las partículas pasan por una malla no. 3/8” (9.5 mm de apertura) y el segundo pasa por una malla no. 4 (4.7 mm de apertura). Una vez tamizado el material se le realizaron pruebas físicas para la determinación de su porosidad, densidad aparente y real, área específica. Los resultados se presentan en la tabla 7.2.

Tabla 7.1. Características del material filtrante Tezontle.

Característica	Medida	Unidades
Diámetro promedio de partícula	9.5	mm
Área superficial específica	437	m ² /m ³
Porosidad húmeda	51	%
Masa específica seca	1539	kg/m ³
Masa específica húmeda	1883	kg/m ³

7.2. Caracterización del lixiviado de la tercera etapa del relleno sanitario de Bordo Poniente

Las determinación de las características físico químicas del lixiviado se realizaron en el laboratorio de Ingeniería Ambiental del Instituto de Ingeniería. Los parámetros

fueron DQO, DBO, nitrógeno amoniacal y orto-fosfatos, ya que son los parámetros de seguimiento para realizar la evaluación del BAF.

Antes de realizar la caracterización del lixiviado se homogenizaron los 320 L de lixiviado de la tercera etapa de Bordo Poniente, como se observa en la figura 7.1, se procedió a tomar 3 litros de muestra para realizar la caracterización. El resto se envasó en bidones de 20 L y se ubicaron en un cuarto frío a un temperatura promedio de 4.5 °C.



Figura 7.1. Homogenización de lixiviados.

La caracterización del lixiviado se presenta en la tabla 7.2. La relación de DBO/DQO para el lixiviado homogenizado es de 0.1 por lo cual la composición mayoritaria de la materia orgánica que va proporcionar el lixiviado es recalcitrante (Renou et al. 2008).

Tabla 7.2. Caracterización de lixiviado del relleno sanitario tercera etapa.

Parámetro	Unidades (mg/l)
DQO _T	1408
DBO	150
DBO/ DQO _T	0.1
Nitrógeno Kjeldahl	818
N-NH ₄ ⁻	731
P-PO ₄ ³⁻	163
pH	8.5 *
ST	3129
SST	33
SDT	3096

*Unidades adimensionales.

Pero en la investigación realizada por Ferraz et al (2014) demuestra que los sistemas BAFs pueden generar el consorcio microbiano capaz de degradar este tipo de ácidos orgánicos, manteniendo la relación lixiviado agua residual inferior al 10%.

El contenido de nitrógeno amoniacal presente en el lixiviado fue de 731 mg/L. Debido al equilibrio que se genera entre el nitrógeno amoniacal y el amoniaco, se determinó el contenido de amoniaco presente en el lixiviado utilizando las ecuaciones 4.1 y 4.2. La concentración de amónico presente en el lixiviado es de 110 mg/L y la temperatura que se tomó en cuenta para el equilibrio es de 20 °C, que es la temperatura del influente. La concentración de amoniaco es de 110 mg/L que es baja comparada con la reportada por Yusof et al. (2010) quienes analizaron un lixiviado viejo a 25 ° C, pH 8.45 y NAT 1450 mg/L y obtuvieron una concentración de amoniaco de 240 mg/L que generó una inhibición en los procesos de nitrificación en un sistema lodos activados.

En la tabla 7.3 se presenta el contenido de metales pesados y otros elementos además se observa que el aporte de metales pesados es bajo y en las concentraciones que se encuentran no afectaría a la vida acuática según los límites permisibles por la NOM-001-SEMARNAT-1996.

Tabla 7.3. Metales pesados

Parámetro	Método analítico	Concentración (mg/L)	NOM-001 SEMARNAT* LMP (mg/L)
Plata	US EPA 6010C-2007	ND	NA
Aluminio	US EPA 6010C-2007	0.0624	NA
Arsénico	NMX AA-051-SCFI-2001/US EPA 6010-2007 (I)	ND	0.1
Bario	US EPA 6010C-2007	0.23860	NA
Cadmio	NMX AA-051-SCFI-2001/US EPA 6010-2007 (I)	ND	0.1
Cromo	NMX AA-051-SCFI-2001/US EPA 6010-2007 (I)	0.16340	0.5
Mercurio	NMX AA-051-SCFI-2001/US EPA 6010-2007 (I)	0.000992	0.005
Plomo	NMX AA-051-SCFI-2001/US EPA 6010-2007 (I)	ND	0.2
Selenio	US EPA 6010C-2007	ND	NA
Molibdeno	US EPA 6010C-2007	0.04780	NA
Níquel	US EPA 6010C-2007	0.22290	2
Manganeso	US EPA 6010C-2007	0.2509	NA
Fierro	US EPA 8010C-2007	1.95600	NA
Cobre	NMX AA-051-SCFI-2001/US EPA 6010-2007 (I)	0.05850	4

.* Límites Máximos Permisibles para metales pesado y cianuros, Ríos, Protección de la vida acuática.

7.3. Carga orgánica y remoción de DQO

Para el arranque del reactor, se operó con una carga orgánica de 3 g/m²·d. Se decidió usar esa carga por los resultados que obtuvieron Cobos-Becerra y González-Martínez, 2013, para el arranque de un reactor BAF para el tratamiento de colorantes azo. La ventaja de operar un reactor con cargas bajas es la posibilidad de tener una biomasa mejor adherida al poro, además de lograr tiempos de retención más altos que permite el crecimiento de bacterias nitrificantes. Bajo esta condición se realizaron retrolavados una vez por semana y solo se mantuvo la carga orgánica constante.

Después de la etapa de arranque se operó la carga orgánica del filtro a 10 g/m²·d, pero no se logró llegar a esta carga superficial debido a la formación de un precipitado en el tanque de almacenamiento de agua residual concentrada, por lo que se decidió trabajar con una carga de 8 g/m²·d. En la figura 7.2 se presenta la carga orgánica superficial (CO) a lo largo del periodo de experimentación. Para efectuar la variación de la carga orgánica para cada una de las fases de experimentación se modificó la concentración de DQO y macronutrientes en el agua residual sintética con el motivo de mantener el mismo tiempo de retención hidráulico, el cual es de 3.7 horas. El caudal de alimentación al reactor se evaluó tres veces por semana y, en caso de encontrar una modificación se realizó el ajuste a las bombas para su correcto funcionamiento.

La primera carga se operó con una frecuencia de retrolavado cada 3 días y se realizó el retrolavado tal como lo proponen Domínguez-Fabela (2012) y Cobos-Becerra (2013), pero se observó que no se lograba remover la biomasa en exceso del reactor; a partir de día 76 el retrolavado se realizó diario y el cuarto paso del retrolavado no se realizó bajo un control de tiempo (ver capítulo 6.4.) sino hasta obtener un volumen de entre 15 y 20 litros.

En la figura 7.3 se muestra el comportamiento de la DQO total y disuelta en el periodo de experimentación. El influente se presenta como una línea sólida, el efluente como una línea punteada, la DQO total y DQO disuelta se representa de color azul y amarillo, respectivamente, tanto para influente como para efluente. Para el análisis se tomaron muestras compuestas durante un día. En la figura 7.4 se presentan las eficiencias de remoción tanto de la DQO total (color azul) y DQO disuelta (color naranja).

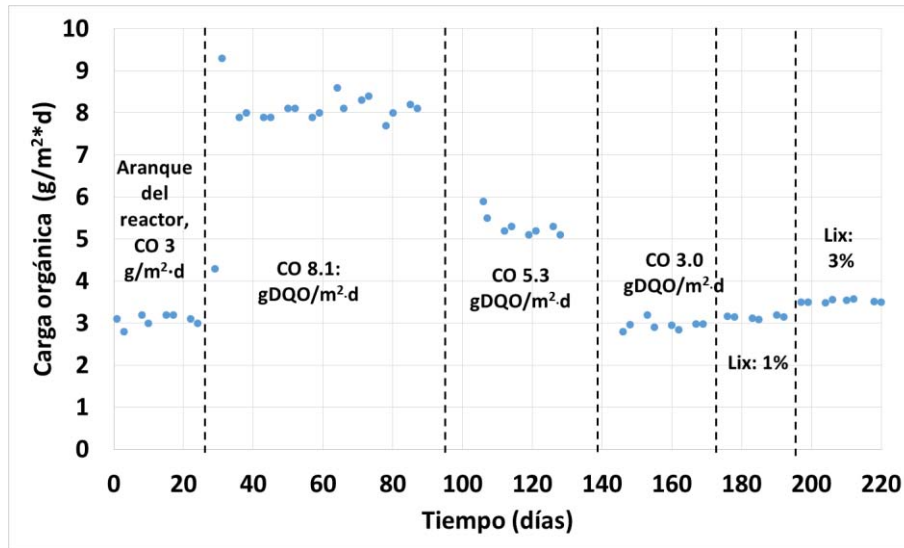


Figura 7.2. Carga orgánica superficial.

Desde el día 26 se inició el monitoreo el reactor de forma sistemática, donde se observó una remoción de la DQO total y disuelta de manera inmediata.

La remoción de DQO total y disuelta en el reactor cuando operó con una carga de 8.1 g/m²·d, fue 83 % y 86%, respectivamente. La operación se vio afectada por la formación de un precipitado en el bidón de suministro del concentrado de agua residual, identificada desde el día 26 al día 78 (en la figura 7.3), se identifica por la línea vertical roja) por las grandes diferencias entre la DQO total y disuelta en el influente, lo que sugiere que en este periodo de tiempo también estaba ingresando al sistema DQO particulada. Después de día 78, los bidones que se utilizaron para el suministro se lavaron después de cada uso con una solución de HCl al 5% para eliminar material biológico que se pudo formar o adherir a las paredes, y se observó que la diferencia entre la DQO total y disuelta disminuyó considerablemente.

La línea roja también representa un cambio en la realización del retrolavado. A partir de ese día se realizó todos los días y se cambia la concepción de la propuesta realizada por Domínguez Fabela (2012) y Cobos-Becerra (2013) (ver capítulo 6.4) y se plantea realizar una retrolavado hasta obtener aproximadamente 20 L de agua de retrolavado.

Para la carga orgánica de 5.3 g/m²·d (días 100 al 137) ingresó una DQO aproximada de 600mg/L con pequeñas diferencias entre la DQO total y disuelta. Bajo esta condición se alcanzaron remociones superiores al 90% para DQO total y disuelta. El mismo comportamiento se observa para la carga orgánica de 3.0 g/m²·d (días 142-175) pero la eficiencias de remoción superan el 95% para los dos tipos de DQO.

La relación de 1% de lixiviado/agua residual (días 175-192), en la figura 7.3, muestra un pequeño pico en la primera semana. Esta es la respuesta que tuvo el sistema biológico por la adición de una matriz tan compleja como puede ser el lixiviado. Pero este pico duró una semana, en el tiempo restante el sistema logra

trabajar a las mismas condiciones que la anterior condición y obtener remociones altas, como se puede observar en la figura 7.4.

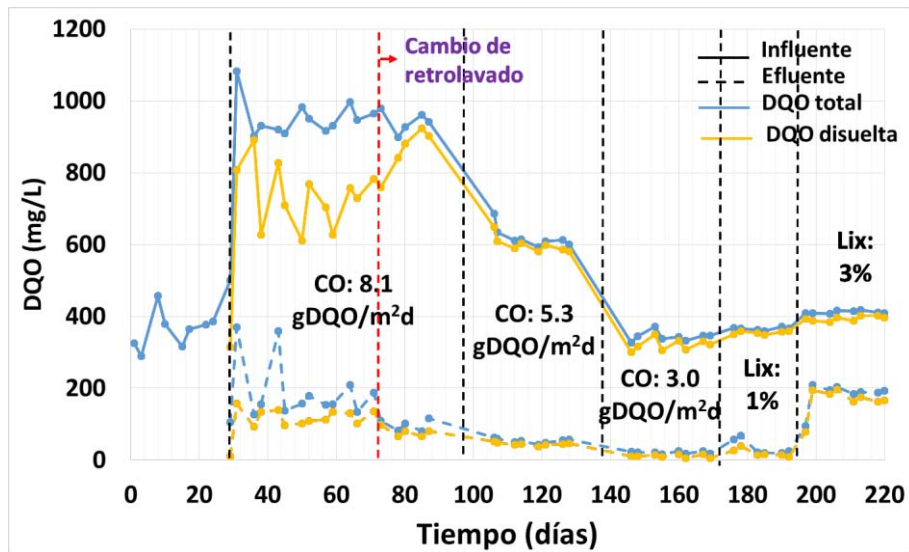


Figura 7.3. Comportamiento de la DQO total y disuelta.

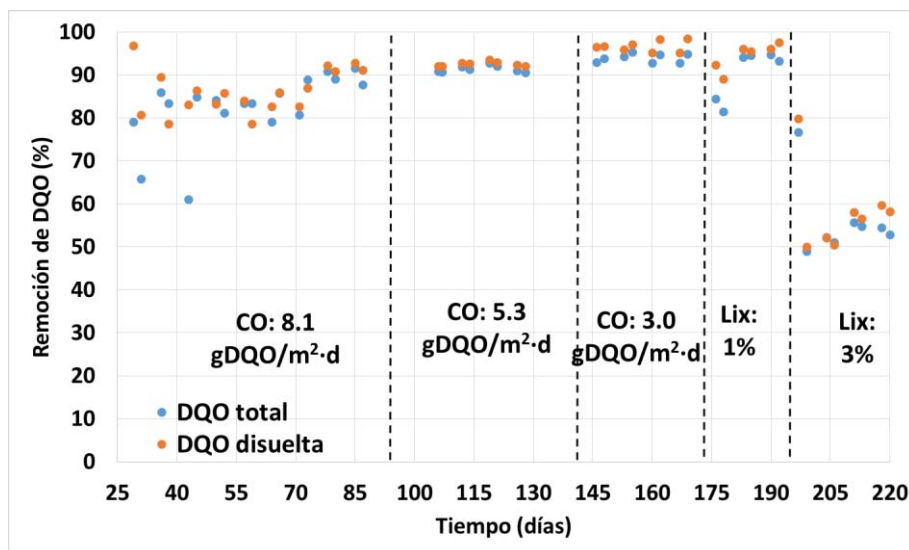


Figura 7.4. Remoción de DQO total y disuelta.

Se observa en la figura 7.3 que la relación 3% de lixiviado/agua residual (días 192 a 220) afectó considerablemente el funcionamiento del biofiltro. En la primera semana hay un aumento considerable de DQO en el efluente y esta se mantiene casi constante hasta el día 220. Esto se puede corroborar en la figura 7.4 donde se observa la disminución de la remoción en aproximadamente 50%.

Por el efecto que tuvo la relación Lix 3% en el BAF se decidió cambiar la propuesta metodología. El comportamiento del BAF a relaciones más altas de lixiviado desestabiliza el reactor. Por lo anterior se decidió evaluar una relación de 2% durante

3 semanas bajo las mismas condiciones de operación que las anteriores pero no se realizó un monitoreo. Al finalizar la tercera semana se realizó un perfil de DQO, nitrógeno amoniacal, nitratos, orto-fosfatos, la técnica de respirometría y además una muestra compuesta.

En la tabla 7.4 se presenta un resumen de las fases de experimentación y las respectivas remociones de DQO total y disuelta. Los datos presentados son un promedio de todo el periodo de operación de cada etapa, solo para la carga de 8.1 g/m²·d se presenta dos datos, el primero es del periodo entre los días 26 y 79 donde se aplicaban retrolavados cada tres días y el segundo es del periodo entre los días 80 al 99 donde se aplicaron retrolavados diarios.

Tabla 7.4, Valores promedio de DQO total y disuelta

Carga orgánica (gDQO/m ² ·d)	TR H (h)	DQO total			DQO disuelta		
		Influent e (mg/L)	Efluent e (mg/L)	Remoció n (%)	Influent e (mg/L)	Efluent e (mg/L)	Remoció n (%)
8.1	3.7	922	181	80	708	111	85
8.1*	3.7	932	95	90	887	74	92
5.3	3.7	620	54	91	600	45	93
3.1	3.7	344	21	94	321	11	97
Lix 1%	3.7	366	35	90	355	20	94
Lix 2%**	3.7	381	122	68	374	108	71
Lix 3%	3.7	411	165	60	393	165	58

*Se aplicó nueva forma de retrolavado

** Valores de una muestra compuesta

Los perfiles que se obtuvieron para evaluar el comportamiento de la remoción de DQO total y disuelta del reactor en función de su altura se presentan en las figuras 7.5, 7.6, 7.7, 7.8 y 7.9. Las líneas sólidas representan la DQO total (DQO_t) y las líneas punteadas la DQO disuelta (DQO_s). Para la realización de estas pruebas se tomaron muestras puntuales a cada 20 centímetros de altura para obtener 6 puntos de muestreo.

De manera general en las figuras 7.5, 7.6, 7.7, 7.8, 7.9 y 7.10, se observó un comportamiento similar, donde la mayor parte de la remoción de material carbonoso se presentó en los primeros veinte centímetros para las condiciones sin lixiviado y con lixiviado.

Para la condición sin lixiviado, se observó que los perfiles correspondientes a las CO de 8.1 y 5.3 g/m²·d, después de los primeros 20 centímetros, todavía se presenta remoción de material carbono, lo cual se debe a los altos contenidos de DQO en el influente. Mientras que para la carga de 3.1 g/m²·d se observó que después de los 20 cm no se presentan cambios en la DQO en función de la altura.

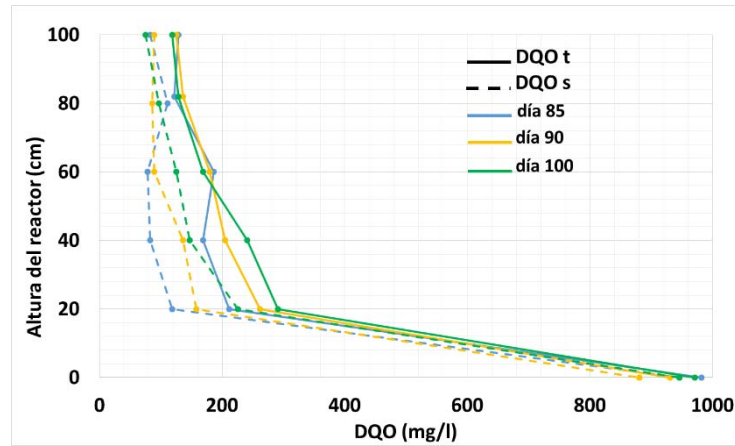


Figura 7.5. Perfiles de DQO para carga de 8.1 g/m²·d

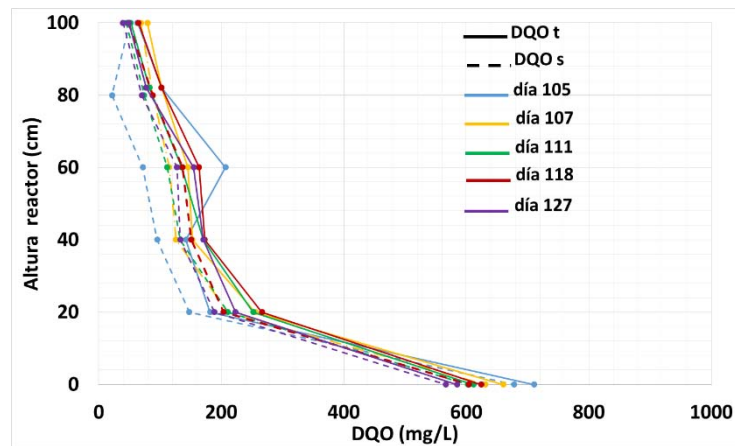


Figura 7.6. Perfiles de DQO para la carga de 5.3 g/m²·d

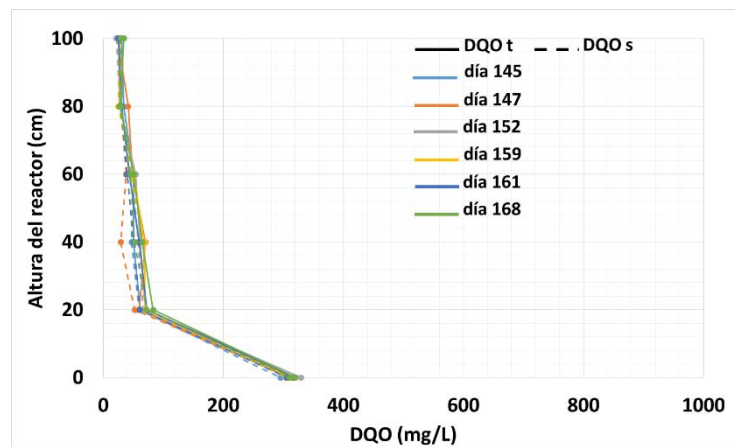


Figura 7.7 perfiles de DQO para la carga de 3.1 g/m²·d

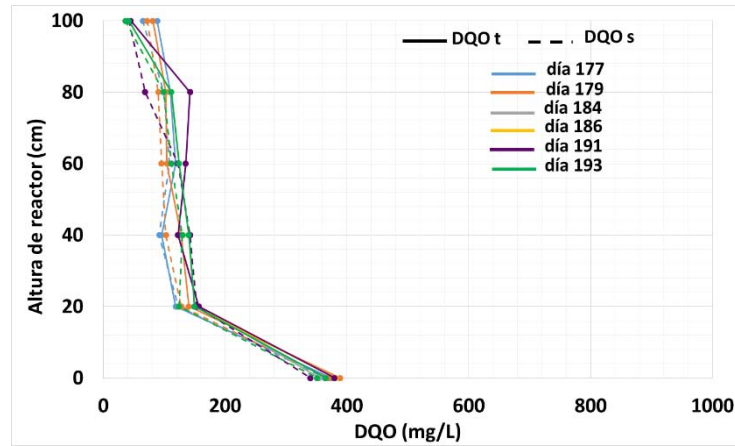


Figura 7.8. Perfiles de DQO para la relación Lix: 1%

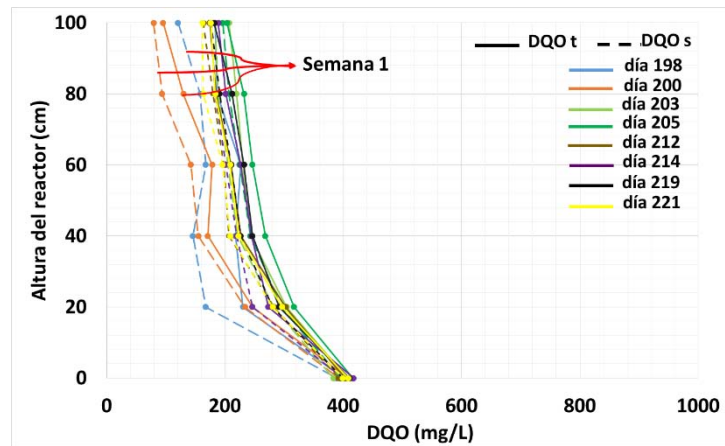


Figura 7.9. Perfiles de DQO para la relación Lix 3%

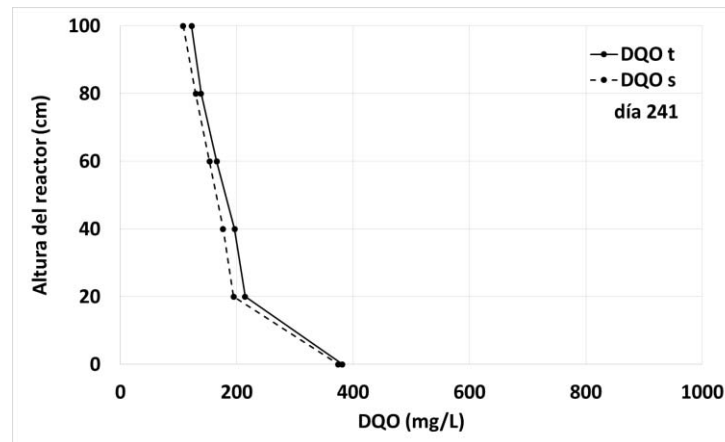


Figura 7.10. Perfil de DQO de Lix 2%

Durante la relación de 1% (figura 7.8) se presentaron fluctuaciones cuando se compara con el perfil de la CO de $3.1 \text{ g/m}^2\cdot\text{d}$ (figura 7.7), mostrando que el lixiviado si genera cambios en el comportamiento normal del filtro, pero no son lo

suficientemente grandes para desestabilizar el reactor. Bajo esta condición hubo una disminución en la remoción de material carbonoso de 3 % con respecto a la CO de 3.1 mg/m²·d.

En la figura 7.9 se presentan los perfiles para la relación Lix 3%. Las líneas rojas señalan los perfiles (naranja y azul) de los días 198 y 200, donde se observa que en este periodo de tiempo el sistema logró un comportamiento similar a la relación Lix 1% (figura 7.8). De los días 203 hasta 221 se observa un comportamiento constante y la remoción de material carbonoso decae en 50%. Como se menciona, la relación Lix 3% logró desestabilizar el funcionamiento del reactor por lo que se decide no aumentar la relación lixiviado/agua residual y disminuirla a 2%.

La figura 7.10 es el perfil de la relación Lix 2%, después de operar al reactor durante 3 semanas se consideró que el BAF operaba de forma estable. Bajo esta condición no se logró mejorar la remoción de material carbonoso aunque la remoción aumentó a un 70% con respecto a la relación de Lix 3%.

7.4. Comportamiento de nitrógeno amoniacal

En los tratamientos convencionales, la remoción biológica de nitrógeno del agua residual requiere de un proceso que permita una primera etapa de nitrificación y una segunda de desnitrificación (Ahn, 2006):

- 1) La nitrificación. En este proceso participan microorganismos quimiolitótrofos que utilizan el amonio como fuente de protones, el oxígeno molecular como aceptor de electrones y el dióxido de carbono como fuente de carbono. Esta etapa se da bajo condiciones aerobias, la oxidación del amonio (NH₄⁺) a nitrito (NO₂⁻) seguido de la oxidación del nitrito a nitrato (NO₃⁻).
- 2) La desnitrificación implica la reducción del nitrato y nitrito, bajo condiciones anóxicas, a nitrógeno molecular. En esta etapa participan microorganismos quimioorganótrofos que emplean el nitrito y/o el nitrato como aceptores de electrones y la materia orgánica como fuente de carbono y energía.

Con el fin de adaptar el reactor a los contenidos de nitrógeno y fósforo (el lixiviado de la etapa III de Bordo Poniente tiene altas cantidades de estos nutrientes, ver capítulo 7.2.) que se logra al adicionar el lixiviado, se varió el contenido de nitrógeno y fósforo en cada una de las cargas orgánicas.

En la tabla 7.5 se presenta el contenido de nitrógeno amoniacal en el influente y efluente, la remoción y el contenido de nitratos en el efluente. La diferencia entre el nitrógeno amoniacal presente en influente y efluente es lo que removió el reactor. Si no se presentan procesos de desnitrificación el contenido de nitrógeno como nitratos debe ser igual a la diferencia entre en influente y efluente (los valores son un promedio de una etapa completa).

Tabla 7.5. Valores promedio de nitrógeno amoniacal y nitratos

Carga orgánica superficial (gDQO/m ² ·d)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)		Remoción (%)	N-NO ₃ ⁻ (mg/L) Efluente
	Influente	Efluente		
8.1	94	9	80	13
8.1*	95	7	93	82
5.3	49	ND	100	43
3.1	32	ND	100	25
Lix 1%	39	ND	100	37
Lix 2%	45	13	71	28
Lix 3%	51	31	40	18

ND: no detectado

En la figura 7.11 se presenta el comportamiento de nitrógeno amoniacal y nitratos en el reactor. La línea roja vertical representa el día 79 en el cual se identificó que el retrolavado propuesto en la metodología no era suficiente para extraer la biomasa en exceso que se encontraba en el reactor. Por lo que se propuso realizar un retrolavado en el cual se obtenga un volumen de agua de retrolavado 15 a 20 L.

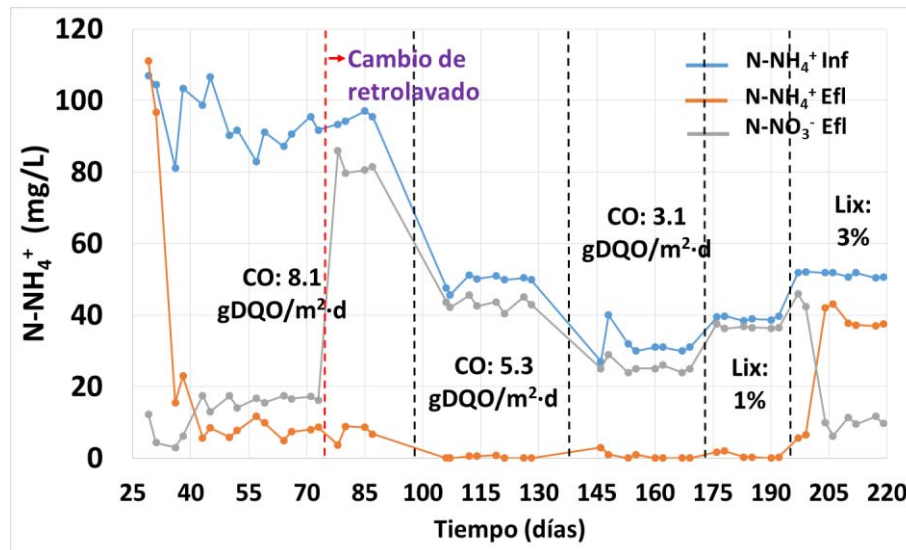


Figura 7.11. Comportamiento de nitrógeno amoniacal y nitrato

Para la carga de 8.1 g/m²·d se observó que en los días del 26 y 28 la concentración de nitrógeno amoniacal en el efluente es similar a la del influente, pero para los días posteriores disminuye considerablemente hasta tomar valores aproximados de 15 mg N-NH₄⁺/L. Entre los días 30 a 79 se observó que los valores sumados de nitrógeno amoniacal, nitrógeno como nitratos en el efluente y el nitrógeno como biomasa (NTK), no alcanzan los valores de nitrógeno amoniacal en el influente. Con esto se puede concluir que hubo procesos de desnitrificación en el reactor durante este periodo de tiempo.

La posible causa que generó este comportamiento es la forma en cómo se aplicaba el retrolavado, el cual no extraía la biomasa en exceso, lo que propiciaba una colmatación del biofiltro, aumentado los canales de preferencia tanto para el fluido como para el flujo de aire, generando zonas anóxicas dentro del reactor. Desde el día 79 el retrolavado fue más intenso y se observa un aumento en la concentración de nitratos. La diferencia entre las curvas de nitrógeno amoniacal en el influente y nitratos en el influente corresponde al nitrógeno que se remueve por las microzonas anóxicas que se forman dentro de los poros del tezontle

Desde los días 100-142 se operó con una carga a $5.3 \text{ g/m}^2\cdot\text{d}$, también se realizó el cambio en la concentración de amonio; en el tiempo de operación se observó una oxidación completa del nitrógeno amoniacal. Cabe mencionar que la fuente de nitrógeno amoniacal es sulfato de amonio, la cual es una sal soluble en agua que aporta fácilmente el ion amonio. La remoción de nitrógeno amoniacal (figura 7.12) se mantuvo constante en el periodo de experimentación y se logró una remoción del 100%.

Para la carga de $3.1 \text{ g/m}^2\cdot\text{d}$ (días 142-175), se observaron bajos contenidos de nitrógeno amoniacal en el efluente y la producción de nitratos se mantuvo constante. Bajo esta etapa la remoción se mantuvo constante y no tuvo grandes variaciones en el tiempo de operación, esto se observa en la figura 7.12.

En el periodo 175-192 días el reactor operó con un Lix 1%, bajo esta condición se logró una oxidación del 100 % del nitrógeno amoniacal que se alimentó, pero se observa que la diferencia entre el nitrógeno amoniacal en el influente (línea azul) y la de nitratos (línea gris) es muy pequeña en comparación a las anteriores condiciones de operación. Con este precepto podemos afirmar que el lixiviado afectó los procesos de nitrificación que se presentaban en el reactor. En el comportamiento de la remoción de nitrógeno (figura 7.12) se observa que los primeros días hubo una disminución en la remoción pero en los días posteriores aumenta hasta alcanzar el comportamiento similar a la anterior etapa sin lixiviado.

La relación Lix 3% se operó durante los días 192 hasta el 220. Bajo esta condición se desestabilizaron los procesos de nitrificación, presentando un bajo consumo de nitrógeno amoniacal y además una baja producción de nitratos. La eficiencia de remoción de nitrógeno amoniacal (figura 7.12) para los días 192 hasta el 195 presentó valores cercanos a 80%. De los días 192 hasta el 210 se observa el efecto más fuerte la remoción bajó a valores cercanos a 20%, de los días 210 a 220 se observa una estabilización de la remoción de nitrógeno amoniacal donde se logró una remoción 25%.

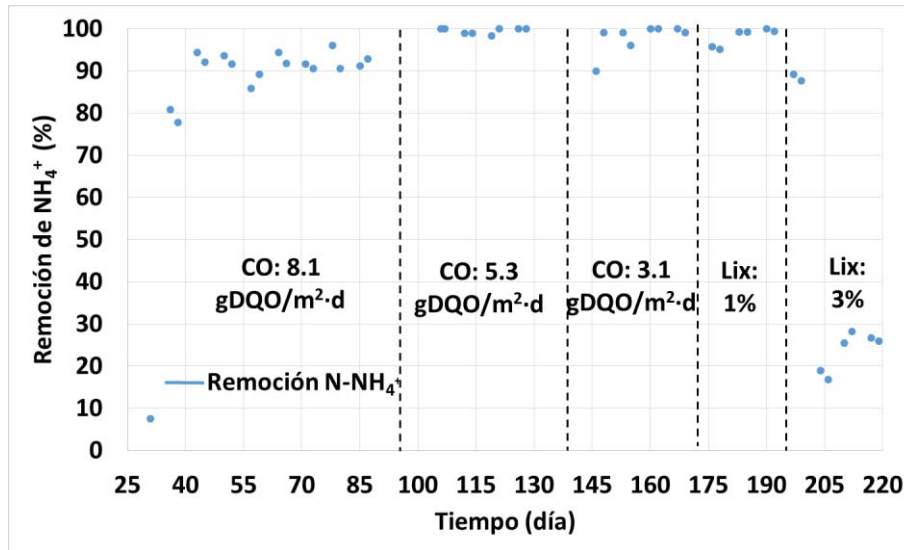


Figura 7.12. Remoción de nitrógeno amoniacal.

Se observa en la figura 7.12 que la remoción de nitrógeno amoniacal se estabiliza después del día 40 (aunque se presenta fluctuaciones pequeñas hasta el día 100), donde se logra un remoción del 90%.

En la figura 7.13 se presentan los perfiles de nitrógeno amoniacal de cada una de las etapas de operación del BAF sin lixiviado. La líneas de color azul representan la CO 8.1 g/m²·d, las líneas de color verde la CO 5.3 g/m²·d, las líneas de color naranja la CO de 3.0 g/m²·d. Para cada etapa se observan diferentes tonalidades de su color, los oscuros representan los días iniciales de cada etapa y en la medida que la tonalidad se hace más clara significa un aumento de días, siendo las más clara el último día de cada etapa (esta condición se aplicará para los perfiles de nitratos y orto-fosfatos, con y sin lixiviados)

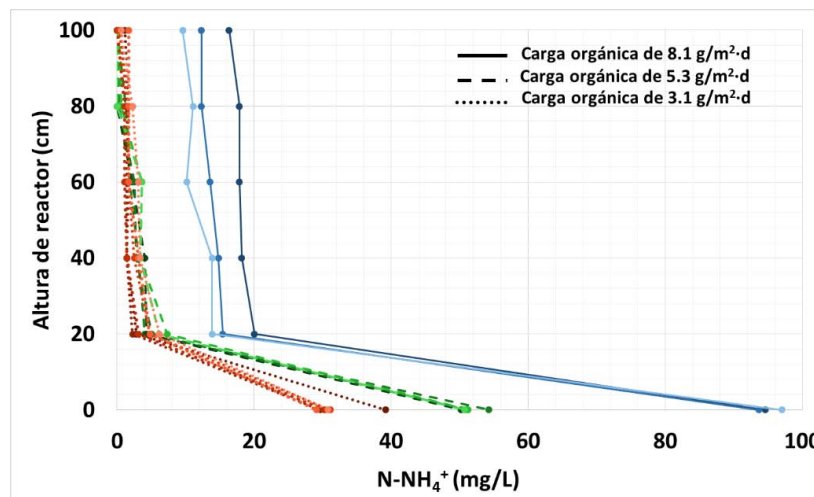


Figura 7.13. Perfiles de nitrógeno amoniacal para las CO 8.1, 5.3 y 3.1 g/m²·d.

Se observa en sus correspondientes perfiles de $N-NH_4^+$ un comportamiento similar al mencionado en el capítulo 7.3 para la DQO. Se observa un decrecimiento muy alto de la concentración de $N-NH_4^+$ en los primeros 20 centímetros y conforme se avanza en la altura del filtro la concentración de $N-NH_4^+$ disminuye muy poco o se mantiene constante. Los valores en el efluente corresponden con los indicados en la tabla 7.4.

En la figura 7.14 se presentan los perfiles de nitrógeno amoniacal de cada una de las etapas de operación del BAF con lixiviado. Las líneas de color guindo o rojo representa la Lix 1%, las líneas de colores morados la Lix 3% y la línea amarilla la Lix 2%.

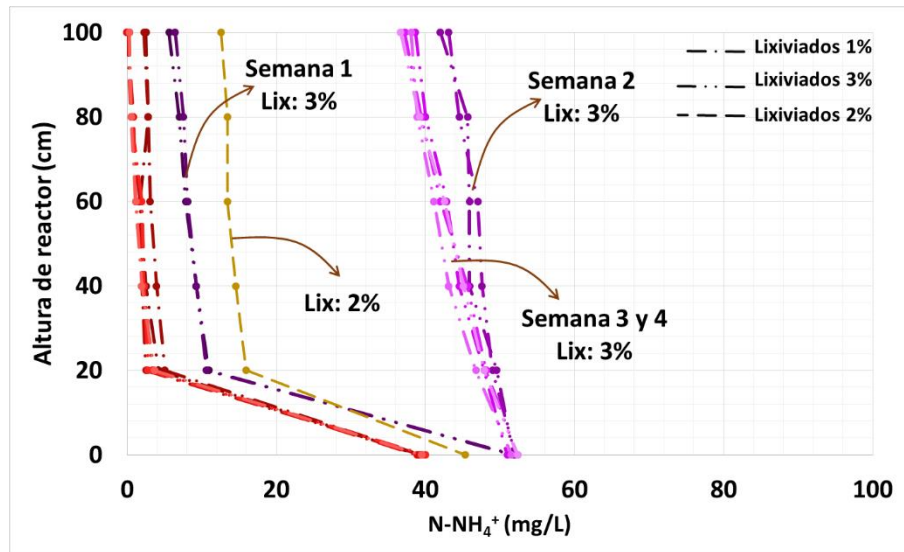


Figura 7.14. Perfiles de nitrógeno amoniacal para las relaciones lix: 1, 3 y 2%

De los perfiles de la relación Lix 1% (figura 7.14) se observó un comportamiento similar al de las etapas sin lixiviado. Al introducir el lixiviado se observó que el perfil (rojo oscuro) se desplazó hacia la derecha, pero en la medida que se mantenía operando el reactor bajo esta condición, sus perfiles se acercan a un comportamiento similar al que se obtuvo bajo las CO de 5.3 y 3.1 $g/m^2 \cdot d$: en zonas altas del reactor se presentaron concentraciones de nitrógeno amoniacal cercanas a cero.

De los perfiles de la relación Lix 3% se observó que el efecto fue mayor (morado oscuro) al que se presentó con la relación Lix 1%; pero el efecto negativo se mantuvo e incrementó en la semana 2, donde se presentaron las remociones más bajas; para las semanas 3 y 4 se observó que sus perfiles se mantuvieron constantes y además hubo un incremento en el consumo de nitrógeno amoniacal con respecto a la semana 2.

El perfil para la relación Lix 2% muestra un aumento de la remoción con respecto a la relación de Lix 3% y tiene el mismo comportamiento de la etapas sin lixiviados y Lix 1%, donde la mayor remoción se presenta en los primeros 20 centímetros.

En la figura 7.15 se presentan los perfiles de nitratos cada una de las etapas de operación del BAF sin lixiviado. Las líneas de color azul representan la CO 8.1 g/m²·d, las líneas de color verde la CO 5.3 g/m²·d, las líneas de color naranja la CO de 3.0 g/m²·d.

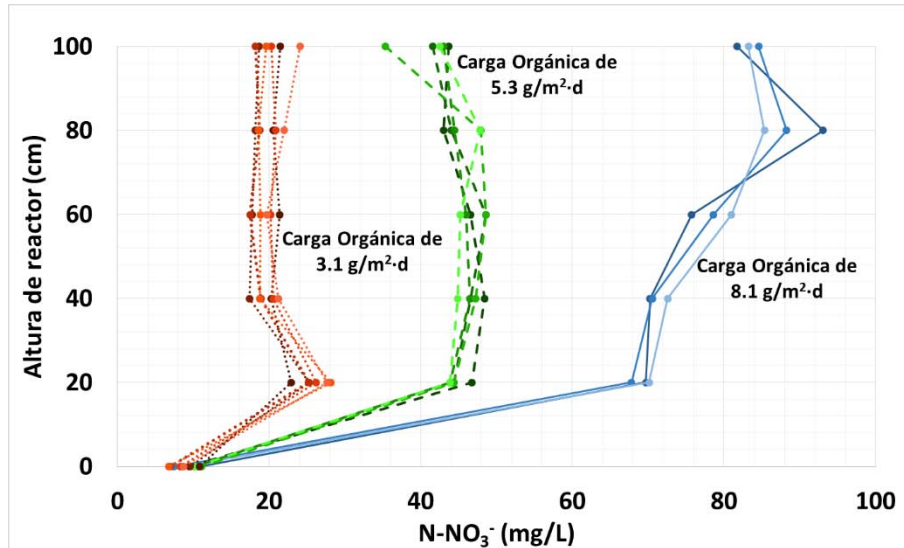


Figura 7.15. Perfiles de nitratos para las CO 8.1, 5.3 y 3.1 g/m²·d.

En los perfiles para la carga de 8.1 g/m²·d se observó que en el intervalo de 20 a 80 cm de altura, se presenta aún una producción significativa de nitratos. Además se observó que en la zona de 80 a 100 cm se presentó una disminución de la concentración de nitratos por lo que puede interpretarse como una zona donde ocurrieron procesos de desnitrificación.

En los perfiles para la carga de 5.3 g/m²·d se observó que la concentración de nitratos se mantiene constante en el intervalo de 20 a 80 cm de altura. Además en el intervalo de 80 a 100 cm se presentaron procesos de desnitrificación, esto se debe a la disminución de concentración de nitrato que se presentó en este intervalo.

Los perfiles de la carga de 3.1 mostraron que los procesos de desnitrificación ocurrieron principalmente en el intervalo de 20 a 40 centímetros de altura; después de los 40 cm de altura la concentración de nitratos se mantuvo constante.

En la figura 7.16 se presentan los perfiles de nitratos cada una de las etapas de operación del BAF con lixiviados. Las líneas de color guindo o rojo representan la Lix 1%, las líneas de colores morados la Lix 3% y la línea amarilla a la Lix 2%.

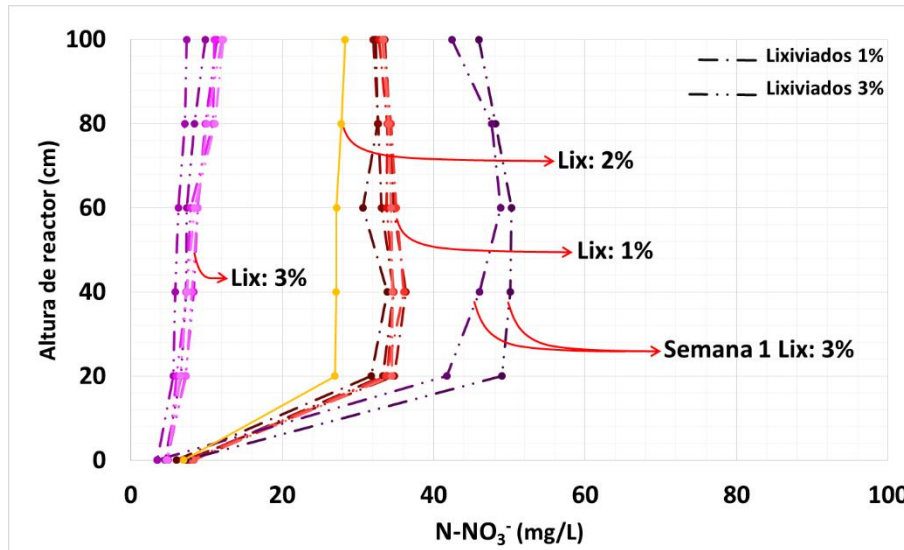


Figura 7.16. Perfiles de nitratos para las relaciones Lix: 1, 3 y 2%

Los perfiles de la relación Lix 1% mostraron una alta producción de nitratos en los 20 primeros centímetros y en alturas superiores la concentración de nitratos se mantiene constante.

La relación de Lix 3% presentó en la primera semana de operación dos perfiles similares al de etapas anteriores, donde la mayor producción se presenta en la zona de los primeros 20 cm. Para las semanas 2 hasta la 4 se observó una baja producción de nitratos (el perfil se desplaza de manera brusca a la izquierda). Este comportamiento corresponde con el obtenido en los perfiles de nitrógeno amoniacal para esta etapa, donde se observó un bajo consumo de nitrógeno amoniacal. Al igual que en la relación Lix 1%, no se presentan zonas donde se den principalmente procesos de desnitrificación.

La relación de Lix 2% presentó un comportamiento similar a las etapas sin lixiviado y Lix 1%, una alta producción en los primeros 20 cm, pero el perfil está desplazado hacia la izquierda con respecto a los perfiles Lix 1%. Si se compara con la Lix 3%, se observó que la Lix 2% mejora los procesos de nitrificación.

Los perfiles nitratos para todas las etapas exceptuando la etapa Lix 3%, presentaron un comportamiento similar, donde la mayor producción de nitratos se generó en los primeros 20 centímetros. Este comportamiento corresponde a lo observado en los perfiles de nitrógeno amoniacal donde en los primeros 20 centímetros se remueve la mayor cantidad de éste. Para la etapa de Lix 3% se observó una producción de nitrato con una tendencia lineal en función de la altura.

7.5. Comportamiento de ortofosfatos

La remoción de fósforo se logra a través de la incorporación del fósforo en la biomasa: mientras mayor sea la tasa de crecimiento de la biomasa en el reactor se logrará una mayor remoción de fósforo.

En la figura 7.17 se presenta el comportamiento de los ortofosfatos para cada etapa de operación.

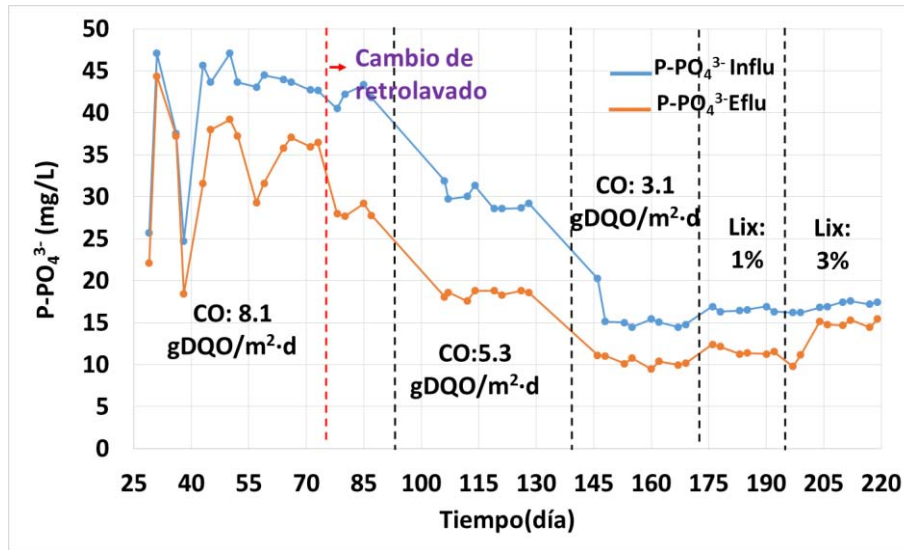


Figura 7.17. Comportamiento de ortofosfatos.

La figura 7.18 representa el porcentaje de remoción que se logró en cada una de las etapas de operación.

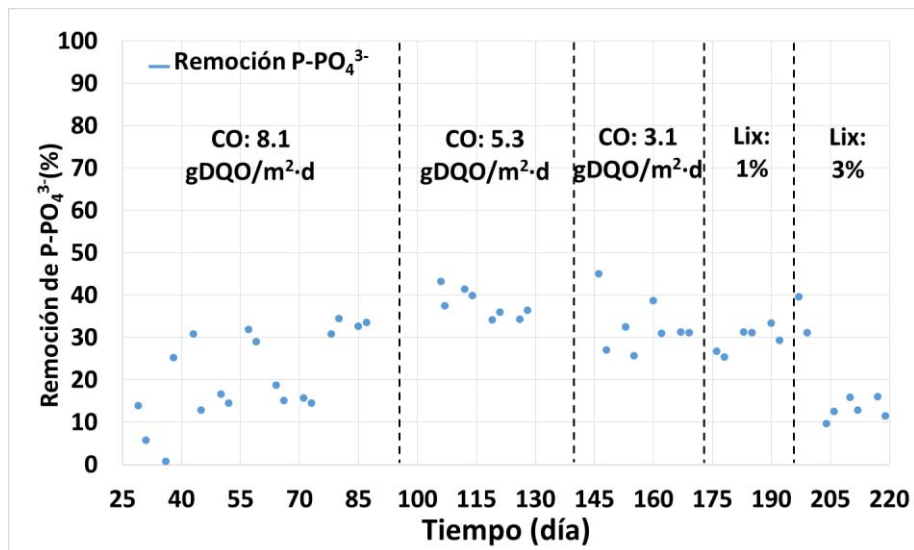


Figura 7.18. Remoción de ortofosfatos para las relaciones con y sin lixiviado.

El comportamiento de los ortofosfatos para la carga la 8.1 g/m²·d (día 0 a100), 100 se presentó una remoción de ortofosfatos muy variable y no se observó un comportamiento sino que fluctuó en todo este periodo. Para esta etapa se logró una remoción del 21% para ortofosfatos.

La remoción de ortofosfatos para la carga 5.3 g/m²·d (días 100 a142), presentó un comportamiento estable en todo el tiempo de operación. La remoción promedio de P-PO₄³⁻ que se logró bajo esta condición fue de 38%.

Para la carga orgánica 3.0 g/m²·d (143-175 día) la remoción de ortofosfatos presentó una remoción estable en el periodo con un promedio de 33%. La relación de Lix 1% presentó un comportamiento similar a la etapa anterior sin lixiviado, pero se presentó una disminución en la remoción de ortofosfatos de tres unidades.

La relación de Lix 3% al igual que para otros parámetros, desestabilizó el BAF, se observó que en los primeros días el sistema pudo soportar el cambio de condiciones pero luego se presentó la desestabilización donde se observa que la remoción decae (figuras 7.17 y 7.18)

En la tabla 7.6 se presenta un resumen sobre el comportamiento de remoción de fósforo de ortofosfatos para cada una de las etapas que se operaron en el filtro biológico aireado.

Tabla 7.6. Valores promedio de fósforo de ortofosfatos

Carga orgánica superficial (gDQO/m ² ·d)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)		Remoción (%)
	Influente	Efluente	
8.1	41	34	17
8.1*	42	28	33
5.3	30	18	40
3.1	16	12	25
Lix 1%	17	12	29
Lix 2%	17	12	29
Lix 3%	17	14	18

En la figura 7.19 se presentan los perfiles de fósforo de ortofosfatos cada una de las etapas de operación del BAF sin lixiviado. La líneas de color azul representan a la CO 8.1 g/m²·d, las líneas de color verde a la CO 5.3 g/m²·d, las líneas de color naranja a la CO de 3.0 g/m²·d.

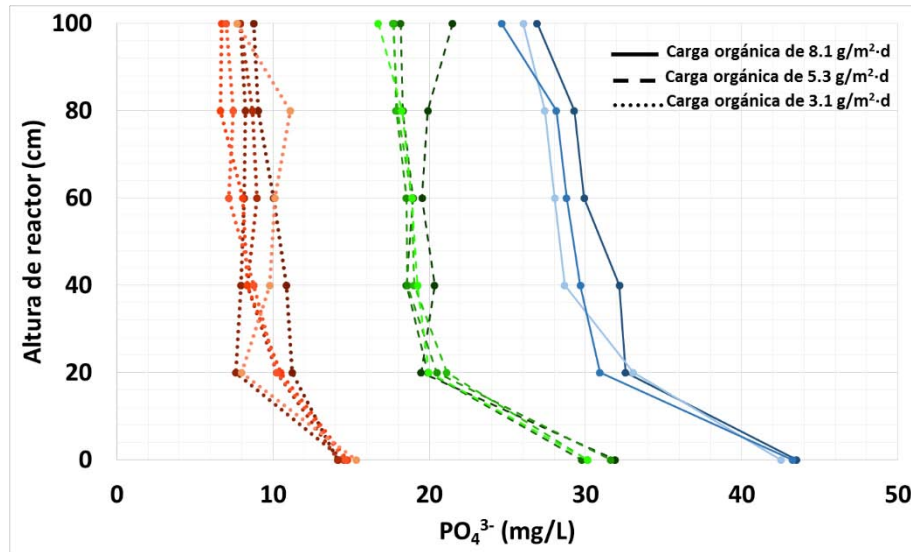


Figura 7.19. Perfiles de ortofosfatos para las CO 8.1, 5.3 y 3.1 g/m²·d.

El comportamiento de la remoción para la remoción de las cargas 8.1, 5.3 y 3.1 g/m²·d fue similar, se observó que en los primeros 20 cm se presentó la mayor remoción de ortofosfatos, además este comportamiento es similar al comportamiento que se presentó para los parámetros como DQO_t, DQO_s, N-NH₄⁻ y N-NO₃⁻. La remoción que se presentó para las cargas 8.1, 5.3 y 3.1 g/m²·d fue 21, 38 y 33 %, respectivamente.

En la figura 7.20 se presentan los perfiles de fósforo de ortofosfatos de cada una de las etapas de operación del BAF con lixiviados. Las líneas de color guindo o rojo representan la Lix 1%, las líneas de colores morados la Lix 3% y la línea amarilla a la Lix 2%.

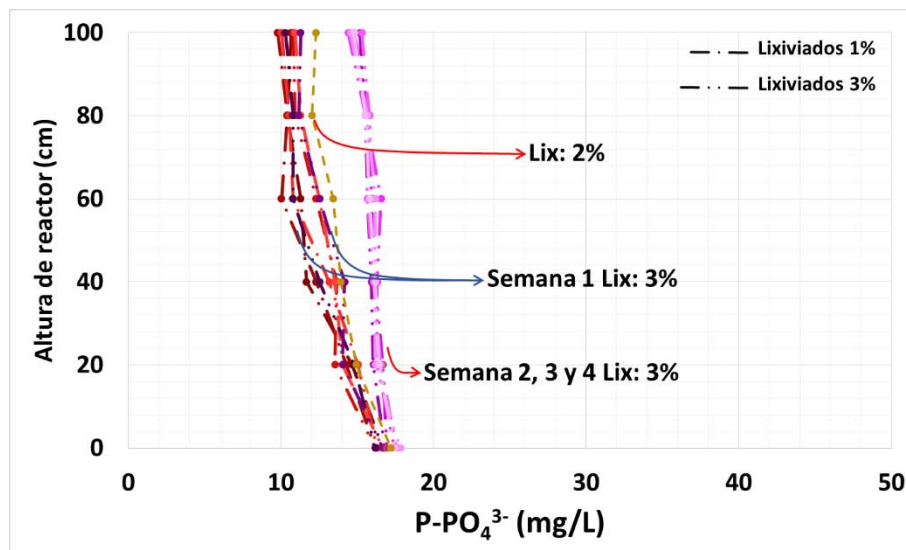


Figura 7.20. Perfiles de ortofosfatos para las relaciones Lix: 1, 3 y 2%

La relación de Lix 1% presentó un comportamiento casi lineal y no presentó una gran remoción en los primeros 20 centímetros. La remoción que se logró en esta etapa fue de 30%. En esta etapa se presentó un cambio en el comportamiento de los perfiles de ortofosfatos y no se presentó un cambio notable en el porcentaje de remoción de ortofosfatos comparado con la etapa de 3.1 g/m²·d que obtuvo un 33% de remoción.

En la primera semana de la Lix 3% se observó una remoción similar a la de la etapa Lix 1% (flechas azules). Para las semanas 2, 3 y 4 los perfiles se desplazaron a la derecha, lo que confirmó que la relación 3% afectó de manera negativa la remoción de ortofosfatos.

Durante la relación Lix 2%, mejoró la remoción de ortofosfatos con respecto a Lix 3%. Su perfil es similar al de la etapa Lix 1%. De lo anterior se observó que un sistema BAF puede operar con una relación de Lix 2%.

7.6. Comportamiento de los sólidos suspendidos totales y volátiles

En la figura 7.21 se observa el comportamiento de sólidos suspendidos a la salida del biofiltro. Para la carga de 8.1 g/m²·d se observó mayor variabilidad en el contenido de sólidos suspendidos especialmente en el contenido de sólidos suspendidos volátiles. Durante los días posteriores al día 79, al realizar un retrolavado más intenso, se observó que los sólidos suspendidos se estabilizan.

En la relación Lix 3% se observó un aumento de los sólidos suspendidos en el efluente durante la primera semana, por desprendimiento de biomasa debido al aumento de lixiviado.

Los perfiles que se obtuvieron para evaluar el comportamiento de los sólidos se muestran en la figura 7.22. Las líneas sólidas representan los Sólidos Suspendidos Totales (SST) y las líneas punteadas, los Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV). Para la realización de estas pruebas se tomaron muestras puntuales a cada 20 centímetros de altura para obtener 6 puntos de muestreo.

Como se mencionó en los capítulos 7.3 y 7.4 Los cambios más importantes de la concentración de DQO, N-NH₄⁺ y P-PO₄³⁻ se dan en los primeros 20 centímetros para las etapas sin lixiviado. En los perfiles de sólidos (figura 7.22, 7.23 y 7.24) correspondientes para etapas sin lixiviado se presentó una mayor concentración de sólidos donde se obtuvo la mayor remoción de cada uno de los parámetros que se analizaron. La mayor parte de los SST presentes en cada perfil son SSV que se asocian a biomasa.

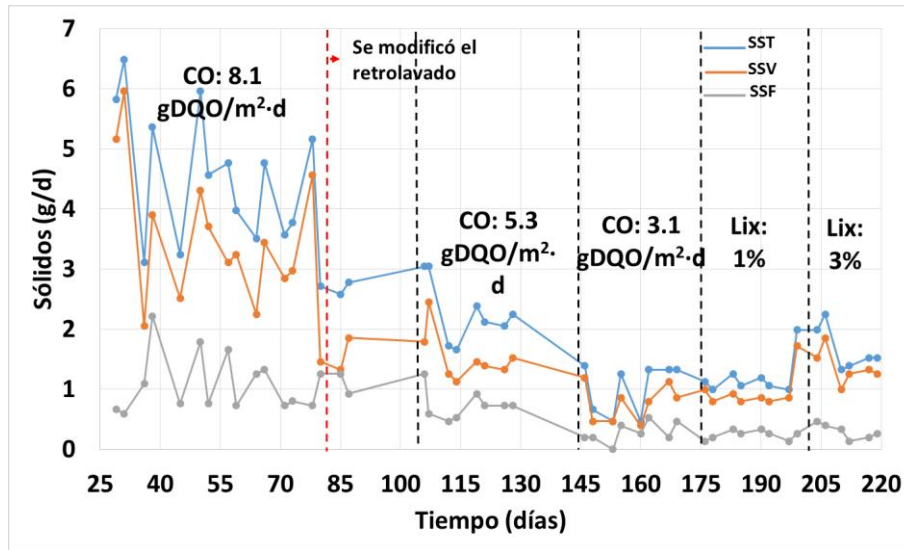


Figura 7.21. Comportamiento de sólidos en el efluente.

La introducción del lixiviado modifica el perfil de sólidos, mientras que para las etapas sin lixiviado se presentó una mayor concentración de sólidos en los primeros 20 cm, la distribución al adicionar lixiviado se modificó a una distribución más homogénea a lo largo de todo el reactor (figura 7.25 y 7.26).

La figura 7.22 se observa una gran cantidad de sólidos suspendidos fijos para la carga de 8.1 g/m²·d, estos se deben a la erosión del tezontle producto del retrolavado y además debido a que el retrolavado no era eficiente, se produjo una gran acumulación de SSF. Pero al aplicar la nueva estrategia de retrolavado para las condiciones de operación posteriores, observamos que el contenido de SSF es bajo y prácticamente los sólidos suspendidos totales son sólidos suspendidos volátiles.

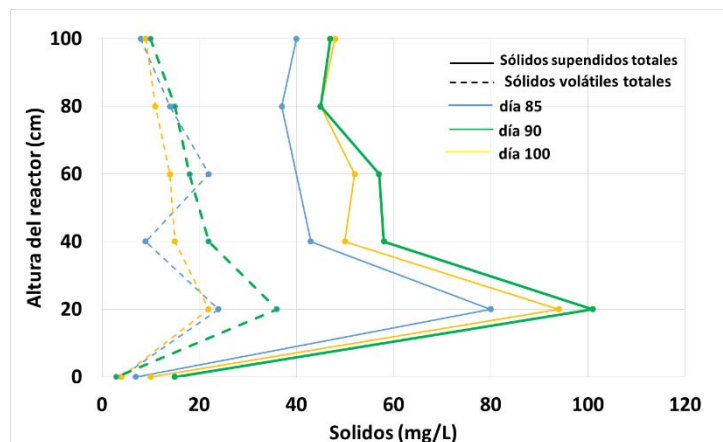


Figura 7.22. Perfil de sólidos para una carga de 8.1 g/m²·d

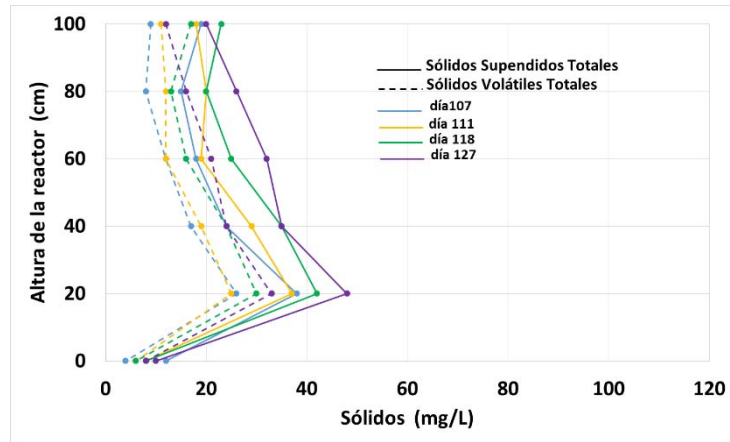


Figura 7.23. Perfil de sólidos para una carga de 5.3 g/m²·d

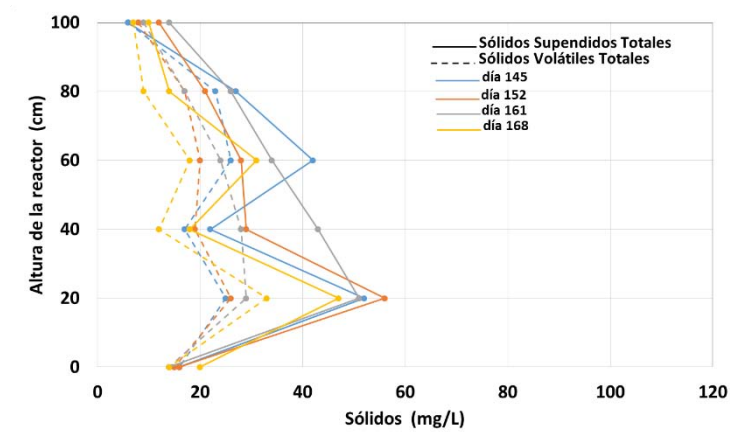


Figura 7.24 Perfil de sólidos para una carga de 3.1 g/m²·d

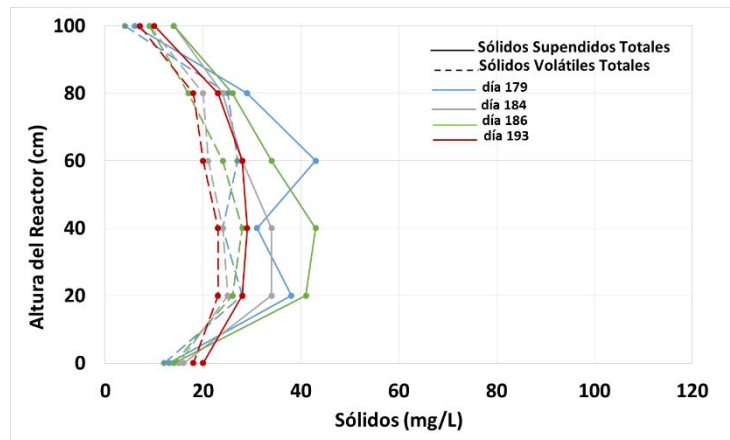


Figura 7.25. Perfil de sólidos para una relación Lix 1%

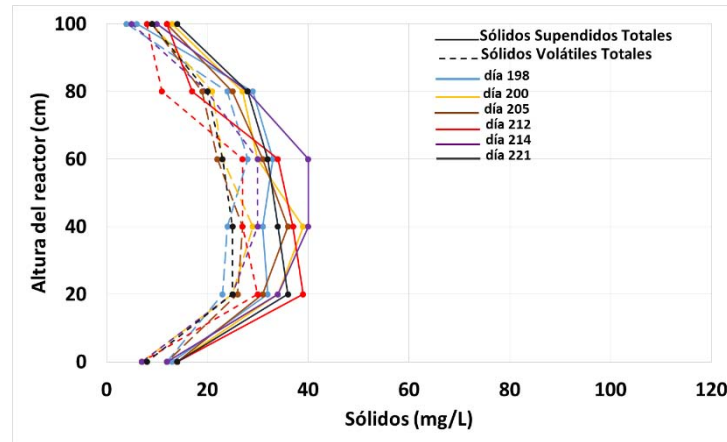


Figura 7.26. Perfil de sólidos para una relación Lix 3%

7.7. Tiempo de retención celular y biomasa en el retrolavado

En el transcurso de la etapa con la carga $8.1 \text{ g/m}^2\cdot\text{d}$, específicamente en el día 79, se modificó la metodología que se propuso para realizar el retrolavado debido a que la acumulación de sólidos podía generar una colmatación del biofiltro, por lo cual se procedió a ejecutar un retrolavado mucho más intenso. Cabe mencionar que la estrategia para realizar un retrolavado se tomó por las investigaciones realizadas por Cobos Becerra (2013) y Domínguez Fabela (2012) donde observaron en un reactor de vidrio, diferentes formas de aplicar un retrolavado. La nueva estrategia se encuentra en el capítulo 7.3.

Para evitar problemas de colmatación debido a la frecuencia de aplicación de los retrolavados (en la carga de $8.1 \text{ g/m}^2\cdot\text{d}$ se realizaban dos retrolavados por semana) para la carga de $5.3 \text{ g/m}^2\cdot\text{d}$ se empezaron a realizar retrolavados diarios.

Para establecer el tiempo de retención celular (TRC) de la biomasa en el reactor, fue necesario determinar la cantidad de biomasa adherida a los poros del tezontle como nitrógeno Kjeldahl (NTK). Lo mismo se hizo con los SST en el efluente y los SST del efluente de retrolavado.

El valor del NTK de una muestra puede ser considerado indirectamente como la cantidad de biomasa y, al aplicar un balance de materia, es posible estimar el TRC del sistema. De las muestras de tezontle que se obtuvieron por la parte superior de los filtros en cada retrolavado, se seleccionó una cantidad de 30 partículas y se les determinó el contenido de NTK. Con base en el valor de NTK y conociendo el número de partículas del reactor, se pudo estimar aproximadamente la cantidad total de NTK adherida como biomasa en cada reactor.

Las muestras del efluente del reactor se pasaron por un filtro de fibra de vidrio y a los SST retenidos en el filtro se les determinó el contenido de NTK. Utilizando el valor del volumen de agua residual que trató el reactor durante un periodo de operación entre dos retrolavados, se calculó el NTK del total de los SST que abandonaron el sistema.

Para calcular el TCR se usó la ecuación 7.1:

$$TRC = \left(\frac{NK \text{ en reactor}}{NK \text{ en el retrolavado} + NK \text{ en el efluente}} \right) \quad (7.1)$$

En la tabla 7.7 se muestra la biomasa contenida en el tezontle, la cantidad biomasa en el efluente, el contenido de biomasa en el retrolavado y el tiempo de retención celular. La biomasa se cuantificó como NTK y además los valores son los de las dos últimas semanas de cada etapa. Como se pudo observar en la capítulos 7.3 y 7.4 el comportamiento de la DQO y N-NH₄⁺ presentaron una estabilidad en las últimas semanas de cada etapa.

Tabla 7.7. Tiempo de retención celular

Etapa	NTK Reactor (biomasa) (g)	NTK Sólidos efluente (g/día)	NTK Sólidos retrolavado (g/día)	TRC día
8.1	33.2	2.1	2.8	6
5.3	31.6	0.6	1.8	14
3.1	29.0	0.2	0.8	30
Lix 1	27.9	0.2	0.9	23
Lix 3	14.2	0.3	0.9	16

En la fase de experimentación sin lixiviado se pudo observar que, al disminuir la carga orgánica, el contenido de biomasa (como NTK) en el reactor, el contenido de biomasa en el efluente y el contenido de biomasa en el retrolavado disminuyen, pero el TRC aumenta.

En la fase de experimentación con lixiviado se observó que, al aumentar la relación lixiviado-agua residual, disminuye la cantidad de biomasa en el reactor, pero la cantidad de biomasa en el efluente y el retrolavado no presentó una variación significativa. Lo anterior muestra que en estas dos etapas, como consecuencia de la adición de lixiviado, hubo un desprendimiento de la biopelícula. Esto además se confirma con la disminución del TRC.

A través de los sólidos suspendidos volátiles desprendidos por el retrolavado (biomasa) y de la DQO_d removida puede estimarse el coeficiente de rendimiento (Y) expresado en gSSV_{producidos}/gDQO_{d removida}. En la tabla 7.8 se presentan las relaciones entre los sólidos suspendidos para cada etapa y el nitrógeno orgánico y el coeficiente de rendimiento. Los valores son el promedio de la dos últimas semanas de operación de cada etapa debido a que presentaron un comportamiento estable para DQO y N-NH₄⁺.

Tabla 7.8 Relaciones de sólidos suspendidos (SST), volátiles (SSV) y fijos (SSF), nitrógeno orgánico (NTK) en el retrolavado y coeficiente de rendimiento para las etapas experimentales.

Etapa	SST (g/d)	SSV (g/d)	NTK (g/d)	SSV/ SST	NTK/ SST	NTK /SS V	DQO d aliment ada	DQO_d removida (g/d)	Y (gSSV_{producidos}/ gDQO_d removida)
8.1	21.7	14.1	2.8	0.65	0.13	0.20	63	56	0.25
5.1	13.7	9.3	1.8	0.68	0.13	0.20	41	38	0.25
3.1	8.3	7.2	0.7	0.88	0.09	0.10	23	21	0.34
Lix 1%	8.1	6.9	0.9	0.85	0.11	0.13	24	23	0.30
Lix 3%	8.6	6.9	0.9	0.80	0.10	0.13	27	15	0.46

Las relaciones entre los sólidos suspendidos volátiles y totales son que para las etapas 8.1, 5.3 y 3.1 g/m²·d, el 65, 68 y 88 %, respectivamente. Una parte importante SSF representa a tezontle producto del desgaste por el retrolavado. Las cargas de 8.1 y 5.3 g/m²·d presentaron el mismo contenido de NTK en los SST pero en la carga 3.1 g/m²·d el contenido disminuyó a la mitad.

Para la etapas con lixiviado muestra una disminución el contenido de SSV, lo que representa el desprendimiento producto de la adición del lixiviado. El contenido de NTK para estas etapas se mantuvo constante.

Los coeficientes de rendimiento para la etapas de experimentación sin lixiviado se determinaron y se obtuvo, para las cargas orgánicas 8.1, 5.3 y 3.1 g/m²·d coeficientes de 0.25, 0.25 y 0.34 gSSV_{producidos}/gDQO_d removida, respectivamente, lo cual concuerda con lo reportado en literatura entre 0.2 y 0.6 gSSV_{producidos}/gDQO_d removida (Crites y Tchobanogluos, 1998).

Para la carga 3.1 g/m²·d y Lix 1% los coeficientes que se obtuvieron fueron 0.34 y 0.30 gSSV_{producidos}/gDQO_d removida, respectivamente. La disminución es producto de las inhibiciones que pudo estar ocasionando el lixiviado a la biomasa.

La relación de lixiviado de 3% presentó un coeficiente de rendimiento mayor a la etapa anterior, como se observa en la tabla 7.8 los SSV para las Lix 1% y Lix 3% se mantienen constantes, esto se puede deber a que la biomasa se está desprendiendo del material de soporte. En tabla 7.7 se observa que la disminución del contenido de biomasa en el reactor al pasar de la etapa Lix 1% a la etapa Lix 3% es aproximadamente de un 50%. Como se presentó un alto desprendimiento de sólidos, y además la DQO removida disminuye, esto hace que el coeficiente de rendimiento aumente, pero cabe aclarar que el valor es incorrecto debido a la interferencia que ya se mencionaron.

7.8. *Respirometría*

Las pruebas de respirometría se realizaron por un tiempo equivalente al TRH, que es 3.7 horas. Durante este tiempo se realizaron 8 ciclos de respirometría. Un ciclo consiste en airear durante 15 minutos el reactor y suspender el aire por 15 minutos mientras se toman mediciones de consumo de oxígeno en función del tiempo.

Para poder determinar el consumo de oxígeno por sustrato se realizaron pruebas de respirometría bajo dos condiciones diferentes: la primera con sustrato exógeno y endógeno (en el resto del documento se mencionará como consumo total) y la segunda condición sin sustrato exógeno. Para lograr la condición endógena se para la alimentación de agua residual y se cambia por una solución con micronutrientes (sin material carbonoso), se espera lo equivalente a 3 TRH para asegurar que haya un cambio completo del líquido en el reactor y bajo esta condición se procede a realizar la prueba de respirometría.

En las figuras 7.27 y 7.29 se presenta el comportamiento del oxígeno disuelto de la prueba de respirometría para una carga de $8.1 \text{ g/m}^2\cdot\text{d}$ en presencia y ausencia de sustrato exógeno. Las curvas para las demás condiciones de operación se presentan en el anexo 1.

Con el comportamiento de oxígeno disuelto durante la respirometría, se procedió a tomar los intervalos de mayor consumo (máxima pendiente) y a identificar el punto de inflexión donde se pasa de la aireación continua a un consumo de oxígeno después de suspender la aireación. Cabe mencionar que aun realizando la aireación bajo las mismas condiciones para cada ciclo nunca se llegó a una misma concentración máxima de oxígeno disuelto. En las figuras 7.27 y 7.29 se ve que para las condiciones de consumo con sustrato la concentración, durante la aireación, se aproxima a 4 mg/L mientras que para la condición endógena la concentración de oxígeno disuelto durante la aireación se aproxima a 6 mg/L .

Para cada intervalo se obtuvo la pendiente máxima de consumo de oxígeno durante los primeros 3 minutos después de suspender la aireación. En las figuras 7.30 y 7.31 se presentan las pendientes que se obtuvieron para la respirometría bajo una carga de $8.1 \text{ g/m}^2\cdot\text{d}$. A pesar que la concentración inicial de oxígeno disuelto no es igual para cada recta, se observa una pendiente similar en todas, lo que implica que el consumo de oxígeno disuelto es comparable. Las figuras de las pendientes de consumo de oxígeno para las otras condiciones de operación se presentan en el anexo 2.

En la figura 7.28 se presentan los valores de DQO disuelta en la respirometría con consumo total. La DQO disuelta oscila en el intervalo de 100 y 180 mg/L . Cabe mencionar que la toma de esta muestra se realizó en el cual el mismo punto donde se muestreó el oxígeno disuelto. Esta determinación de DQO se hizo para conocer la concentración de material carbonoso, como sustrato exógeno, y poderla relacionar con la determinación de la pendiente de consumo de oxígeno. Para las determinaciones de consumo de oxígeno bajo condiciones endógenas, debido al lavado del líquido dentro del reactor, se asumió que el reactor no tenía sustrato exógeno. Las curvas de DQO disuelta para las otras condiciones de operación se encuentran en el anexo 1.

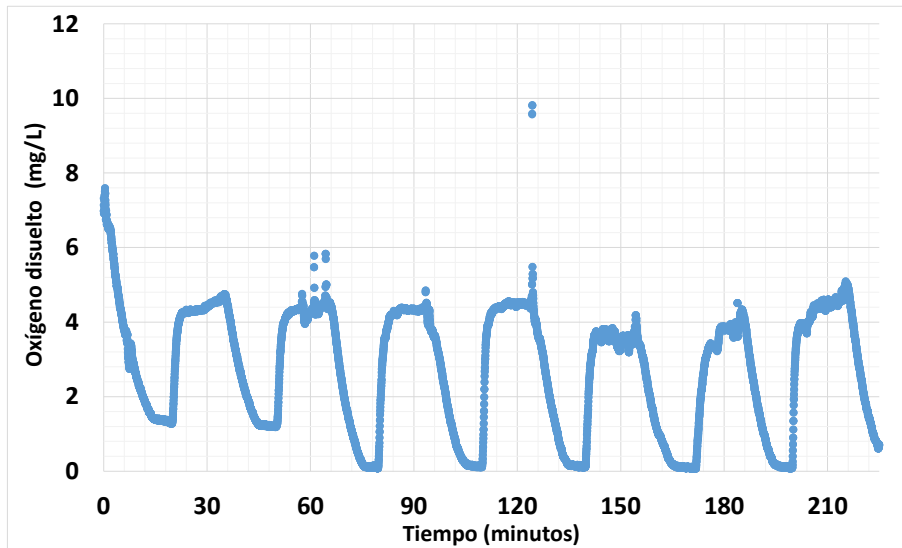


Figura 7.27 Respirometría con consumo de oxígeno total para carga orgánica de 8.1 g/m²·d.

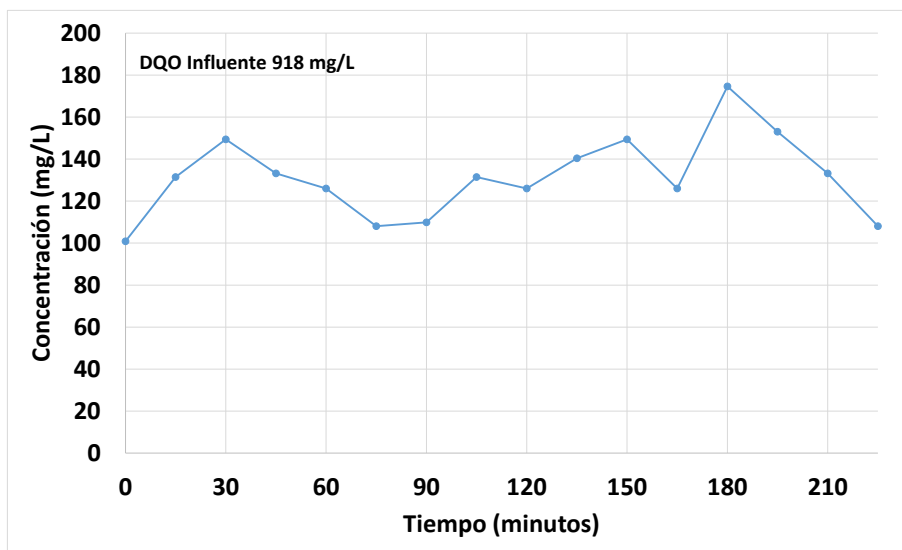


Figura 7.28 Comportamiento de la DQO disuelta para respirometría de consumo total con una carga de 8.1 g/m²·d.

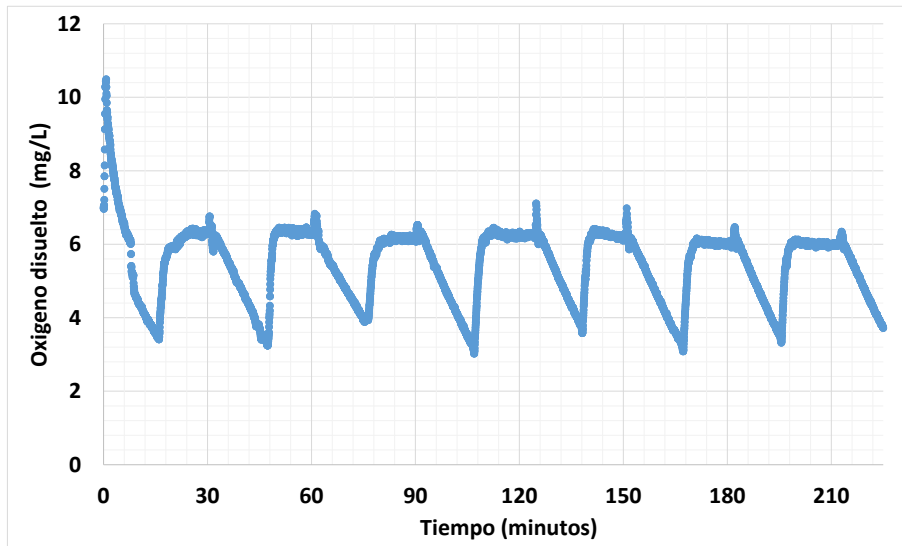


Figura 7.29 Respirometría en condiciones endógenas para la carga orgánica de $8.1 \text{ g/m}^2\cdot\text{d}$.

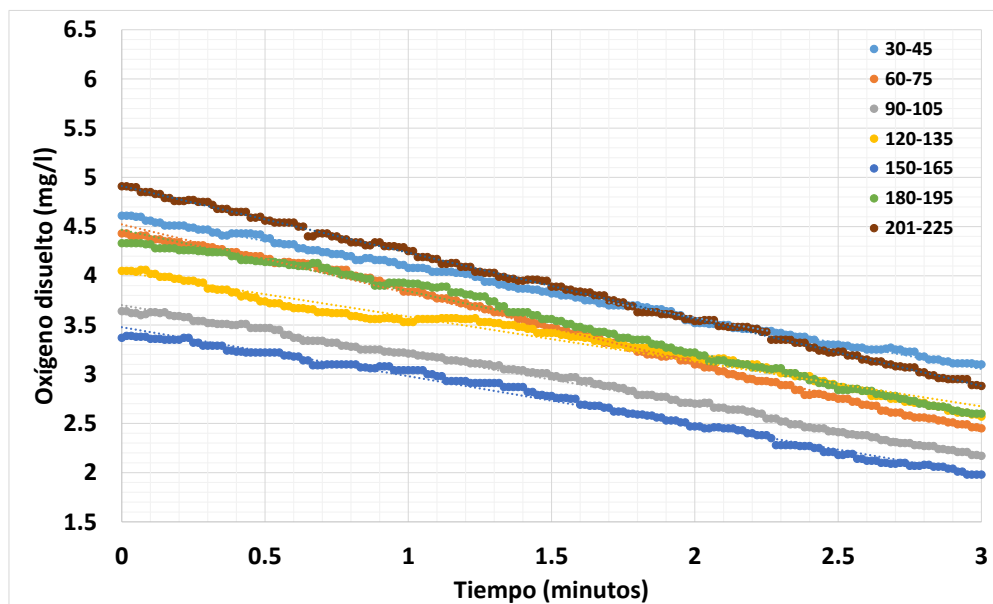


Figura 7.30. Pendientes de consumo de oxígeno total para la carga $8.1 \text{ g/m}^2\cdot\text{d}$.

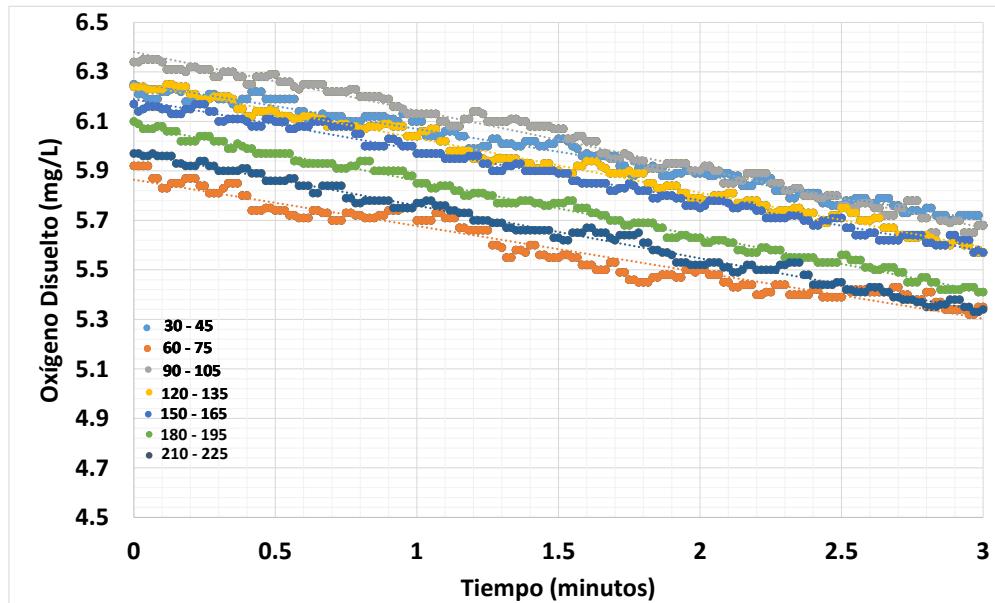


Figura 7.31. Pendientes de consumo de oxígeno con sustrato endógeno para la carga 8.1 g/m²·d.

En la tabla 7.9 se presentan las tasas de consumo de oxígeno total, las tasas de consumo por sustrato endógeno, las tasas por consumo de sustrato exógeno, las tasas específica en relación con el área superficial total y la tasa de consumo de oxígeno específico en relación con la biomasa (nitrógeno Kjeldahl) para cada una de las cargas orgánicas con las que ha operado el filtro biológico.

Tabla 7.9. Tasas de consumo de oxígeno

carga orgánica	Lixiviado /agua residual	Total mgO ₂ /L·min	Sustrato endógeno mgO ₂ /L·min	Sustrato exógeno mgO ₂ /L·min	Específica al área superficial mgO ₂ /m ² ·min	Específica al NTK mgO ₂ /gNTK·min
8.1		0.5683	0.2100	0.3583	0.6632	0.1418
5.3		0.3952	0.184	0.2112	0.4612	0.1112
3		0.1923	0.0749	0.1174	0.2244	0.0598
3.1	1%	0.1783	0.0419	0.1123	0.2081	0.0561
3.3	2%	0.1374	0.0423	0.0951	0.1604	----
3.5	3%	0.101	0.0584	0.0424	0.1179	0.0349

Las tasas de consumo de oxígeno (total, sustrato endógeno y sustrato exógeno) para la fase experimental sin lixiviado y para las cargas orgánicas de 8.1, 5.3 y 3.0 g/m²·d, se observó que al disminuir la carga orgánica disminuyen las tasas de consumo de oxígeno.

Para las tasas de consumo de oxígeno para la fase experimental con lixiviado se observó una disminución de las tasas de consumo total y de sustrato exógeno al aumentar la relación de lixiviado. Por lo contrario la tasa de consumo de oxígeno por sustrato endógeno disminuyó al pasar de una relación de 0% a 1%, y aumentó al operarse a relaciones de lixiviado de 2 y 3%.

Al graficar las tasas de consumo contra la DQO de la fase experimental sin lixiviado (tabla 7.9), se obtiene la figura 7.32.

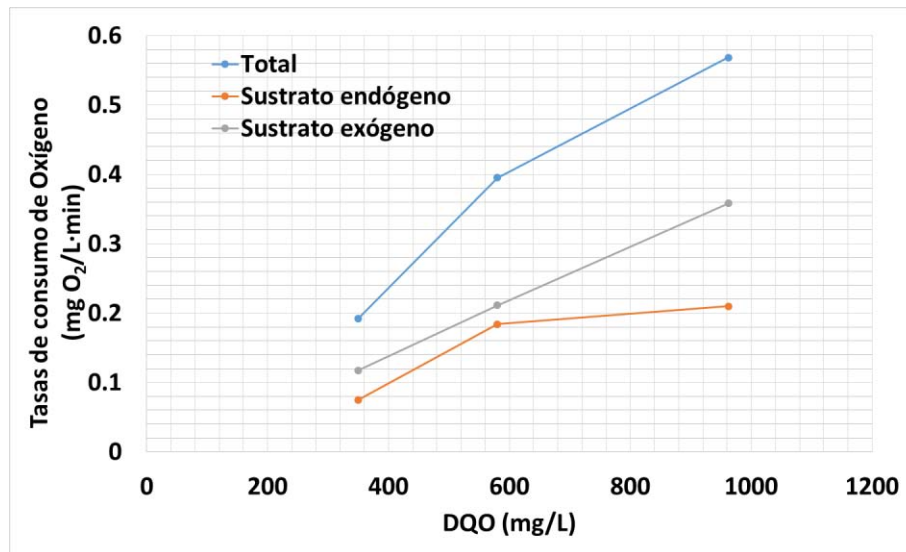


Figura 7.32. Tasas de consumo vs DQO

La relación entre la tasa de consumo de oxígeno por sustrato exógeno en el filtro biológico aireado operando sin lixiviado, es lineal con respecto a la DQO y su ordenada al origen cercana a cero. La tasa de consumo de oxígeno por sustrato endógeno presenta una tendencia hacia un valor máximo en la medida que aumenta la DQO. Esto se debe a que los microorganismos solo pueden almacenar reservas (sustrato endógeno) hasta un límite físico que lo determina su membrana celular.

Si se grafican las tasas de consumo de oxígeno contra las relaciones de lixiviado (tabla 7.9) de la fase de experimentación con lixiviado, se obtiene la figura 7.33.

Las tasas de consumo de oxígeno, cuando se alimentó el agua residual con lixiviados, son inferiores a las del agua residual sin lixiviados operando con CO de 3.1 g/m²·d. Las tasas de consumo total tienden a disminuir con el aumento de lixiviado de una forma cuasi lineal. El consumo de oxígeno por consumo endógeno presenta el mismo valor para Lix 1 y 2% y aumenta ligeramente para Lix 3%.

La relación de lixiviado de 3% obtuvo la tasa de consumo de oxígeno por sustrato exógeno de 0.0424 mg O₂/L·min que fue la tasa más baja para la fase de experimentación con lixiviados. Además, la tasa de consumo de oxígeno por sustrato endógeno es de 0.0584 mg O₂/L·min cual supera a la tasa por sustrato exógeno.

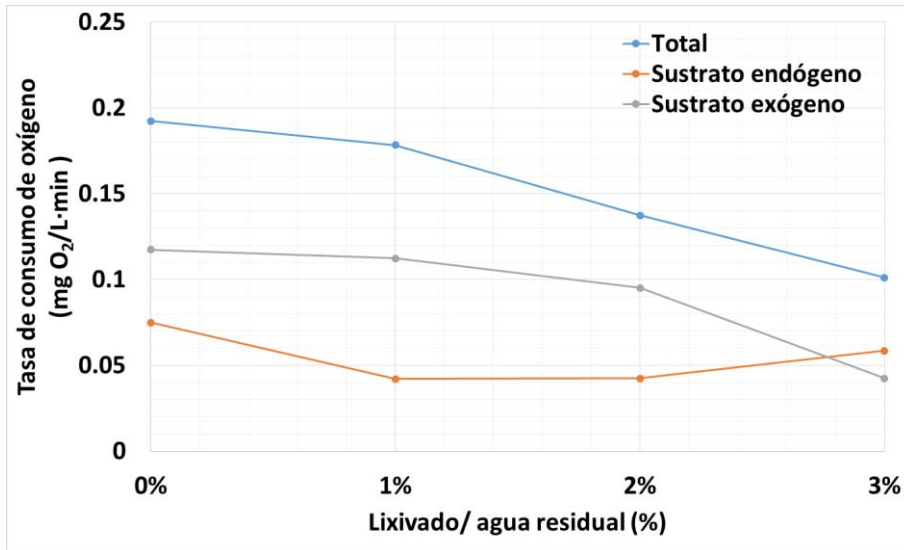


Figura 7.33. Tasas de consumo vs relación Lixiviado/Agua residual

8. CONCLUSIONES

- Se lograron remociones de DQO de 94 y 97 % para total y disuelta, respectivamente, bajo una carga orgánica de 3.1 g/m²•d.
- Con lixiviado al 1% se lograron remociones superiores o iguales al 90%. Con lixiviado al 3% se lograron remociones de DQO de 60 y 58 % total y disuelta, respectivamente.
- La remoción de la DQO fue inversamente proporcional a la carga orgánica sin lixiviados.
- La remoción de la DQO fue inversamente proporcional a la concentración de lixiviado.
- La mayor remoción de DQO y nitrógeno amoniacal se presentó en los primeros 20 cm, lo cual se observó para todas las fases de la experimentación.
- Se obtuvieron remociones superiores al 80 % de nitrógeno amoniacal sin lixiviados, lográndose una oxidación completa de nitrógeno amoniacal para las carga de 5.3 y 3.1 g/m²•d.
- Con lixiviados, la relación lixiviado/agua residual que logró una remoción de nitrógeno amoniacal de 100 % se presentó con la relación de Lix 1% y la relación que presentó la menor remoción fue de Lix 3% con una remoción del 40 %.
- Los perfiles de nitratos muestran la mayor producción de nitratos en los primeros 20 cm con la excepción de Lix 3%, durante la cual la concentración aumenta paulatinamente con la altura del filtro observándose un comportamiento quasi lineal.
- La relación de la tasa de consumo de oxígeno con la DQO, sin lixiviado, es lineal. La tasa de consumo de oxígeno por respiración endógena aumenta al estar el sistema previamente alimentado con valores de DQO crecientes.

- Las tasas de consumo de oxígeno combinadas, respiración de sustrato más respiración endógena, tienden a disminuir con el aumento de la concentración de lixiviado de una forma casi lineal. El consumo de oxígeno por respiración endógena presenta el mismo valor para Lix 1 y 2% y aumenta ligeramente para Lix 3%.

9. REFERENCIAS

- Álvarez Estanda A., (2006) Filtration combinada anaerobia para el tratamiento de aguas residuales municipales. Tesis de Licenciatura, Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Anthonisen A., Loehr R., Prakasam T., Srinathet E. (1976). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *J. Wat. Pol. Contr. Fed.*, 48, 5, 835–852.
- APHA, AWWA, WCPF. (1992). Translation of: Standard methods for the examination of water and wastewater, 17th ed. American Public Health Association, American Water Works Association y Water Pollution Control Federation. Washington D.C., EEUU.
- Avezzù F., Bissolotti G., Collivignarelli C., Volpi Ghirardini A. (1995). Behaviour of heavy metals in activated sludge biological treatment of landfill leachate. *Waste Management & Research* 13 (2) 103–21.
- Aziz, A., Salina; A., Adlan; N., Faridah, Asaari, A., Zahari, S., (2007). Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes. *Bioresource Technology*. 98, 218-220.
- Baumann, T., Fruhstorfer, P., Klein, T., Niessner, R. (2006). Colloid and heavy metal transport at landfill sites in direct contact with groundwater. *Water Research*. 40, 2776- 2786.
- Borghi A. Del, Binaghi L., Converti A., Del Borghi M.; (2003). Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by activated sludge. *Chem. Biochem. Eng. Q.*, 17, (4) ,277– 283.
- Cassano, D., A. Zapata, G. Brunetti, G. Del Moro, C. Di Iaconi, I. Oller, S. Malato, & G. Mascolo. (2011). Comparison of several combined/integrated biological-aops setups for the treatment of municipal landfill leachate: minimization of operating costs and effluent toxicity. *Chemical Engineering Journal*. 172 (1) 250–57.
- Çeçen F., Aktas Ö. (2001), Addition of activated carbon to batch activated sludge reactors in the treatment of landfill leachate and domestic wastewater. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 76. 793–802
- Çeçen, F., Çakirođ, D. (2001). Impact of landfill leachate on the co-treatment of domestic wastewater. *Biotechnology Letters*, 1, 821–826.
- Çeçen F., Aktas Ö. (2004). Aerobic co-treatment of landfill leachate with domestic wastewater. *Environmental Engineering Science*. 21 (3) 303–12.
- Christensen, H., Kjeldsen, P., Bjerg, L., Jensen, L., Christensen, B., Baun, A., Albrechtsen, J., Heron, G. (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*. 16, 659-718.
- Cobos Becerra, Y. L. (2013). *Filtración biológica de aguas residuales conteniendo colorantes azo*. Tesis de Doctorado, Instituto de Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Cobos Becerra, Y. L., González Martínez S. (2013). Residence time distribution determination in a submerged filter with and without aeration using a tracer. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*. 89 (2): 276–81.
- Cohen, Y. (2001). Biofiltration – the treatment of fluids by microorganisms immobilized into the filter bedding material: a review. *Bioresource Technology*. 77 (3): 257–74.
- Crites, R., Technobanoglous, G. (1998). *Small and decentralized wastewater management systems*. McGraw-Hill.
- Degrémont- BIOFOR, consultado: 25 de septiembre de 2014, disponible en: http://www.degremon.com/~degremon/cms_medias/pdf/BIOFOR_US_Infilco.pdf

- Diamadopoulos, E., P. Samaras, X. Dabou, and G. P. Sakellaropoulos. (1997). Combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in a sequencing batch reactor. *Water Science and Technology*, 36 (2-3): 61-68.
- Domínguez Fabela, L. T. 2012. *Tratamiento de agua residuales municipales en un filtro biológico aerobio utilizando tezontle con dos diferentes tamaños de partícula*. Tesis de Maestría, Instituto de Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México. (2012).
- Ferraz, F. M., J. Povinelli, E. Pozzi, E. M. Vieira, & J. C. Trofino. (2014). Co-treatment of landfill leachate and domestic wastewater using a submerged aerobic biofilter. *Journal of Environmental Management*. 141. 9-15.
- Fitzpatrick, C. (1998). Media properties and their effect on filter performance and backwashing. *Water Science & Technology*, 38, (6), p105- 11.
- Flemming, H. Spath, R, Wuertz S. (1998). Sorption Properties of Biofilms. *Water Science and Technology*. 37, (4-5), 207-210
- Gálvez, A., L. Giusti, M. Zamorano, A. F. Ramos-Ridao. (2009). Stability and efficiency of biofilms for landfill leachate treatment. *Bioresource Technology*. 100 (20): 4895-98.
- Gálvez A, Zamorano M, Hontoria E, Ramos A. (2006). Treatment of landfill leachate with aerated and non-aerated submerged biofilters. *J Environ Sci Health A*; 41:1129-44.
- Garzón-Zuñiga, M, and S González-Martínez. (1996). Biological Phosphate and Nitrogen Removal in a Biofilm Sequencing Batch Reactor. *Water Science and Technology*. 34, (1-2), 293-301.
- González Martínez, S, Flores Torres C, and González Barceló Ó. (2006). Estructuras de biopelículas y su influencia en la transformación de compuestos orgánicos contaminantes, Informe Técnico de Proyecto No. 3327 Del Instituto de Ingeniería, UNAM, Elaborado Para El Consejo Nacional de Ciencia Y Tecnología (CONACYT).
- González Martínez, S., Millán T., González Barceló O. (2007). Biological aerated filtration of municipal wastewater using a low-cost filtration media. *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*. 55 (7): 255-62.
- Guisasola, A., Baeza, J.A., Carrera, J., Lafuente, F.J. (2002). Descripción e implementación de las técnicas respirométricas en el tratamiento de aguas residuales. *Tecnología del Agua*. 224, 32
- Hassimi, Abu Hasan, Sheikh Abdullah Siti Rozaimah, Kamarudin Siti Kartom, & Kofli Noorhisham Tan. (2009). A review on the design criteria of biological aerated filter for cod, ammonia and manganese removal in drinking water treatment. *J. The Institution of Engineers, Malaysia*. 70 (4), pp. 25-33
- Iwai, S., T. Kiato. (1994). Wastewater treatment with microbial films. *Technomic Publishing Company, Inc.* EEUU.
- Kalka, J. (2012). Landfill leachate toxicity removal in combined treatment with municipal wastewater. *The Scientific World Journal*, 2012, 202897,
- Kalka J., Óslislok, A, Surmacz-Górska, J., Krajewska, K., Marciocha, D., Raszka, A. (2010). A laboratory study on toxicity removal from landfill leachate in combined treatment with municipal wastewater. *Environmental Engineering III*, 185-189.
- Kang, K. H., Shin, H. S., & Park, H. (2002). Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications. *Water research*, 36(16), 4023-4032.
- Kent, T. D., Williams S. C., Fitzpatrick S. B. (2000). Ammoniacal nitrogen removal in biological aerated filters: the effect of media size. *Water and Environment Journal*. 14 (6): 409-14.

- Kjeldsen, P., Morton A., Barlaz A., Rooker P., Baun A., Ledin A., Christensen T. H. (2002). Present and long-term composition of msw landfill leachate: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 32 (4) 297–336.
- Kong, Z., Vanrolleghem, P., Willems, P., & Verstraete, W. (1996). Simultaneous determination of inhibition kinetics of carbon oxidation and nitrification with a respirometer. *Water Research*, 30(4), 825-836
- Lewandowski Z., Beyenal H. (2013). Fundamentals of biofilm research, Second Edition. CRC Press.
- Lewandowski, Z., Boltz J. P.. (2011). Biofilms in water and wastewater treatment. In Treatise on Water Science, edited by Peter Wilderer, 529–570. Oxford: Elsevier.
- Litas C.G., Zouboulis I.A., Zouboulis D., Samaras P., (2012). The use of a submerged membrane batch reactor (S.M.B.R) for co-treatment of landfill leachates and domestic wastewater, *Desalin. Water Treat.* 39. 284–290.
- Méndez Novelo, R., Sandoval Cachón E., Sauri Riancho R., Castillo Borges E. (2002). Influencia del material de cubierta en la composición de los lixiviados de un relleno sanitario. *Ingeniería Revista Académica FIUDAY*. 6-2, 7-12.
- Mendoza Espinosa, L., Stephenson T. (1999). A review of biological aerated filters (BAFs) for wastewater treatment. *Environmental Engineering Science*. 16 (3) 201–16.
- Metcalf & Eddy Ed., (2003). Wastewater engineering: treatment disposal reuse, fourth edition, *Mc Graw-Hill*, USA.
- Moore, R., Quarmby J., Stephenson T. (2001). The effects of media size on the performance of biological aerated filters. *Water Research*. 35 (10) 2514–22.
- NOM, Norma Oficial Mexicana. 001-SEMARNAT/1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Diario Oficial de la Federación, vol. 6.
- Pujol, R., Hamon M., Kandel X., Lemmel H. (1994). Biofilters: flexible, reliable biological reactors. *Water Science and Technology*. 29 (10-11) 33–38.
- Qiu, Liping, Jun Ma, Lixin Zhang. (2007). Characteristics and utilization of biologically aerated filter backwashed sludge. *Desalination*. 208 (1–3) 73–80.
- Rahmani, H., Rols, J. L., Capdeville, B., Cornier, J. C., & Deguin, A. (1995). Nitrite removal by a fixed culture in a submerged granular biofilter. *Water Research*, 29(7), 1745-1753.
- Renou, S., Givaudan J. G., Poulain S., Dirassouyan F., Moulin P. (2008). Landfill leachate treatment: review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*. 150 (3): 468–93.
- Robles Martínez, F. (2005). *Generación de biogás y lixiviados en los rellenos sanitarios*. México: Fondo Editorial del Instituto Politécnico Nacional.
- Robles-Martínez, F, Morales-López, Y, Piña-Guzmán, AB, Espíndola-Serafín, O, Tovar-Gálvez, LR, & Valencia-del Toro, G. (2011). Medición de pH y cuantificación de metales pesados en los lixiviados del relleno sanitario más grande de la zona metropolitana de la ciudad de México. *Universidad y ciencia*, 27(2), 121-132.
- Rozich, A., Gaudy Jr. A. *Design and operation of activated sludge processes using respirometry*. CRC Press, 1992.
- Saboury, A. A. (2009). Enzyme inhibition and activation: A general theory. *Journal of the Iranian Chemical Society*. 6: 219-229.
- Salem, Z., K. Hamouri, R. Djemaa, K. Allia. (2008). Evaluation of landfill leachate pollution and treatment. *Desalination*, 220 (1–3) 108–14.
- Sawaittayothin, V., & Polprasert, C. (2007). Nitrogen mass balance and microbial analysis of constructed wetlands treating municipal landfill leachate. *Bioresource Technology*, 98(3), 565-570.

- Semarnat. (2013). Informe de la situación del medio ambiente en México. compendio de estadísticas ambientales. indicadores clave y de desempeño ambiental. 2012th ed. México.
- Shiskowski D.M., Mavinic, D.S. (1998). Biological treatment of high ammonia leachate: influence of external carbon during initial startup. *Wat. Res.*,32, (8), 2544- 2541.
- Spanjers, H., Vanrolleghem, P.A., Olsson, G., Dold, P.L. (1997). Respirometry in control of the activated sludge process: principles. *Water Quality International*. 34(3-4) 117-126.
- Stephenson, T., Pollard S. J., Cartmell E.. (2004). feasibility of biological aerated filters (BAFs) for treating landfill leachate. *Environmental Technology*. 25 (3) 349-54.
- Trabelsi, I., Salah, S., Ounaes, F., (2013). Coupling short-time sequencing batch reactor and coagulation-settling process for co-treatment of landfill leachate with raw municipal wastewater. *Arabian Journal of Geosciences*. 6, (6), 2071-2079,
- Tchobanoglous, G., Hilary T.; Samuel V. (1994). Gestión Integral de Residuos Sólidos. 1st ed. Vol. I. II vols. Madrid: McGRAW-HILL/INTERAMERICANA DE ESPAÑA, S.A.
- Valdivia Soto, C. A. Tratamiento de aguas residuales municipales utilizando tres diferentes medios de soporte en lechos empacados. Tesis de Doctorado, Instituto de Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México. 2005.
- Vadivelu V.M., Keller J., Yuan Z. (2007). Effect of free ammonia on the respiration and growth processes of an enriched Nitrobacter culture. *Water Res.*, 41 826-834
- Vanrolleghem P. A., (2002). Principles of respirometry in activated sludge wastewater treatment, *Universiteit Gent.*, Gent, Belgium.
- Welander, U., T. Henrysson, T. Welander. (1997). Nitrification of landfill leachate using suspended-carrier biofilm technology. *Water Research*. 31 (9) 2351-55.
- Welander, U, T Henrysson, T Welander. (1998). Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate in a pilot scale suspended carrier biofilm process. *Water Research* 32. (5): 1564-70.
- Wei Y.J., Ji M., Li R.Y., Qin F.F. (2012). Organic and nitrogen removal from landfill leachate in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Waste Management*, 32, (3), 448-55.
- Wu, Y., Zhou, S., Ye, X., Chen, D., Zheng, K., & Qin, F. (2011). Transformation of pollutants in landfill leachate treated by a combined sequence batch reactor, coagulation, Fenton oxidation and biological aerated filter technology. *Process Safety and Environmental Protection*, 89(2), 112-120
- Xu Z. Y., Zeng G.M., Yang Z. H., Xiao Y., M. Cao M., Sun H.-S., Ji L.L., Chen Y. (2010). Biological treatment of landfill leachate with the integration of partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and heterotrophic denitrification. *Bioresour Technol*, 101. 79-86.
- Yang, J., Liu, W., Li, B., Yuan, H., Tong, M., & Gao, J. (2010). Application of a novel backwashing process in upflow biological aerated filter. *Journal of Environmental Sciences*, 22(3), 362-366.
- Young, J. C., Robert M. C. Respirometry for environmental science and engineering. Springdale, AR: *SJ Enterprises*, 2004.
- Yu, J., Zhou, S., & Wang, W. (2010). Combined treatment of domestic wastewater with landfill leachate by using A²/O process. *Journal of hazardous materials*, 178(1), 81-88.
- Yusof N., Hassan M.A., Phang L.Y., Tabatabaei M., Othman M.R., Mori M., (2010). Nitrification of ammonium-rich sanitary landfill leachate. *Waste Management* 30 (1), 100-9.

Zhu R.L., Wang S.Y., Li J., Wang K., Miao L., Ma B., Yongzhen Peng Y.Z., (2013) .Biological nitrogen removal from landfill leachate using anaerobic aerobic process: denitrification via organics in raw leachate and intracellular storage polymers of microorganisms. *Bioresource Technology*, 128, 401–8.

ANEXO A

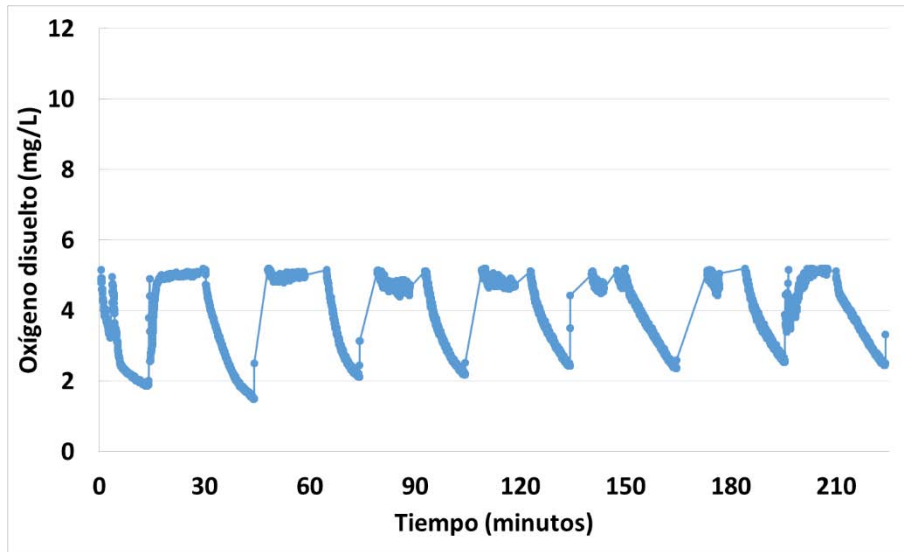


Figura A.1. Respirometría con consumo de oxígeno total para carga orgánica de 5.3 g/m²·d

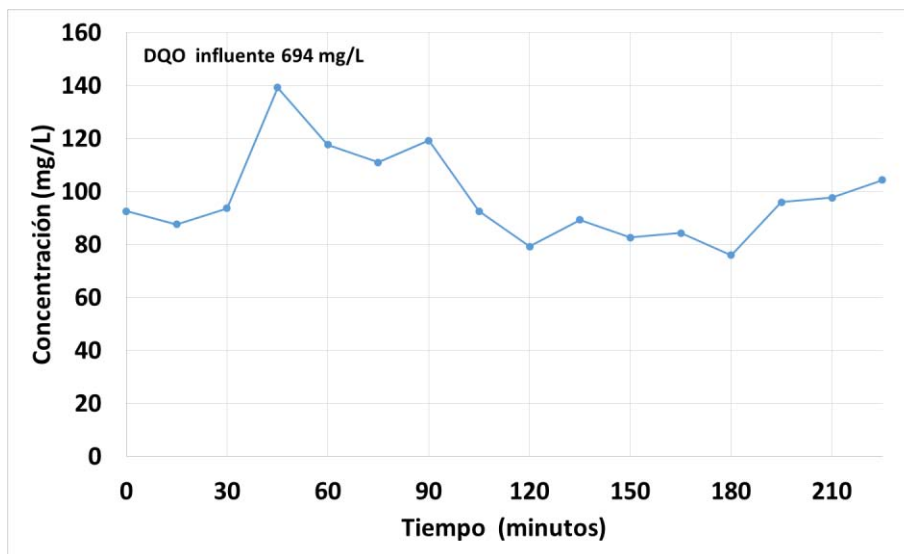


Figura A.2. Comportamiento de la DQO disuelta para respirometría de consumo total con una carga de 5.3 g/m²·d.

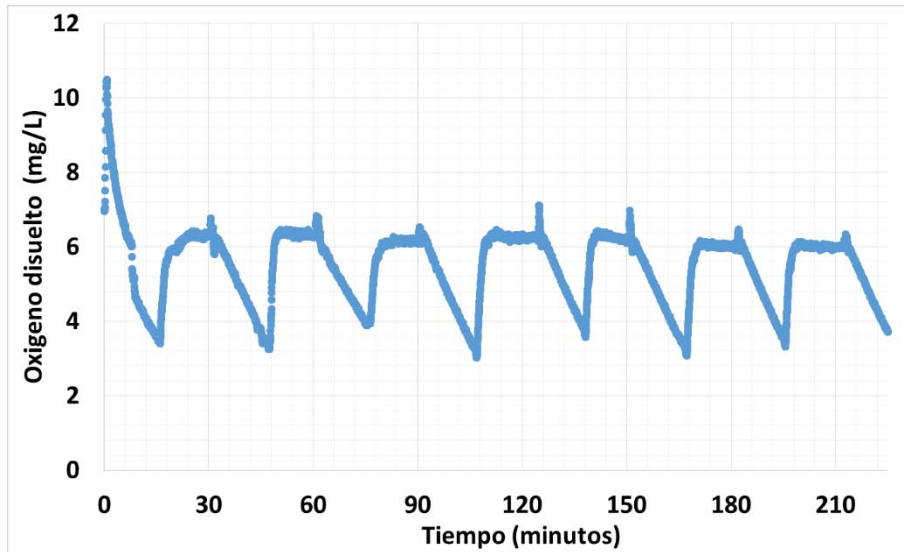


Figura A.3. Respirometría con consumo de oxígeno por sustrato endógeno para carga orgánica de 5.3 g/m²·d.

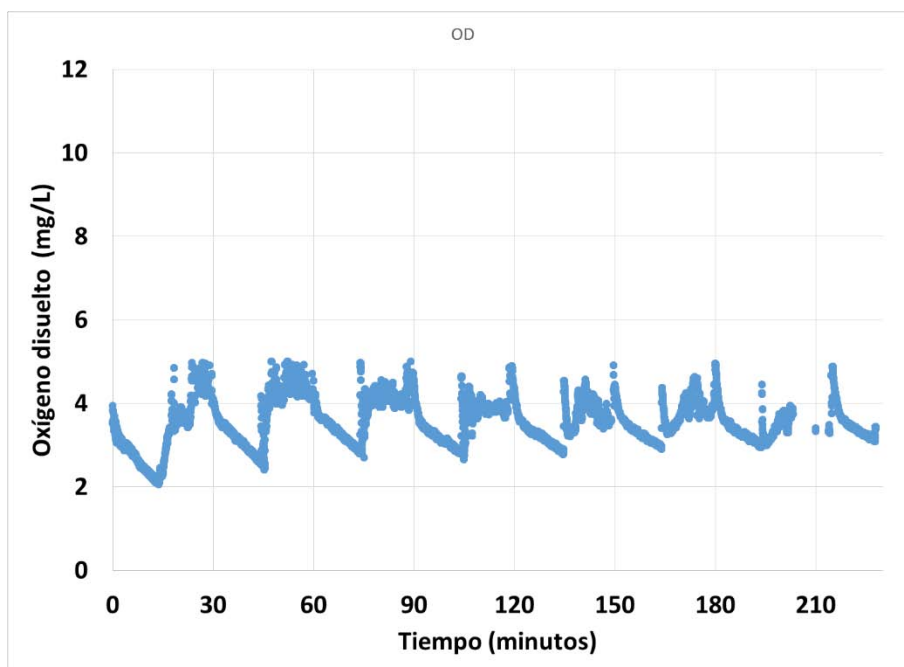


Figura A.4. Respirometría con consumo de oxígeno total para carga orgánica de 3.1 g/m²·d

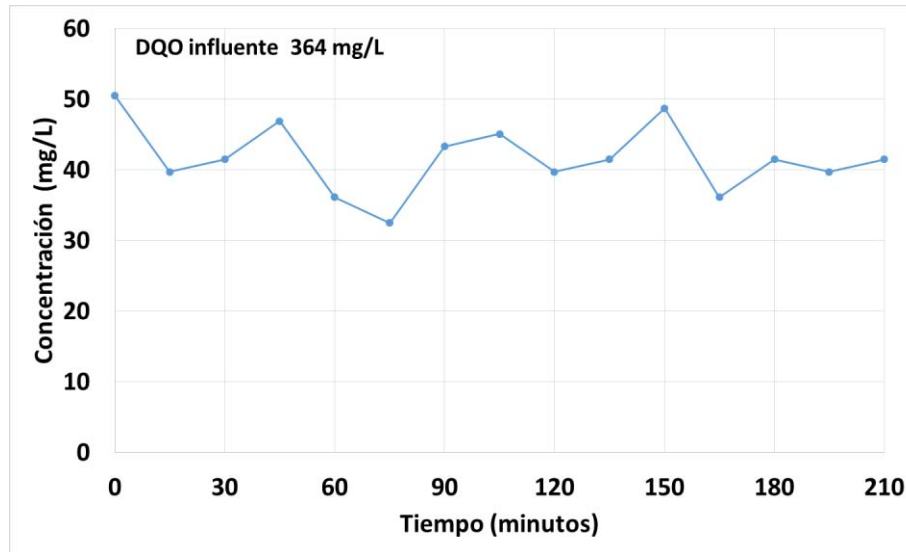


Figura A.5. Comportamiento de la DQO disuelta para respirometría de consumo total con una carga de 3.1 g/m²·d.

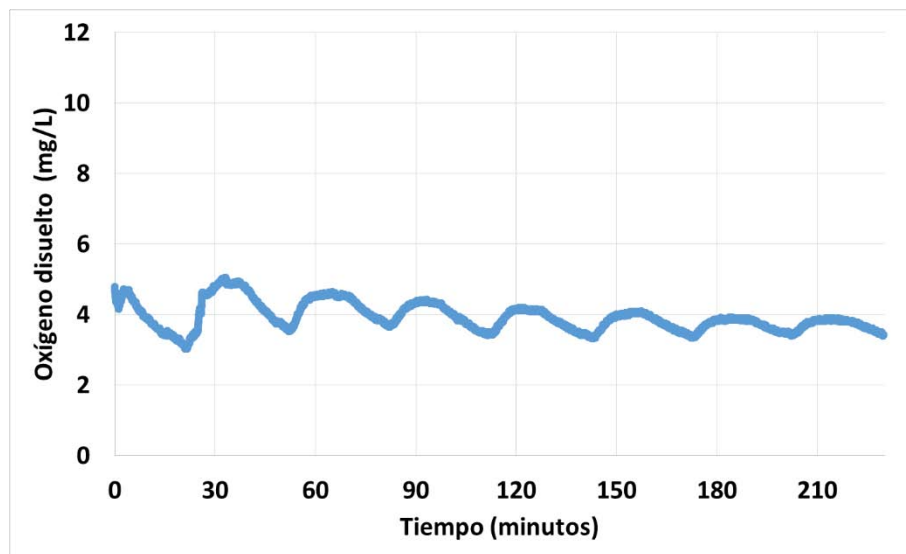


Figura A.6. Respirometría con consumo de oxígeno por sustrato endógeno para carga orgánica de 3.1 g/m²·d.

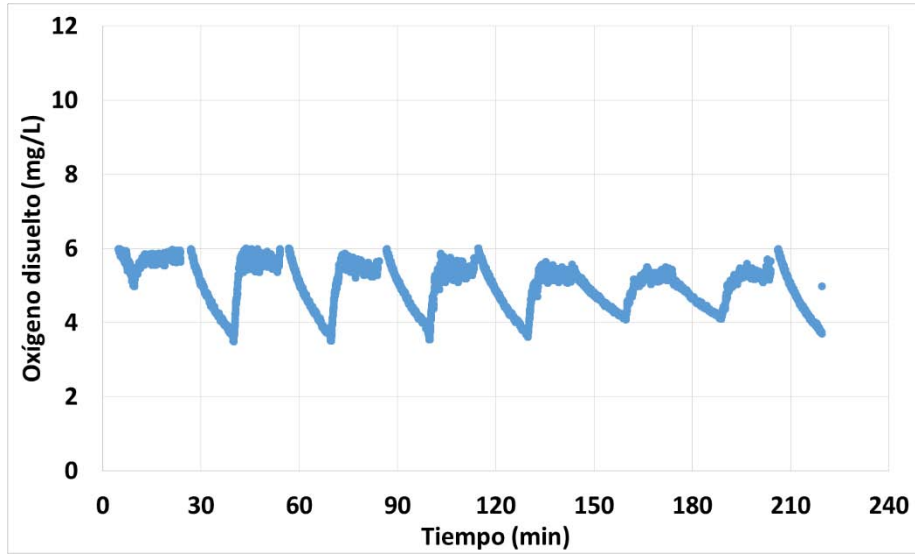


Figura A.7. Respirimetría con consumo de oxígeno total para la relación 1% lixiviado /agua residual.

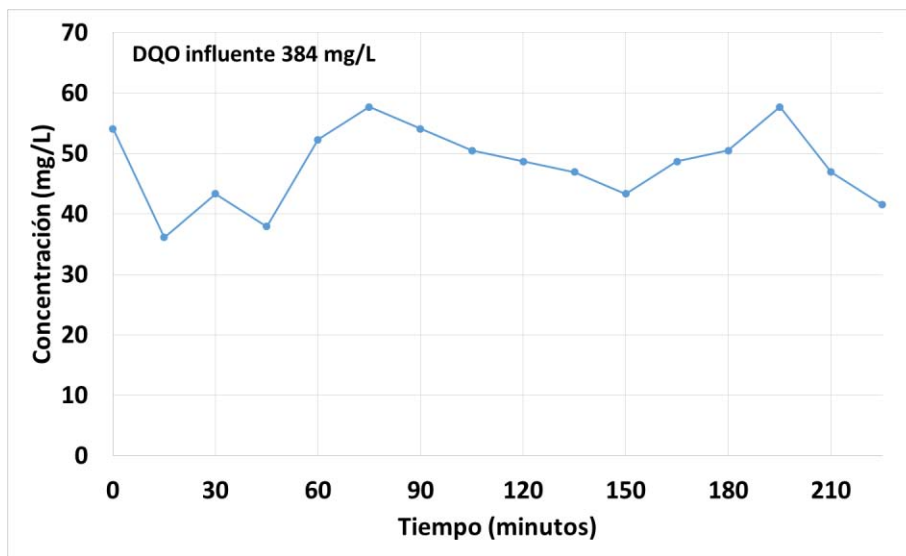


Figura A.8. Comportamiento de la DQO disuelta para respirimetría de consumo total para la relación 1% lixiviado /agua residual.

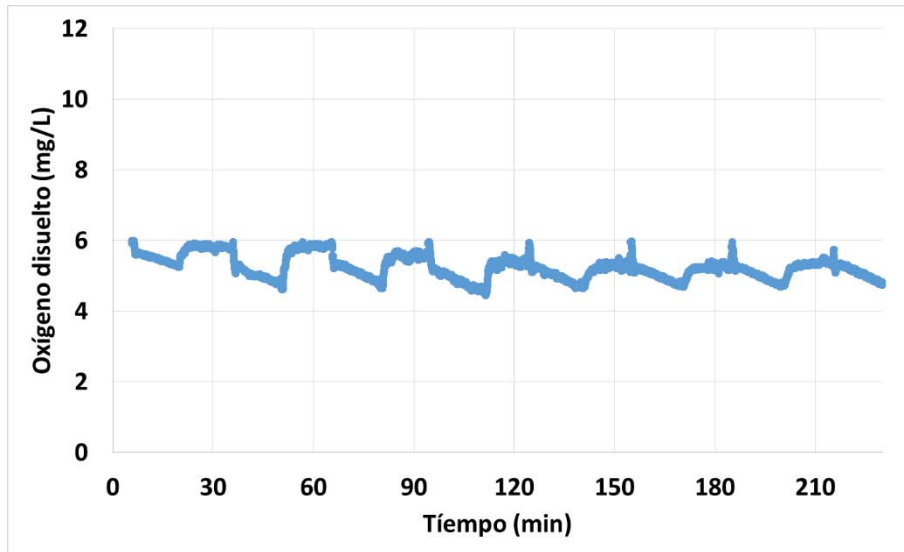


Figura A.9. Respirometría con consumo de oxígeno por sustrato endógeno para la relación 1% lixiviado /agua residual.

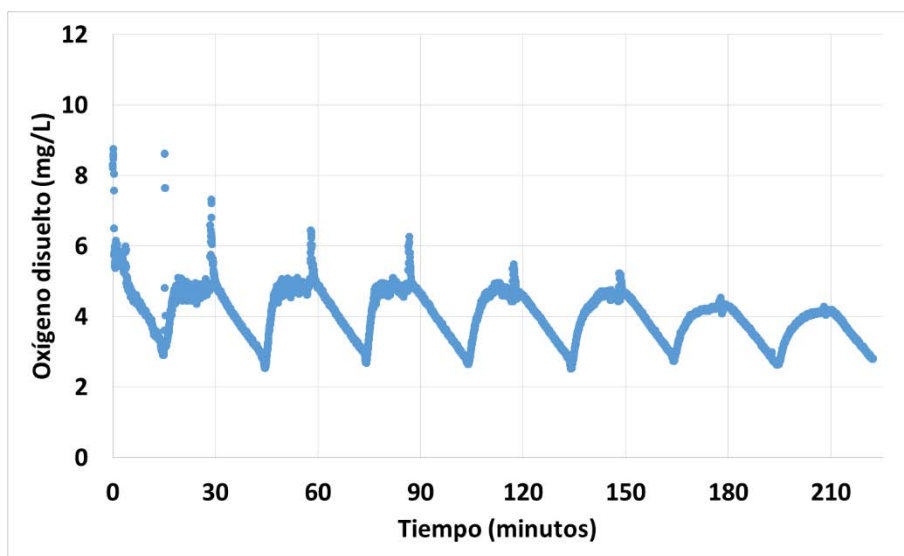


Figura A.10. Respirometría con consumo de oxígeno total para la relación 2% lixiviado /agua residual.

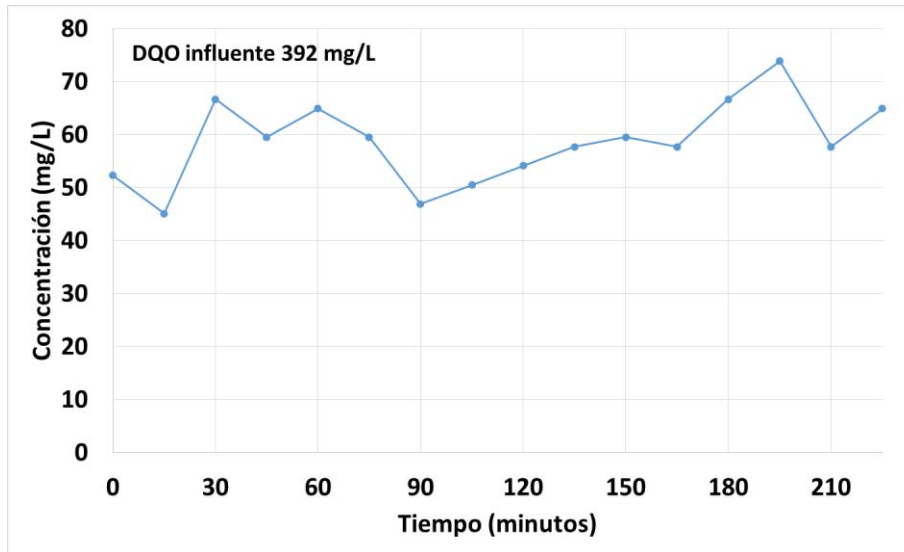


Figura A.11. Comportamiento de la DQO disuelta para respirometría de consumo total para la relación 2% lixiviado /agua residual.

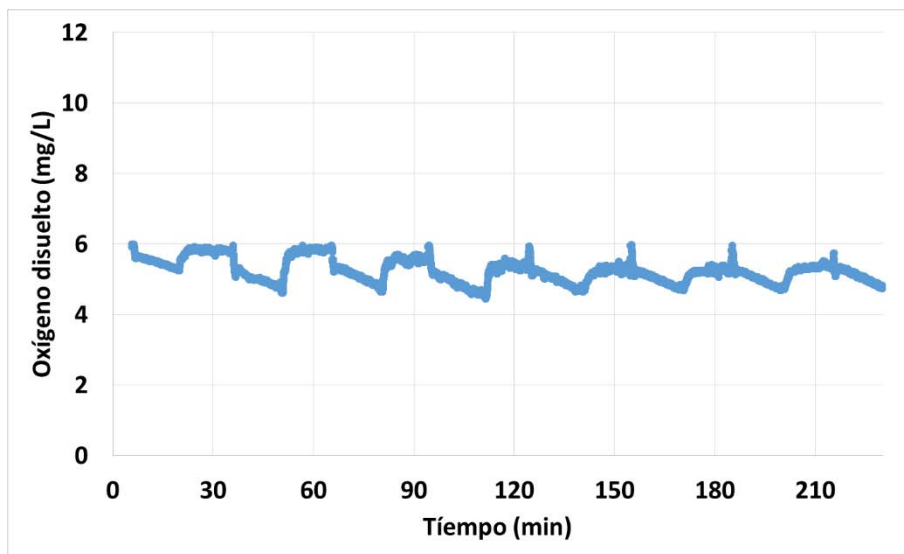


Figura A.12. Respirometría con consumo de oxígeno por sustrato endógeno para la relación 2% lixiviado /agua residual.

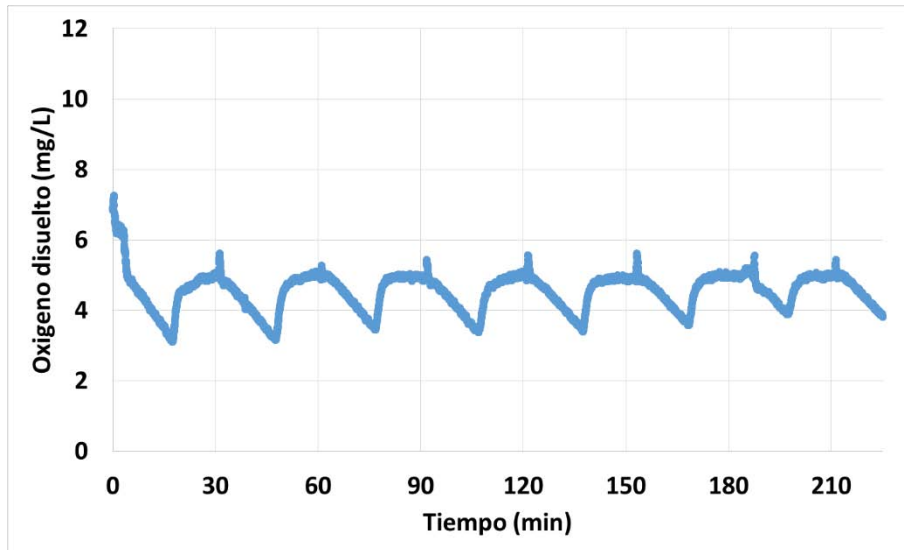


Figura A.13. Respirometría con consumo de oxígeno total para la relación 3% lixiviado /agua residual.

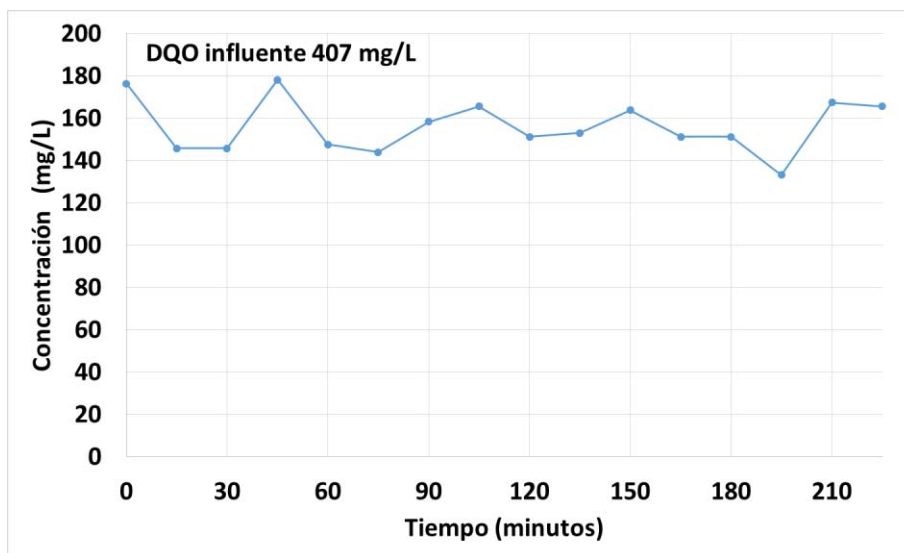


Figura A.14. Comportamiento de la DQO disuelta para respirometría de consumo total para la relación 3% lixiviado /agua residual.

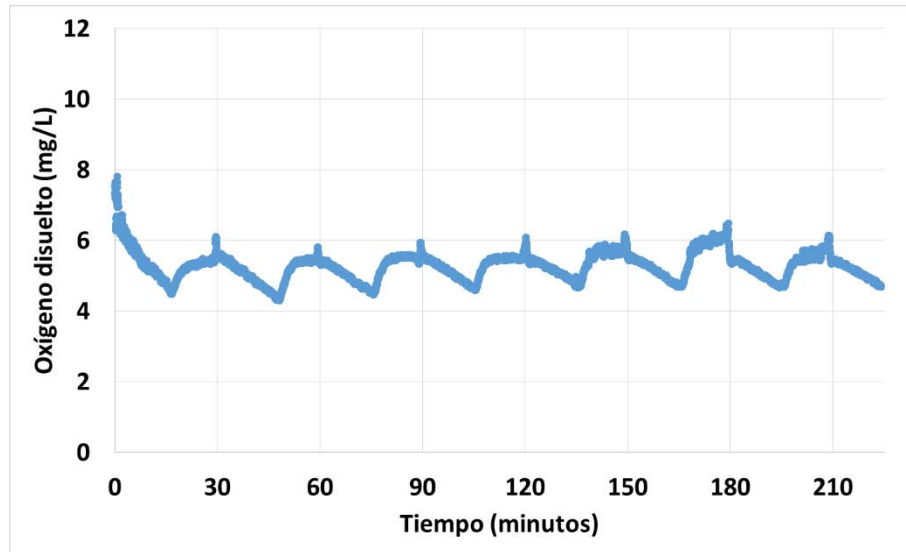


Figura A.15. Respirometría con consumo de oxígeno por sustrato endógeno para la relación 2% lixiviado /agua residual.

ANEXO B

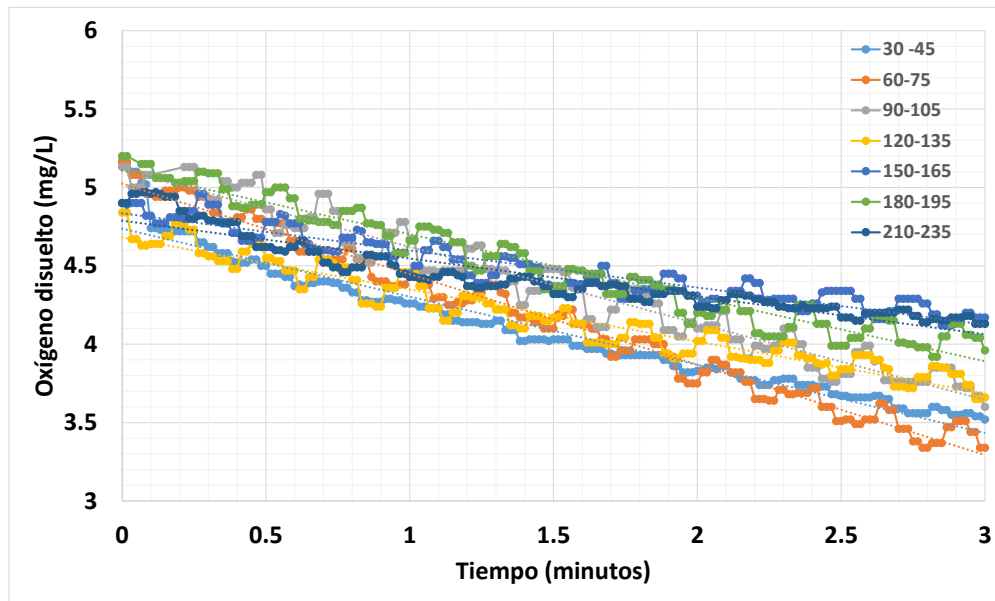


Figura B.1. Pendientes de consumo de oxígeno total para la carga 5.3 g/m²·d.

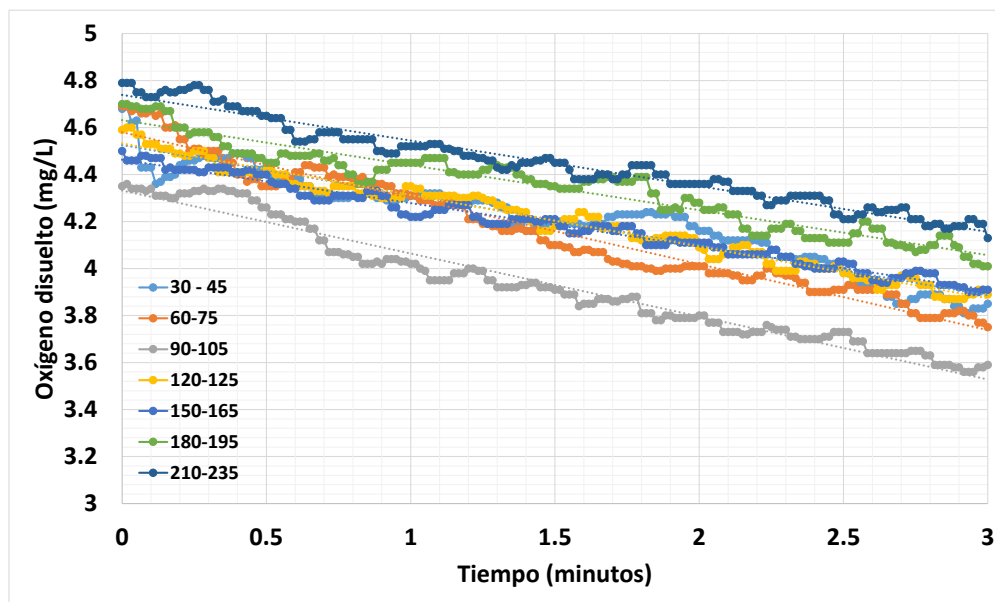


Figura B.2. Pendientes de consumo de oxígeno con sustrato endógeno para la carga 5.3 g/m²·d.

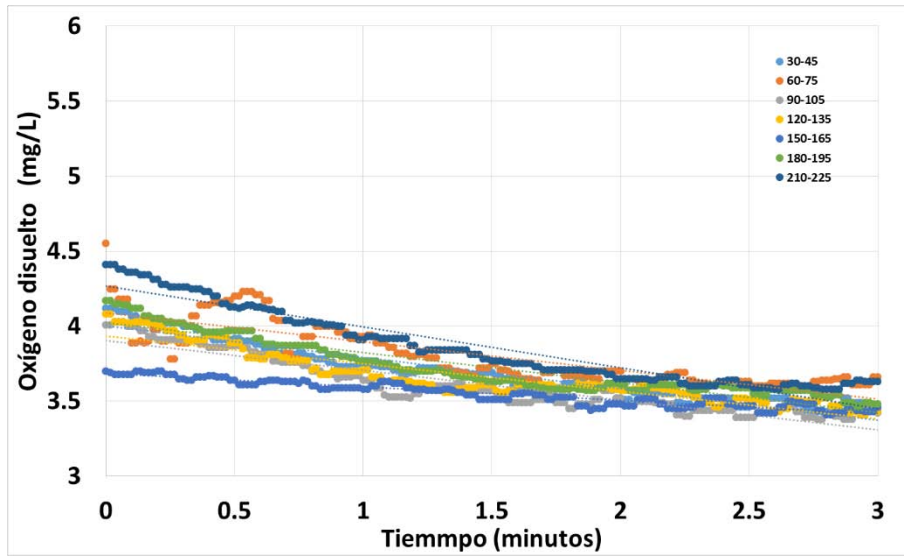


Figura B.3. Pendientes de consumo de oxígeno total para la carga 3.1 $\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$.

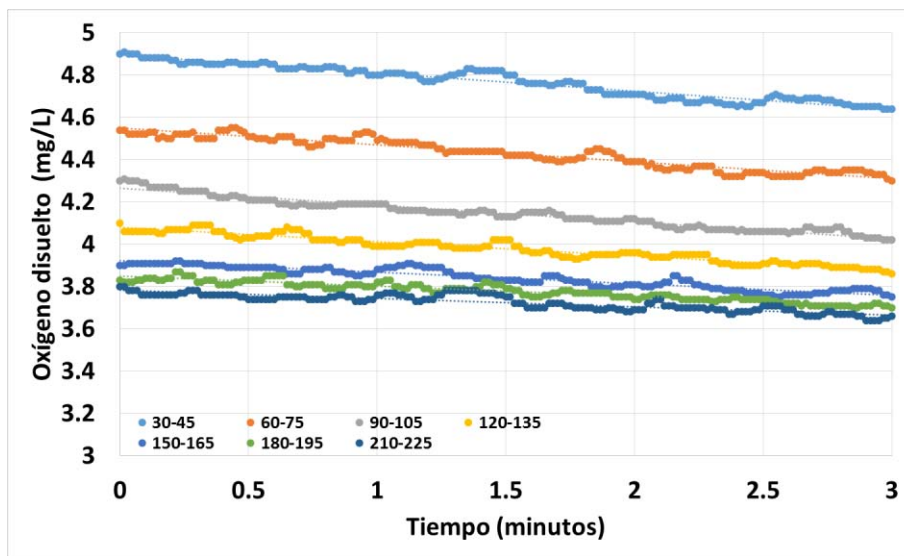


Figura B.4. Pendientes de consumo de oxígeno con sustrato endógeno para la carga 3.1 $\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$.

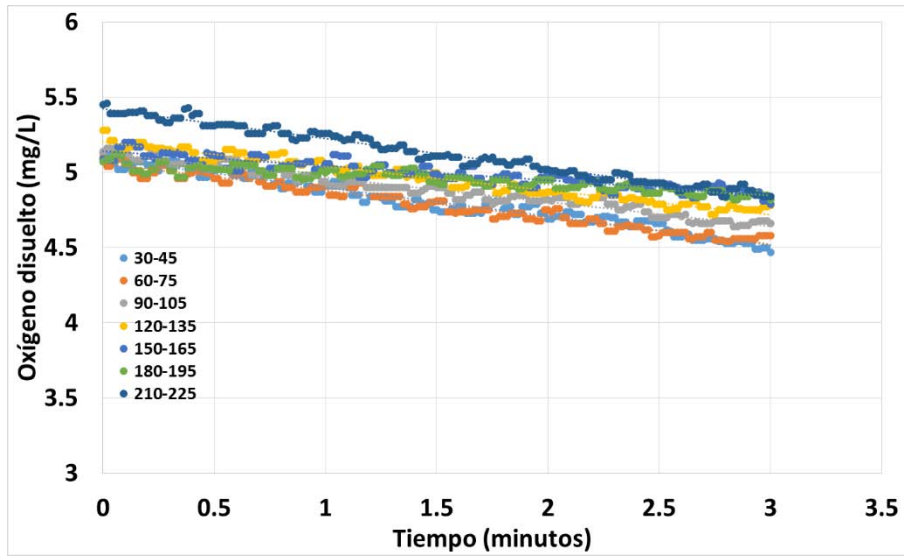


Figura B.5. Pendientes de consumo de oxígeno total para la relación 1% lixiviado /agua residual.

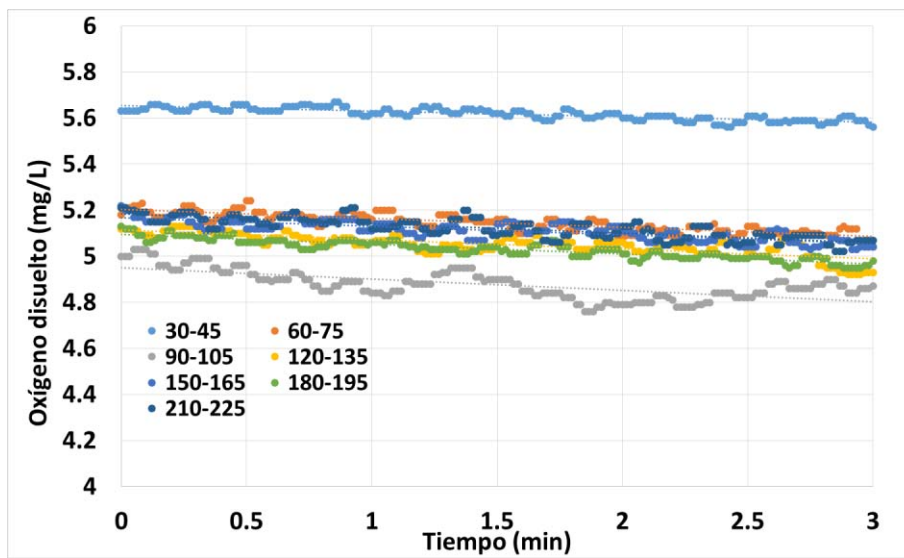


Figura B.6. Pendientes de consumo de oxígeno con sustrato endógeno para la relación 1% lixiviado /agua residual.

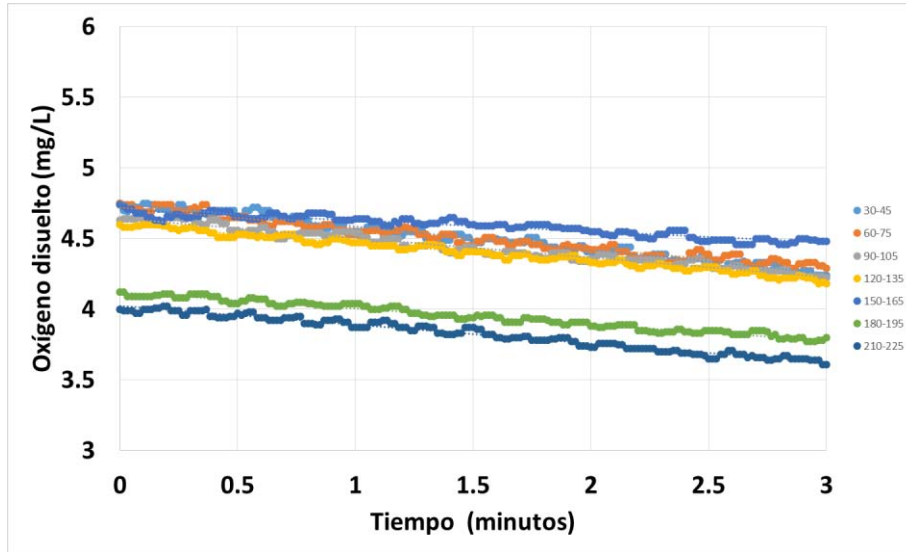


Figura B.7. Pendientes de consumo de oxígeno total para la relación 2% lixiviado /agua residual.

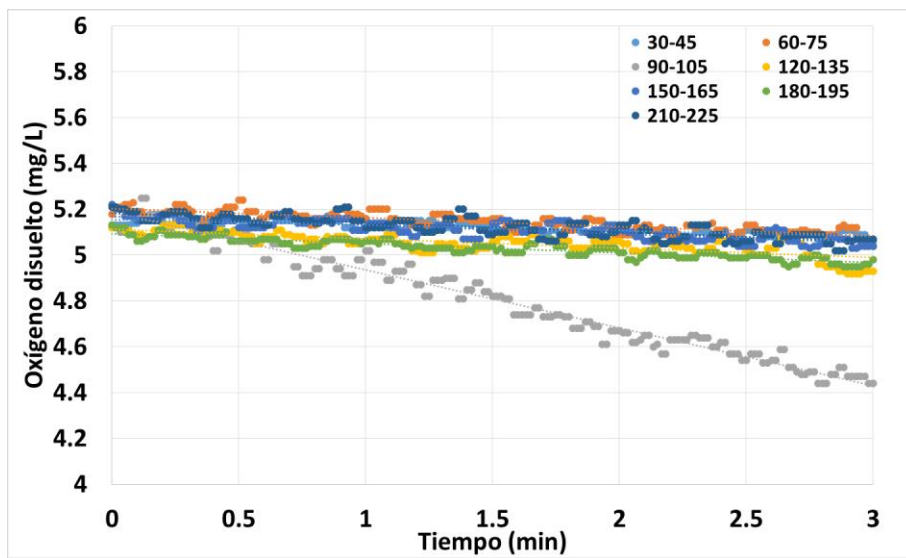


Figura B.8. Pendientes de consumo de oxígeno con sustrato endógeno para la relación 2% lixiviado /agua residual.

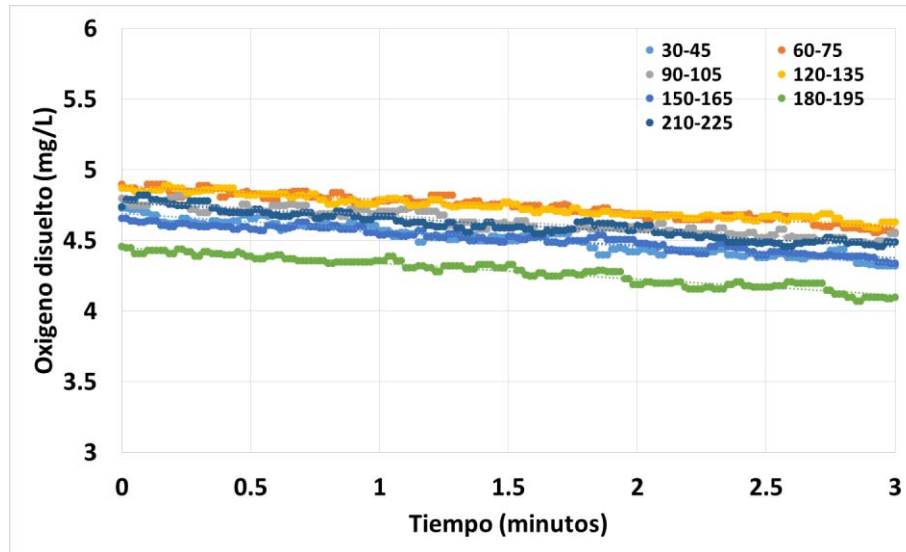


Figura B.9. Pendientes de consumo de oxígeno total para la relación 3% lixiviado /agua residual.

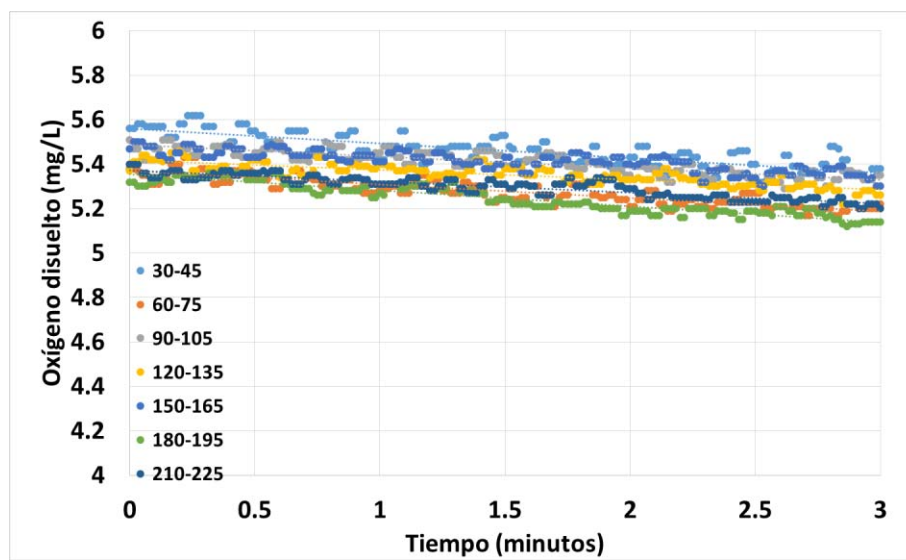


Figura B.10. Pendientes de consumo de oxígeno con sustrato endógeno para la relación 3% lixiviado /agua residual.