



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE
MÉXICO**

FACULTAD DE QUÍMICA

**Evaluación de la nitrificación en un nuevo
tipo de reactor tubular de biopelícula para el
tratamiento de aguas residuales**

T E S I S

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

INGENIERO QUÍMICO

PRESENTA:

ADOLFO ANTONIO FUENTES CUEVAS



CIUDAD UNIVERSITARIA, CDMX

2017



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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: Dr. Víctor Manuel Luna Pabello
Secretario: Dr. Alfonso Durán Moreno
Vocal: Dra. Luz María Lazcano Arriola
1er. Suplente: Dra. Gema Luz Adranca Ayala
2do. Suplente: M. en I. Sergio Adrián García González

Lugar donde se realizó la tesis

UNIDAD DE PROYECTOS Y DE INVESTIGACIÓN EN INGENIERÍA AMBIENTAL,
Laboratorios 301 a 303, Conjunto E, Facultad de Química, Ciudad Universitaria,
UNAM, Ciudad de México, México.

TUTOR DE TESIS

Dr. Alfonso Durán Moreno

ASESOR TÉCNICO

M. en I. Sergio Adrián García González

SUSTENTANTE

Adolfo Antonio Fuentes Cuevas

Agradecimientos

Investigación realizada gracias al Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT) de la UNAM (IT102415) **DISEÑO, CONSTRUCCIÓN Y PRUEBA DE UN NUEVO SISTEMA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES E INDUSTRIALES EN REACTORES TUBULARES DE BIOPELÍCULA.**

Contenido

1 Resumen.....	10
2 Introducción.....	12
2.1 Uso de agua en México:	12
3 Justificación.....	16
4 Objetivo 18	
4.1 Objetivos particulares.....	18
5 Marco Teórico	19
5.1 Situación actual del agua	19
5.2 Aguas Residuales	22
5.2.1 Aguas residuales domésticas	22
5.2.3 Aguas residuales como una oportunidad.....	24
5.3 Parámetros importantes en el tratamiento de aguas residuales	26
5.3.1 Oxígeno disuelto.....	26
5.3.2 pH	27
5.4 Nitrógeno en el agua.....	27
5.4.1 Nitrógeno en aguas residuales	30
5.4.2 Nitratos y nitritos	30
5.4.3 Nitrógeno amoniacal	31
5.4.4 Nitrógeno orgánico.....	31
5.4.5 Nitrógeno total Kjeldahl.....	32
5.4.6 Efectos ambientales y a la salud de los compuestos de nitrógeno	32
5.4.7 Eutrofización	34
5.4.8 Toxicidad del amoniaco	35
5.4.9 Toxicidad de nitritos y nitratos	36
5.4.10 Hipoxia	36
5.5 Ciclo del nitrógeno	37
5.6 Nitrificación desnitrificación en aguas residuales.....	38
5.7 Proceso anammox	41
5.7.1 Anammox en aguas residuales.....	43
5.8 Hidrolisis de la urea.....	44

5.9 Tratamiento de aguas residuales	45
5.9.1 Tratamiento primario	45
5.9.2 Tratamiento secundario	46
5.10 Tipos de soporte de reactor biológico	53
5.11 Biopelícula	55
5.12 Nitrificación/desnitrificación en biopelícula	56
5.13 Anammox en biopelícula	57
6 Metodología	59
6.1 Reactor tubular de biopelícula	59
6.2 Condiciones de operación	60
6.3 Muestreo	62
6.4 Características de las etapas	62
6.5 Actividades realizadas en la operación	63
6.5.1 Inoculación	63
6.5.3 Efluente de 18 L/min	64
6.5.4 Efluente de 9 L/min	64
6.5.5 Efluente de 5 L/min	64
6.6 Parámetros analizados	65
7.- Resultados	66
7.1 Condiciones	66
7.1.1 pH	66
7.1.2 Oxígeno disuelto	67
7.2. Materia orgánica	67
7.2.1 DQO	67
7.2.2. Nitrógeno amoniacal	69
7.2.3 Nitratos	71
7.2.4 Nitritos	71
7.2.5 Nitrógeno orgánico	72
7.2.6 Nitrógeno total Kjeldahl	73
8 Análisis de resultados	75
8.1 Análisis de pH	75
8.2 Análisis de Oxígeno Disuelto	75



8.3	Análisis de Nitrógeno Amoniacal.....	75
8.4	Análisis de demanda química de oxígeno.....	77
8.5	Nitratos y nitritos	78
8.6	Comparación de remoción de nitrógeno con la remoción de demanda química de oxígeno.....	81
8.7	Balance de materia	84
9	Conclusiones.....	88
10.-	Bibliografía	90
Anexo A	95
Anexo B	106
Anexo C	106
Anexo D	107



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Composición promedio de agua residual doméstica.....	26
Tabla 2: Comparación de parámetros en procesos anammox y nitrificación/desnitrificación.....	42
Tabla 3: Características típicas de Unidades de tratamiento de aguas	48
Tabla 4: Comparación de distintos tipos de tratamientos biológicos	48
Tabla 5: Ventajas y desventajas de los distintos tratamientos biológicos	49
Tabla 6: Características de lecho fijo	53
Tabla 7: Parámetros, las frecuencias y el número de registros tomados durante la parte experimental.....	65
Tabla 8: Carga de compuestos de nitrógeno a la entrada.	85
Tabla 9: Carga de compuestos de nitrógeno a la salida	86
Tabla 10: Volumen necesario de la disolución estándar para preparación de diluciones.	97
Tabla 11: Concentraciones para realizar la curva de calibración.....	104

Índice de Figuras

Figura 1: Composición del agua residual doméstica.....	24
Figura 2: Fuentes de nitrógeno en aguas superficiales y subterráneas.....	28
Figura 3: Ciclo del nitrógeno.....	38
Figura 4: Hidrólisis de la urea.....	45
Figura 5: Anammox en biopelícula.....	58
Figura 6: Estructura de fibra no tejida dentro del reactor tubular de biopelícula. .	60
Figura 7: Reactor tubular de biopelícula.....	60
Figura 8: Esquema de tratamiento de agua del reactor tubular de biopelícula	61
Figura 9: Actividades realizadas en la experimentación en el reactor tubular de biopelícula.....	63
Figura 10: pH en las tres etapas de operación.....	66
Figura 11: Oxígeno disuelto en (mg/L) en la tercera etapa de operación	67
Figura 12: Demanda química de oxígeno en las tres etapas de operación .	68
Figura 13: Remoción de demanda química de oxígeno (%) en las tres etapas de operación.....	68
Figura 14: Contenido de nitrógeno amoniacal en las tres etapas de operación.....	70
Figura 15: Remoción de nitrógeno amoniacal en las tres etapas de operación.....	70
Figura 16: Contenido de nitratos en las tres etapas de operación.....	71
Figura 17: Contenido de nitritos en la segunda etapa y en la tercera etapa de operación.....	72
Figura 18: Nitrógeno orgánico en la tercera etapa de operación.....	73
Figura 19: Nitrógeno total Kjeldahl en la tercera etapa de operación.....	74
Figura 20: Comparación de nitratos y nitritos en la segunda etapa de operación	80
Figura 21: Comparación de nitratos y nitritos en la tercera etapa de operación. ...	81
Figura 22: Comparación de la remoción de nitrógeno amoniacal comparada con la remoción de la demanda química de oxígeno en las tres etapas de operación	83
Figura 23: Remoción de compuestos de nitrógeno en la tercera etapa de operación.....	87
Figura 24: Curva de Calibración de Demanda Química de Oxígeno.....	98
Figura 25: Curva de calibración de Nitratos.....	103
Figura 26: Curva de Calibración para nitritos.....	105
Figura 27: Digestor para la DQO.....	107
Figura 28: Determinación de Nitrógeno Amoniacal.....	108



Figura 29:Espectrofotómetro Cary 50 para la determinación de nitratos y nitritos	109
Figura 30:Destilador Büchi para determinación de nitrógeno amoniacal	109
Figura 31:Potenciómetro para determinación de pH.....	110
Figura 32:Comparación de agua de entrada filtro y salida.....	110



1 Resumen

En condiciones normales, los compuestos nitrogenados del agua provienen fundamentalmente de la degradación de la materia orgánica, que a su vez ha sido absorbida de la atmósfera para su metabolismo. En condiciones del medio alteradas, los aportes adicionales de nitrógeno proceden mayoritariamente de los vertidos urbanos y de ciertas instalaciones industriales. En el tratamiento de aguas residuales urbanas se emplea el concepto de nitrógeno Kjeldahl que es suma del orgánico y amoniacal se utiliza para cuantificar los diferentes compuestos de nitrógeno de una forma global.

Es importante cuantificar los compuestos de nitrógeno debido a que existe legislación que restringe la descarga (*NOM-001-SEMARNAT-1996*, *NOM-002-SEMARNAT-1996*) porque su presencia genera problemas de eutrofización en los cuerpos receptores agua. Sin embargo, un agua rica en compuestos nitrogenados es una fuente natural de nutrientes para el crecimiento de vegetales y puede ser utilizado para la agricultura o crecimiento de plantas ornamentales.

En la actualidad existen estudios realizados con soportes de materiales fibrosos no tejidos; estos han demostrado tener una mejor retención de biomasa, y un mayor tiempo de permanencia de la misma. Entre las principales ventajas que presentan este tipo de soportes se encuentran, alta área superficial, alta porosidad, bajo costo, y resistencia mecánica del material.

En este trabajo se pretende evaluar el comportamiento del nitrógeno total Kjeldahl durante la operación de un reactor tubular de biopelícula que utiliza fibras no tejidas como soporte. El reactor pretende ser una solución en términos de energía y espacio para el tratamiento de aguas residuales domésticas. El reactor biológico consta de un sistema aerobio de flujo ascendente compacto el cual consta de 5 módulos tubulares con 2 m de longitud, 16 cm de ancho y una altura de 1.90 m con un volumen total de 0.4 m³. Cada sección de reactor está compuesta de 2 módulos de soporte de biopelícula los cuáles están conectados por tubos de fibra no tejido unidos a anillos PVC de 5.08cm, 7.62cm, 10.16 cm de diámetro.



Se evaluaron las concentraciones de los compuestos de nitrógeno antes y después del tratamiento en el reactor. También se caracterizaron parámetros útiles en los procesos de remoción de nitrógeno como el pH y el oxígeno disuelto. Se operó el reactor tubular de biopelícula a distintas condiciones de flujo de alimentación de agua residual doméstica y distintos flujos de aire en la alimentación, para determinar las mejores condiciones de remoción de nitrógeno en el reactor. El reactor se operó con efluentes de 5 L/min, 9 L/min, 18 L/min y a distintas cargas de nitrógeno. Tras la operación del reactor tubular de biopelícula y caracterización de los parámetros se determinó que el reactor es una opción viable para la remoción de compuestos de nitrógeno presentes en aguas residuales domésticas en cargas de hasta $90.14 \text{ g N NH}_4^+ / \text{m}^2 \text{ d}$ se presenta una remoción completa de nitrógeno amoniacal.

2 Introducción

2.1 Uso de agua en México:

De cada 100 litros de agua usados en México, 76 son empleados en actividades agropecuarias, 50 provienen de aguas superficiales y 26 del subsuelo. 15 litros se emplean para abastecer a la población, 9 provienen de agua subterránea y 6 de agua superficial. De cada 100 litros usados en México, 4 son utilizados por la industria autoabastecida, 2 provienen de aguas superficiales y 2 del subsuelo (CONAGUA, 2014).

Por otra parte, el consumo irracional del agua en cualquier ámbito (agricultor, industrial, doméstico, etc.) implica la combinación de un gran volumen de agua limpia con agua sucia desechada. Las aguas que escurren en las zonas rurales (aguas de escorrentía) y las provenientes de centros urbanos se hallan saturadas de sustancias tóxicas: metales pesados, plaguicidas, nitratos, principalmente, y lamentablemente esta agua se descarga en los océanos, como parte del ciclo hidrológico. Hoy resulta alarmante la contaminación de importantes cuerpos de aguas superficiales por líquidos de cloacas, desechos humanos y residuos provenientes de actividades industriales (Pangea , 2006).

Las descargas de aguas residuales se clasifican en municipales e industriales. Las primeras son manejadas en los sistemas de alcantarillado municipales urbanos y rurales, en tanto que las segundas son aquellas descargadas directamente a los cuerpos receptores de propiedad nacional. De acuerdo a la Ley de Aguas Nacionales, “Aguas de primer uso” o “aguas claras”, son aquellas provenientes de distintas fuentes naturales y de almacenamientos artificiales que no han sido objeto de uso previo alguno.

En México la cobertura de alcantarillado está definida por la Comisión Nacional del Agua (Conagua), como el porcentaje de la población que habita en viviendas particulares, cuya vivienda cuenta con un desagüe conectado a la red pública de alcantarillado, a una fosa séptica, a un río, lago o mar, o a una barranca o grieta. A diciembre de 2013 se registró una cobertura nacional de alcantarillado de 90.9%,

96.7% urbano y 71.2% rural. Los rezagos se concentran en Veracruz, Oaxaca y el Estado de México, con 30% de los 10.5 millones de habitantes sin servicio. Por ello, cuando se habla de tratamiento de aguas residuales como indicador, se habla del porcentaje de aguas residuales colectadas en los sistemas formales de alcantarillado municipales que reciben tratamiento, sin considerar el tratamiento de las descargas industriales. Los centros urbanos generan 230.2 metros cúbicos por segundo de aguas residuales. De lo colectado, se trata el 50%. La industria genera 210.3 metros cúbicos por segundo de aguas residuales. De éstos, se trata el 29% (CONAGUA, 2014).

Las zonas urbanas son los consumidores de agua potable y productores de grandes cantidades de las aguas residuales. Proporcionar buenos servicios de agua y saneamiento de calidad a las áreas densamente pobladas implica una planificación significativa y la infraestructura. En los próximos 25 años la tasa de crecimiento anual de aguas residuales y la vida urbana en las zonas urbanas se prevé que sea dos veces mayor que la proyectada de la población total (1,8 por ciento en comparación con casi el 1 por ciento). Tan pronto como 2030, 4.9 millones de personas, aproximadamente el 60 por ciento de la población del mundo, será habitantes de las ciudades (UN, 2014).

El aumento de la población y la urbanización aumenta la demanda por comida, las aguas residuales urbanas son de vital importancia para la agricultura en muchas áreas. Sin embargo, mientras que muchos centros urbanos en los países en desarrollo tienen hogar con conexiones de alcantarillado, estos a menudo descargan, en combinación con el agua de lluvia, en los desagües abiertos que fluyen sin tratar en los cursos locales de agua (Corcoran, y otros, 2010).

Al principio del siglo XXI, el mundo se enfrenta a una crisis de la calidad del agua, causada por el crecimiento continuo de la población, la industrialización, prácticas de producción de alimentos, el aumento de los niveles de vida y la mala las estrategias de uso de agua (Corcoran, y otros, 2010).

La falta de gestión de aguas residuales tiene un impacto directo sobre la diversidad biológica de los ecosistemas acuáticos, en los que dependen una

amplia gama de sectores de desarrollo urbano para y la industria de producción de alimentos dependen. Es esencial que la gestión de las aguas residuales se considere como parte de la gestión integrada, gestión basada en los ecosistemas que opera en todos los sectores y las fronteras, de agua dulce y marina (Watkins, 2006).

Otro problema en la gestión de las aguas es el impacto económico. Los grandes centros urbanos necesitan grandes cantidades de agua potable. Al transcurso de los años las fuentes cercanas se van agotando o contaminando. Es necesario traerla cada vez más lejos. Esto necesita grandes cantidades de energía, estas cantidades de energía significan costos económicos. Las aguas residuales que se generan en los centros urbanos necesitan infraestructura para su desagüe. Estas aguas residuales tienen impacto en los cuerpos de agua receptores. El desarrollo de la infraestructura representa un costo económico. Un tratamiento adecuado dentro de las ciudades evitaría la necesidad de traer agua potable de lugares lejanos, menor costo en infraestructura de desagüe y una solución al problema ambiental en estos cuerpos receptores.

La calidad del agua es un atributo que se define en función del uso que se le asigna (por ejemplo, como agua potable, para recreación, para uso agrícola o industrial), lo que implica necesariamente la existencia de estándares de calidad específicos para los distintos usos (Corcoran, y otros, 2010). La calidad del agua de un cuerpo superficial o subterráneo depende de múltiples factores, algunos de los cuales la reducen directa o indirectamente, mientras que otros pueden revertir los efectos de la contaminación y, por lo tanto, mejorarla. Entre los factores que reducen la calidad del agua destacan las descargas directas de agua o residuos sólidos provenientes de las actividades domésticas, agropecuarias o industriales; la disposición inadecuada en el suelo de residuos sólidos urbanos o peligrosos puede ocasionar, indirectamente, que escurrimientos superficiales y lixiviados contaminen los cuerpos de agua y los acuíferos. Por otro lado, y actuando para mejorar la calidad del agua, está la capacidad natural de los ecosistemas acuáticos para descomponer o inmovilizar los contaminantes (CONAGUA, 2011).



Entre los contaminantes presentes en agua se incluyen nutrientes (nitrógeno y fósforo), organismos patógenos (bacterias y virus), materia orgánica, detergentes, metales pesados, sustancias químicas orgánicas sintéticas, hormonas y productos farmacéuticos (CONAGUA, 2011).

La demanda química de oxígeno (DQO) se utiliza frecuentemente como un indicador de la presencia de sustancias provenientes de descargas no municipales. Los valores superiores a 40 miligramos por litro sugieren la presencia de descargas de aguas residuales crudas. En 2010, de los 714 sitios de monitoreo, el 26.5% superó este límite, de los cuales poco menos del seis por ciento registró valores promedio superiores a los 200 miligramos por litro. En las regiones Península de Baja California, Lerma-Santiago-Pacífico y Aguas del Valle de México entre 46.7 y 77.3% de los sitios de monitoreo tuvieron concentraciones promedio anuales superiores a los 40 miligramos por litro (CONAGUA, 2011).

Los nitratos son componentes importantes de los fertilizantes que se originan por la oxidación del amonio (NH_4^+) y de otras fuentes nitrogenadas presentes en los restos orgánicos. Tienen efectos adversos en la salud humana, causando cianosis e, incluso asfixia (Camargo & Alonso, 2006) mientras que en los ecosistemas acuáticos pueden favorecer el crecimiento de algas y la disminución de los niveles de oxígeno. En 2008 se detectaron concentraciones superiores a 0.2 mg/L y de hasta 0.3 mg/L en 27% de los sitios de monitoreo (de 524 sitios en total) de la RNM. En las regiones Golfo Norte y Golfo Centro, el 59 y 86%, respectivamente, de los sitios de monitoreo sobrepasaron esos niveles (CONAGUA, 2011).



3 Justificación

El agua potable disponible para consumo humano es cada día más escasa y distribuido de manera desigual. Más de la mitad de la población mundial se enfrenta a problemas relacionados a la escasez de agua. Las actividades humanas consumen agua de manera desigual; la agricultura consume cerca del 70 % del agua utilizada en actividades humanas. En regiones donde el agua potable es un recurso escaso se utilizan aguas residuales para la agricultura; sin embargo la falta de conocimiento en cuanto a enfermedades y metales pesados presentes en aguas residuales por parte de los agricultores provocan enfermedades a los mismos agricultores o contaminación en los alimentos. El uso combinado de aguas residuales y fertilizantes en la agricultura genera mayor contaminación de aguas residuales y la contaminación de mantos freáticos. Aun utilizando las aguas residuales en la agricultura, las aguas residuales están infravaloradas como recurso potencial.

Las aguas residuales que no se disponen de manera adecuada representan un problema en los sitios donde se disponen, afectan la vida acuática de estos sitios. Elementos como el nitrógeno y el fósforo promueven el aumento de biomasa vegetal en estos cuerpos de agua afectando el equilibrio ecológico y disminuyendo el oxígeno disuelto. Los compuestos de nitrógeno especialmente el amoníaco son tóxicos para los peces. Los nitritos provocan deficiencia en el transporte de oxígeno en los humanos y en los bebés esto se extiende a los nitratos.

Se necesita un tratamiento adecuado para un mayor aprovechamiento de las aguas residuales y disminuir su impacto en el medio ambiente. El tratamiento



biológico de lecho fijo ha demostrado ser una respuesta eficaz en términos de volumen y costo de energía en equipos suplementarios. El uso de reactores biológicos de lecho fijo para aguas residuales domésticas disminuiría el problema de disposición de aguas residuales y su posterior utilización en agricultura disminuiría el uso de agua potable; que cada día es más escasa. Sin problemas de volumen y energía adicional.



4 Objetivo

Evaluar el funcionamiento de un reactor tubular de biopelícula con respecto a la transformación de compuestos nitrogenados. Para conocer sus capacidades de volumen de tratamiento de aguas residuales.

4.1 Objetivos particulares

Operar el reactor tubular de biopelícula a distintas cargas orgánicas y observar las condiciones de mejor transformación de los compuestos nitrogenados. Con el fin de establecer las mejores condiciones de operación.

Observar las concentraciones de nitratos y nitritos en la operación del reactor. Con estas concentraciones explicar el mecanismo de remoción de nitrógeno.

5 Marco Teórico

5.1 Situación actual del agua

El agua dulce y accesible es un bien escaso y desigualmente distribuido de recursos, que no coincide con los patrones de desarrollo humano. Más de la mitad de la población mundial se enfrenta a la escasez de agua. Porque desempeña un papel vital en el sostenimiento de toda la vida, el agua es una fuente de poder económico y político con la escasez de agua un factor limitante en el desarrollo económico y social desarrollo. El agua es crucial para todos los aspectos de la vida, la característica más importante de nuestro planeta. Noventa y siete y medio por ciento de toda el agua se encuentra en los océanos, del agua dulce restante sólo el uno por ciento es accesible para la extracción y el uso humano (Narasimhan, 2008).

Estos impactos continúan creciendo. Las poblaciones mundiales están aumentando rápidamente y alcanzarán entre 9 y 11 mil millones en 2050, y a medida que aumenta la población también lo hace la producción de aguas residuales y el número de personas vulnerables a los impactos de la severa contaminación de las aguas residuales. Casi 900 millones de personas que actualmente no tienen acceso al agua potable, y se estima que 2.6 mil millones de personas carecen de acceso a servicios básicos de saneamiento. La agricultura es la actividad humana mayor consumidora de agua. Este sector emplea un estimado del 70 por ciento del agua dulce total mundial (Corcoran, y otros, 2010).

El requerimiento diario de agua potable por persona es de 2-4 litros, pero se consumen de 2 000 a 5 000 litros de agua para producir alimentos diarios de una persona (FAO, 2007). Los requerimientos de agua para producir diferentes productos alimenticios varían enormemente. El aumento de la producción de ganado y procesamiento de carne consume grandes cantidades de agua y produce cantidades significativas de aguas residuales. Por lo tanto, la reducción de la producción de carne también afectará la disponibilidad de agua en muchas regiones (Corcoran, y otros, 2010).



El agua residual producida a partir de la agricultura rural y la producción de ganado, así como las áreas urbanas, representan la primera fase de la producción de aguas residuales y la contaminación constituye un reto considerable para los usuarios intermedios. Se caracteriza por contaminantes orgánicos e inorgánicos; estos se originan con contenidos disueltos de fertilizantes, residuos químicos, los desechos humanos, estiércol y nutrientes.

Las prácticas agrícolas, principalmente el cultivo de plantas que fijan el nitrógeno y la fabricación de fertilizantes convierten alrededor de 120 millones de toneladas de nitrógeno atmosférico al año en compuestos que contienen nitrógeno. Hasta dos tercios de este nitrógeno se abre paso en los cuerpos de aguas interiores y la zona costera. Esta adición de nitrógeno antropogénico supera todas las entradas naturales al ciclo del nitrógeno. Juntos, el exceso de nitrógeno y fósforo conducen el auge de algas, incluyendo las mareas rojas tóxicas y zonas hipóxicas, eventos devastadores para los recursos pesqueros o impacto en la salud de los humanos (Rockstrom, 2009).

Las aguas residuales se han utilizado como un recurso en la agricultura. El uso de agua contaminada en la agricultura, que puede ser intencional o accidental, puede ser gestionado a través de la implementación de diversas barreras que reducen el riesgo tanto para la viabilidad de los cultivos y la salud humana. Hoy en día un estimado de 20 millones de hectáreas (siete por ciento) de la tierra se riegan con aguas residuales en todo el mundo, (WHO;FAO, 2006) especialmente en las regiones áridas, semiáridas y zonas urbanas en las que el agua sin contaminar es un recurso escaso y los valores de los nutrientes de las aguas residuales representan recursos importantes, resistentes a la sequía para los agricultores. Sin embargo las aguas residuales sin tratar pueden contener una variedad de patógenos incluyendo bacterias, parásitos, virus, productos químicos tóxicos como metales pesados y productos químicos orgánicos procedentes de la agricultura, la industria y origen doméstico (Drechsel, Scott , Raschid-Sally, & Redw, 2010).

Hay ventajas claras de salud relacionados con el uso de aguas residuales en la agricultura, que se derivan directamente al cultivo de alimentos (principalmente

hortalizas) para las poblaciones urbanas. Se estima que el 10 por ciento de la población mundial depende de los alimentos cultivados con aguas residuales contaminadas (WHO;FAO, 2006).

Mientras proporciona alimentos a precios asequibles, el uso de aguas residuales para la producción de alimentos sin una gestión adecuada puede suponer un riesgo grave. Este riesgo puede ser a los agricultores y trabajadores agrícolas que entran en contacto directo con las aguas residuales a través de rutas de transmisión fecal-oral o el contacto con los vectores de enfermedades en el agua. Los consumidores y las comunidades marginadas que viven alrededor de las regiones agrícolas y de acuicultura donde se utiliza agua residual sin tratar también están expuestos a riesgos. El impacto en la salud varía dependiendo de la ubicación y el tipo de contaminante, sin embargo, las bacterias y las infestaciones por parásitos intestinales han demostrado ser el mayor riesgo (Drechsel, Scott , Raschid-Sally, & Redw, 2010).

Además, los agricultores a menudo carecen de los conocimientos de la calidad del agua, incluyendo el contenido de nutrientes, por lo que se combinan las aguas residuales ricas en nutrientes agua con fertilizantes químicos. Esto hace que la agricultura sea una fuente de contaminación en lugar de un paso en el saneamiento ambiental (Evers, Huibers, & Van Vliet, 2008).

Mientras que algunos países tienen directrices nacionales para el uso aceptable de las aguas residuales para el riego, muchos no lo hacen. Las Directrices para el uso seguro de aguas residuales, aguas grises en agricultura y acuicultura. En muchos países la capacidad de aplicar estas directrices y recomendaciones de buenas prácticas es insuficiente y se considera necesario reforzarlas sustancialmente. Sin embargo, este enfoque de incrementar la gestión de las aguas residuales es altamente compatible con el concepto de la escalera de saneamiento. Ambas mejoras en el saneamiento y mejoras en el uso de aguas residuales son el fortalecimiento mutuo con acciones de apoyo para optimizar la gestión de las aguas residuales desde la perspectiva de la salud pública (WHO;FAO, 2006).

5.2 Aguas Residuales

Se consideran Aguas Residuales a los líquidos que han sido utilizados en las actividades diarias de una ciudad (domésticas, comerciales, industriales y de servicios). Las aguas residuales municipales son residuos líquidos transportados por el alcantarillado de una ciudad o población y tratados en una planta de tratamiento municipal (Comisión Estatal de Servicios Públicos de Tijuana, 2016).

Aguas residuales industriales. Las aguas residuales provenientes de las descargas de industrias de todo tipo incluyendo manufactura, química, petrolera, alimentos por citar algunos ejemplos.

Otra forma de denominar a las aguas residuales es con base en el contenido de contaminantes que esta porta, así se conocen como:

Aguas negras: Son las aguas residuales provenientes de inodoros, es decir, aquellas que transportan excrementos humanos y orina, ricas en sólidos suspendidos, nitrógeno y coliformes fecales

Aguas grises: Son las aguas residuales provenientes de tinajas, duchas, lavamanos y lavadoras, que aportan sólidos suspendidos, fosfatos, grasas y coliformes fecales, esto es, aguas residuales domésticas, excluyendo las de los inodoros (Comisión Estatal de Servicios Públicos de Tijuana, 2016).

El término "aguas residuales" abarca aguas residuales domésticas, comerciales, industriales. Un expediente de la ONU de Análisis de agua de elementos agrícolas y lodos fecales, éstos se cubren por separado con el fin de aclarar o resaltar la importancia de los componentes individuales presentes en las aguas residuales (Corcoran, y otros, 2010).

5.2.1 Aguas residuales domésticas

El agua residual doméstica es aquella que ha sido utilizada por una comunidad y que contiene todos los materiales añadidos al agua durante su uso. Son por lo tanto compuestas de desechos corporales humanos (las heces y la orina) junto con el agua utilizada para inodoros y aguas sucias, que es la resultante de las

aguas residuales de aseo personal, lavado de ropa, preparación de alimentos y la limpieza de utensilios de cocina (Mara, 2009).

Las aguas residuales crudas son un líquido turbio de color gris que tiene un olor terroso pero inofensivo. Contiene sólidos en suspensión (como heces, trapos, envases de plástico, mazorcas de maíz), sólidos suspendidos más pequeños (como heces parcialmente disgregadas, papel, piel de vegetales) y muy pequeños sólidos en estado coloidal (es decir, no sedimentables) la suspensión, así como los contaminantes en solución verdadera. Es objetable en apariencia y peligrosa en su contenido, principalmente debido al número de organismos causantes de enfermedades que contiene. En climas cálidos las aguas residuales pueden perder pronto su contenido de oxígeno disuelto y por ello son 'rancias' o 'sépticas'. Las aguas residuales sépticas tienen un olor desagradable, por lo general de sulfuro de hidrógeno (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2014).

De los principales compuestos de las aguas residuales domésticas negras son las heces y la orina. La fracción orgánica de ambos se compone principalmente de proteínas, carbohidratos y grasas. Los lodos residuales contribuyen una amplia variedad de productos químicos: detergentes, jabones, grasas y grasas de diversos tipos, plaguicidas, cualquier cosa, de hecho que baja por el fregadero, y esto puede incluir elementos tan diversos como la leche agria, restos de vegetales, hojas de té, las partículas del suelo (que supone la limpieza de verduras) y arena (utilizada para limpiar utensilios de cocina). El número de diferentes productos químicos que son encontrados en las aguas residuales domésticas es tan grande que, incluso si fuera posible, se carecería de sentido enumerarlas todas. Por esta razón, los ingenieros de tratamiento de aguas residuales utilizan parámetros especiales para caracterizar las aguas residuales (Mara, 2009).

Los estándares de contaminación en aguas residuales domésticas se pueden reducir a:

Los sólidos en suspensión: partículas físicas que pueden obstruir los ríos o canales que se asientan por gravedad

Compuestos Orgánicos biodegradables: (por ejemplo, DBO) que puede servir como alimento para los microorganismos en el cuerpo receptor. Los microorganismos se combinan estos compuestos con el oxígeno del agua para producir la energía que necesitan para vivir y multiplicarse.

Las bacterias patógenas y otros organismos causantes de enfermedades: Estos son los más relevantes, donde se utiliza el agua para beber, o donde las personas que de otro modo están en estrecho contacto con el agua residual.

Nutrientes, incluyendo los nitratos y los fosfatos. Estos nutrientes pueden conducir a altas concentraciones de algas indeseables. Que afectan la vida acuática de los cuerpos de agua receptores (World Bank Group, 2016). La Figura 1 muestra la composición promedio de las aguas residuales domésticas. La tabla 1 muestra los valores promedio de los parámetros fisicoquímicos para las aguas domésticas.

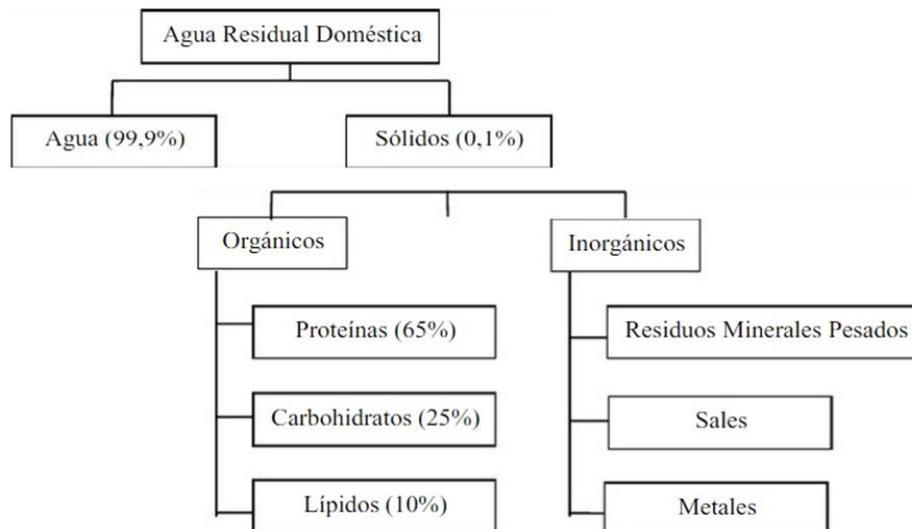


Figura 1: Composición del agua residual doméstica

5.2.3 Aguas residuales como una oportunidad

Como su nombre lo indica, las aguas residuales están infravaloradas como un recurso potencial. Con demasiada frecuencia las aguas residuales se ignoran y se



dejan drenar. Una inversión inteligente y sostenida en la gestión de las aguas residuales generará múltiples dividendos a la sociedad, la economía y el medio ambiente. Puede involucrar a los sectores privados y públicos, el cumplimiento de las necesidades del público, así como la equidad social y mejorar la seguridad alimentaria. Inversiones inmediatas, dirigidas y sostenidas deben adoptar múltiples formas (Corcoran, y otros, 2010).

El clima, la geografía y la salud de los ecosistemas en conjunto controlan el suministro inicial de agua en la cadena del agua, mantener la calidad del agua y regular el flujo de agua. Los bosques y humedales, incluidos marismas y manglares, tienen un papel importante que desempeñan en la gestión de las aguas residuales, la captura de agua, la filtración de nutrientes y liberación de otros contaminantes en de agua en lagos, ríos y mares costeros. En todo el mundo, estos ecosistemas se están perdiendo y con ellos los servicios que prestan para el almacenamiento intermedio y la asimilación de las aguas residuales (IWMI, 2006).

Con el cambio climático, los patrones de precipitaciones pueden llegar a ser más variables y extremos. La mejora de la gestión de cuencas será crucial y encontrar maneras de reducir el consumo, optimizar y reciclar el agua será cada vez más esencial en el futuro. Ya se están utilizando aguas residuales para el riego y la fertilización y puede seguir ampliando este papel, en particular para periurbanas o agricultura urbana y huertos familiares. Sin embargo, maximizar el aprovechamiento del agua en toda la cadena incluyendo antes que el agua entra en las ciudades, y la reducción de producción de aguas residuales debe ser el objetivo primordial a lo largo de todo el esquema de gestión (Corcoran, y otros, 2010) .

Tabla 1: Composición promedio de agua residual doméstica (Mara, 2009).

Componente	Unidad	Fuerte	Medio	Débil
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	1000	500	250
Nitrógeno total Kjeldahl	mg/L	85	40	20
Nitrógeno Orgánico	mg/L	35	15	8
Nitrógeno Amoniacal	mg/L	50	25	12
Nitritos	mg/L	0	0	0
Nitratos	mg/L	0	0	0

5.3 Parámetros importantes en el tratamiento de aguas residuales

5.3.1 Oxígeno disuelto

Gas de baja solubilidad en el agua, requerido para la vida acuática aerobia. La concentración de saturación de OD es función de la temperatura, de la presión atmosférica y de la salinidad del agua. La solubilidad del oxígeno atmosférico en el agua dulce oscila entre 7 mg/L a 35 °C y 14,6 mg/L a 0 °C para presión de una atmósfera. Para 0.77 atm presión atmosférica en la Ciudad de México y 20 °C la solubilidad de este gas es de 7 mg/L (Mitchell & Stapp, 2008). La baja disponibilidad de oxígeno disuelto (OD) limita la capacidad auto purificadora de los cuerpos de agua y hace necesario el tratamiento de las aguas residuales para su disposición en ríos y embalses (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2014).

En general, todo proceso aerobio requiere una concentración de OD mayor de 0.5 mg/L. El suministro de oxígeno y la concentración de OD en tratamientos biológicos aerobios y aguas receptoras de aguas residuales son aspectos de mayor importancia en el diseño, operación y evaluación de plantas de tratamiento de aguas residuales. La cantidad de oxígeno que se transfiere al agua residual, en un tanque de aireación de un proceso de lodos activados, debe ser suficiente para satisfacer la demanda microbiana existente en el sistema de tratamiento y mantener un oxígeno disuelto residual de aproximadamente de 2 mg/L. En aguas naturales, para evitar efectos perjudiciales sobre la vida acuática se recomienda



emplear concentraciones mayores de 4 mg/L (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2014).

5.3.2 pH

Aguas residuales en concentraciones adversas del ion hidrógeno son difíciles de tratar biológicamente, alteran la biota de las fuentes receptoras y eventualmente son fatales para los microorganismos. En tratamiento biológico, aguas con pH menor de seis, favorecen el crecimiento de hongos sobre las bacterias. El valor de pH adecuado para diferentes procesos de tratamiento y para la existencia de la mayoría de la vida biológica puede ser muy restrictivo y crítico, pero generalmente es de 6.5 a 8.5. Para descarga de efluentes de tratamiento secundario se estipula un pH de 6.0 a 9.0; para procesos biológicos de nitrificación se recomiendan valores de pH de 7.2 a 9.0 y para desnitrificación de 6.5 a 7.5. En el equilibrio amoniacal-amoniaco a pH alto la especie que predomina es el amoniacal (NH_4^+), la cual es tóxica, pero también removible mediante arrastre con aire, especialmente a pH de 10.5 a 11.5. (Mara, 2009).

5.4 Nitrógeno en el agua

El nitrógeno es uno de los elementos más ampliamente distribuidos en la naturaleza y está presente prácticamente en toda la corteza terrestre en una o más de sus muchas formas químicas. El nitrógeno presente en el medio acuático puede existir en cuatro formas diferentes:

- Nitrógeno orgánico.
- Nitrógeno amoniacal.
- Compuesto en forma de nitritos.
- Compuestos en forma de nitratos.

La figura 2 ilustra las formas en que los compuestos de nitrógeno llegan a las aguas superficiales y subterráneas.

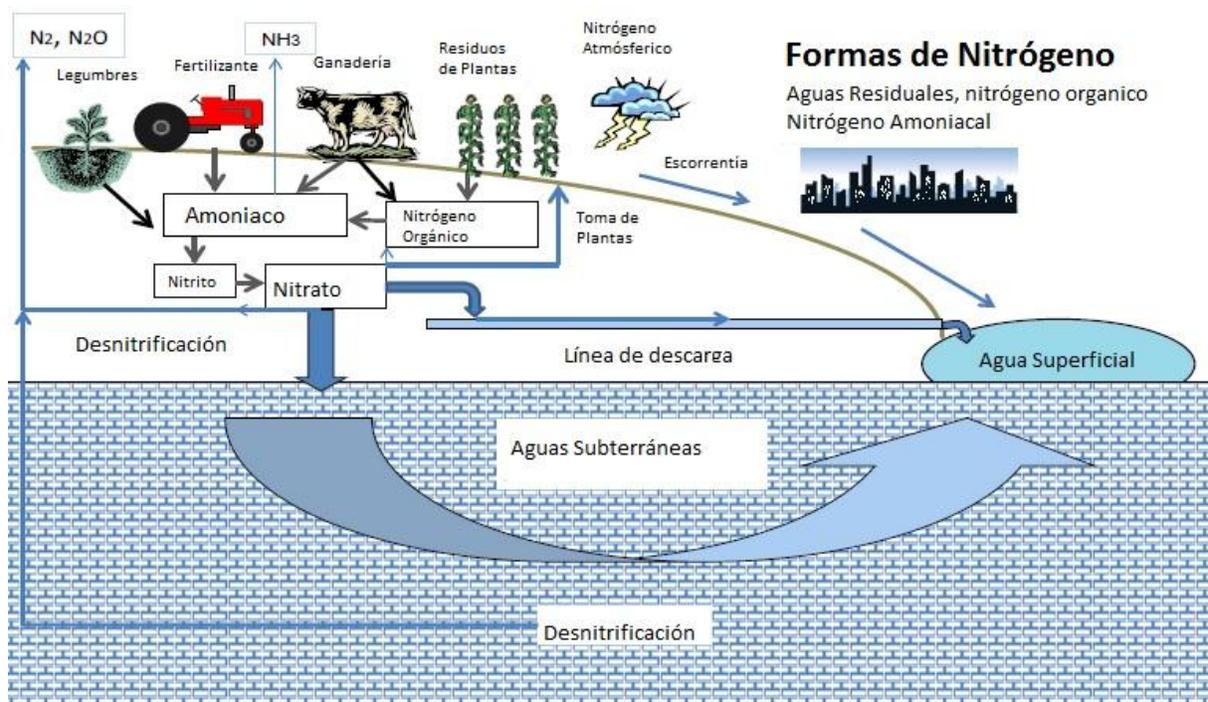


Figura 2: Fuentes de nitrógeno en aguas superficiales y subterráneas.

El nitrógeno es esencial para todos los organismos; es parte fundamental de moléculas como proteínas y ácidos nucleicos y es un nutriente indispensable en el crecimiento de organismos fotosintéticos. En la química del agua, los compuestos del nitrógeno, NH_4^+ , y nitrógeno orgánico, representan un papel muy importante puesto que son ellos los verdaderamente responsables del crecimiento de los organismos animales y vegetales en el medio acuático. En condiciones normales, los compuestos nitrogenados del agua provienen fundamentalmente de la degradación de la materia orgánica muerta, que a su vez ha sido absorbida de la atmósfera para su metabolismo. En ausencia de contaminación artificial, las aguas superficiales no contienen más de 10 mg/L de nitratos, y rara vez superan 1 mg/L de nitritos. Los valores más altos se encuentran en las aguas subterráneas (Wall, 2013).

El nitrógeno entra en el agua en numerosas formas, incluyendo tanto formas inorgánicas y orgánicas. Las formas inorgánicas principales de nitrógeno son amoniaco, amonio, nitrato y nitrito. El nitrógeno en las formas orgánicas se



encuentran las proteínas, aminoácidos, urea, organismos vivos y muertos (es decir, algas y bacterias) y el material vegetal en descomposición (Wall, 2013).

Las cantidades relativas de las diferentes formas de nitrógeno en las aguas superficiales depende de muchos factores, incluyendo: la proximidad a las fuentes puntuales y no puntuales de contaminación; influencia del agua subterránea que vierten en el agua; abundancia y tipo de los humedales; embalses y lagos, el camino de las corrientes de agua; así como otros factores naturales y antropogénicos. La temperatura, los niveles de oxígeno, y condiciones bioquímicas influyen en cada una de las formas dominantes de nitrógeno que se encuentran en el suelo o un cuerpo de agua dada (Wall, 2013).

Existen numerosas fuentes potenciales de nitrógeno a las aguas, incluyendo:

- ❖ Corrales de engorde de ganado y aves de corral
- ❖ Efluentes de aguas residuales municipales.
- ❖ Efluentes de aguas residuales industriales.
- ❖ Mineralización de la materia orgánica del suelo.
- ❖ Cultivo de especies fijadoras de nitrógeno.
- ❖ Uso de estiércol animal y fertilizantes inorgánicos nitrógeno y el posterior drenaje
- ❖ Las fugas resultantes del quemado bosques y pastizales
- ❖ Lixiviados del sistema séptico, y las descargas de los sistemas sépticos fallidos
- ❖ Las emisiones a la atmósfera por volatilización de estiércol y fertilizantes y la combustión de combustibles fósiles, y la posterior deposición atmosférica (húmedo y seco) en las aguas superficiales (Wall, 2013) .
- ❖ Otras actividades que pueden movilizar nitrógeno, tales como la quema de biomasa, desmonte, y el drenaje de los humedales (Musgrovea, y otros, 2016).
- ❖ El nitrógeno puede tomar varias vías diferentes a las aguas superficiales. El nitrógeno puede entrar en aguas directamente, a través de las descargas

directas de fuentes de residuos urbanos e industriales. El nitrógeno puede ser disuelto en el agua de escorrentía, o unido a partículas del suelo en las formas de amonio-N y N-orgánico, y la escorrentía durante las tormentas o el deshielo. El nitrógeno también puede ser emitido a la atmósfera y regresar a la tierra y en forma de precipitación y deposición seca. Las acciones humanas, como el riego, drenaje subterráneo artificial, y la creación de superficies impermeables, también gobiernan el transporte de nitrógeno.

5.4.1 Nitrógeno en aguas residuales

El nitrógeno se encuentra presente en las aguas residuales en las siguientes especies.

5.4.2 Nitratos y nitritos

El ion nitrato (NO_3^-) es muy soluble en agua y está cargado negativamente, y por lo tanto se mueve fácilmente con el suelo a través del perfil, donde puede alcanzar el subsuelo, o las aguas subterráneas. Donde el agua subterránea se mantiene oxigenada, el ion nitrato se mantiene estable y puede viajar en el agua subterránea hasta que llega a las aguas superficiales. Del mismo modo, el nitrato puede moverse hacia el subsuelo, para luego encaminar el agua drenada de zanjas y aguas superficiales. Cuando se encuentra el ion nitrato en condiciones anóxicas o bajas en oxígeno en suelos o las aguas subterráneas se puede transformar a gas nitrógeno a través de un proceso bioquímico llamado "desnitrificación." Por lo tanto, el nitrato de las aguas subterráneas a veces se convierte a nitrógeno gaseoso antes de que el agua subterránea tenga el tiempo suficiente para verterse en cursos de agua. Normalmente, una fracción más pequeña de nitrato llega a los arroyos sobre la superficie de la tierra, en comparación con el subsuelo. El nitrito (NO_2^-) es típicamente un producto intermedio cuando el amonio se transforma en nitrato por microorganismos, y por lo tanto rara vez se mantiene en las aguas durante largos períodos de tiempo. El

nitrito es también un producto intermedio entre el ion nitrato que se transforma en nitrógeno a través de la desnitrificación (Heiskary, Bouchard, & Howard, 2010).

5.4.3 Nitrógeno amoniacal

El amoníaco (NH_3) es una sustancia tóxica para los peces y otros organismos acuáticos. El amonio (NH_4^+), es la forma predominante en el rango de pH de la mayoría de las aguas naturales, es menos tóxico para los peces y la vida acuática en comparación con el amoniaco. A medida que el pH aumenta por encima de 8, la fracción de amoniaco empieza a aumentar rápidamente. En la situación poco común que el del agua superara el pH de 9 la concentración de amoníaco y amonio sería casi igual. (Razania, 2011).

Las fuentes comunes de amoniaco / amonio incluyen desechos humanos y animales, así como ciertos fertilizantes y residuos industriales. El amonio y amoniaco entran con mayor frecuencia las aguas superficiales de escurrimiento por tierra o por vertidos directos de fuentes de aguas residuales. El amonio es también el subproducto cuando la materia orgánica en los suelos se mineraliza de nitrógeno inorgánico. Una vez en el suelo, el amonio se une a las partículas del suelo, tales como arcilla y materia orgánica. Por esa razón, amonio es menos probable que se mueva verticalmente a través de la matriz del suelo en las aguas subterráneas, como en comparación con nitrato. Sin embargo, el amonio puede encontrarse en el agua subterránea en concentraciones superiores 1 mg/L (Razania, 2011).

5.4.4 Nitrógeno orgánico

El nitrógeno orgánico incluye todas las sustancias en la que nitrógeno está unido al carbono. Se produce en tanto de forma soluble como en forma de partículas. Se encuentra en proteínas, aminoácidos, urea, organismos muertos y en material vegetal en descomposición. El nitrógeno orgánico soluble es de residuos excretados por organismos, incluyendo estiércol y los desechos humanos, o de la degradación de partículas de las plantas y residuos de plantas. Las concentraciones de nitrógeno orgánico en agua normalmente no se miden

directamente en el laboratorio, pero son calculadas restando el resultado de la determinación de nitrógeno total Kjeldahl (NTK) menos el amoniacal (determinado por separado) (Heiskary, Bouchard, & Howard, 2010).

Típicamente, la fracción orgánica de NTK en las aguas superficiales es mucho mayor que el amoníaco más la fracción de nitrógeno amoniacal. En la naturaleza, el nitrógeno orgánico puede transformarse biológicamente a la forma de amonio y luego a la forma nitrito y nitrato. Una vez en las formas de nitrato o de amonio, estos nutrientes se pueden utilizar por las algas y organismos acuáticos y convertir de nuevo a formas orgánicas de nitrógeno. El nitrógeno orgánico a veces constituye una fracción significativa de nitrógeno disuelto o en suspensión en las aguas naturales, especialmente en las zonas forestales y de pastizales donde las fuentes naturales de la materia orgánica y se encuentran concentraciones de nitratos son generalmente bajos (Heiskary, Bouchard, & Howard, 2010).

5.4.5 Nitrógeno total Kjeldahl

El NTK incluye nitrógeno orgánico y nitrógeno amoniacal. Nitrógeno Kjeldahl (NTK), que mide una combinación de nitrógeno orgánico, amonio y amoníaco. Puesto que el nitrógeno puede transformarse de una forma a otra, a menudo se considera en su totalidad como nitrógeno total (NT). El nitrógeno total se refiere a la combinación de ambos nitrógeno orgánico y nitrógeno inorgánico. Si bien se puede medir directamente en el laboratorio, también es comúnmente aproximar por la adición de las concentraciones de nitrógeno orgánico y nitrógeno amoniacal (Heiskary, Bouchard, & Howard, 2010).

5.4.6 Efectos ambientales y a la salud de los compuestos de nitrógeno

Diferentes compuestos de nitrógeno en el medio ambiente han dado lugar a la salud humana y problemas de salud ambiental. Las preocupaciones ambientales y de salud con nitrógeno se pueden agrupar en cuatro categorías generales:

1. La salud humana
2. Toxicidad vida acuática



3. Eutrofización

4.-Zonas hipóxicas

Las formas de nitrógeno de principal preocupación para la salud humana son nitritos y nitratos. El nitrito es la forma más tóxica de nitrógeno para los seres humanos, especialmente los bebés. El nitrato es de la mayor importancia, no debido a la toxicidad directa, pero cuando se ingiere se reduce a nitrito. El consumo de nitratos y nitritos en algunos casos, en agua de pozo contaminada ha contribuido notablemente a la metahemoglobina o "síndrome del bebé azul" en bebés. Los casos de metahemoglobina en lactantes que ocurren después de consumir la fórmula preparada con el consumo de agua con concentración alta en nitratos desde la década de 1940 (MDH, 2012).

Investigaciones y evaluaciones de las agencias gubernamentales académicas han llevado a normas reguladoras de agua potable con base a la metahemoglobina. Con estudios más recientes se pretende examinar los posibles efectos sobre la salud a largo plazo. Las observaciones clínicas y estudios epidemiológicos en los años 1940 y 1950 de metahemoglobina en lactantes identificaron la exposición de nitrato en el agua, como un importante factor que contribuye, en particular cuando las concentraciones de nitratos en el agua superaron los 10 mg /L (MDH, 2012).

Estudios posteriores determinaron que la conversión bacteriana de nitrato a nitrito en el sistema gastrointestinal es un factor determinante en el desarrollo de la metahemoglobina. El nitrito es una forma reactiva de nitrógeno que tiene mayor facilidad que el oxígeno de unirse con la hemoglobina. El transporte de oxígeno baja y conduce al indicador visual de la metahemoglobina (coloración de la piel azul-gris) y los efectos adversos, tales como letargo, irritabilidad, taquicardia y dificultad para respirar. Es posible que la metahemoglobina provoque el coma y la muerte si no es tratada (MDH, 2012).

Los bebés menores de seis meses de edad son más susceptibles a la metahemoglobina que los lactantes de más edad y la mayoría de los adultos debido a: a) menor acidez (pH más alto) los niveles en sus estómagos, creando un ambiente que favorece el crecimiento de bacterias capaces de reducir el nitrato a nitrito; b) niveles más bajos de una enzima que convierte metahemoglobina de nuevo a la hemoglobina; y c) un mayor consumo de agua (fórmula) potable por unidad de peso corporal (Ward, 2005). Otros factores que influyen en el riesgo de metahemoglobina en lactantes es la ingestión alta de nitratos, incluyendo la contaminación del agua potable tanto con elevada concentración de nitratos y bacterias, y los estados de salud existentes (medicamentos y la presencia de infecciones o diarrea) (MDH, 2012).

5.4.7 Eutrofización

La eutrofización es uno de los problemas globales más prevalentes de nuestro tiempo. Es un proceso en el que lagos, ríos y aguas costeras se vuelven cada vez más ricas en biomasa vegetal como consecuencia de la entrada de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, originario de actividad agrícola y aguas residuales urbanas, a través del suelo o directamente en los ríos y océanos (Nyenje, 2010). Los impactos de la eutrofización pueden dar lugar a un profundo cambio del medio ambiente y el impacto en la integridad ecológica de los sistemas acuáticos. (Diaz & Rosenberg, 2008).

Las prácticas agrícolas actuales, convierten alrededor de 120 millones de toneladas de nitrógeno de atmosférico por año en compuestos que contienen nitrógeno. Hasta dos tercios de este nitrógeno se filtra a las vías acuáticas y zonas costeras, superando los compuestos naturales para el ciclo del nitrógeno. Aproximadamente 20 millones toneladas de fósforo se extraen cada año para fertilizantes, casi la mitad regresa al océano; aproximadamente ocho veces el ingreso natural. Juntos, este exceso de nitrógeno y fósforo conducen al crecimiento de algas potencialmente tóxicas, en los cambios en la biodiversidad. A su vez puede conducir a devastadores eventos de hipoxia y el aumento de las

zonas muertas (Rockstrom, 2009) .Resultando en grandes pérdidas económicas en muchos sectores. Las zonas muertas ahora se cree que afectan a más de 245 000 km² de los ecosistemas marinos, predominantemente en el hemisferio norte. Estas zonas equivalen a la superficie total mundial de los arrecifes de coral (Diaz & Rosenberg, 2008).

5.4.8 Toxicidad del amoníaco

Entre los diferentes compuestos nitrogenados inorgánicos (NH_4^+ , NH_3 , NO_2^- , NO_3^-) a los cuáles los animales acuáticos pueden estar expuestos a en las aguas superficiales ambientales, el amoníaco (NH_3) es el más tóxico, en comparación, los iones de amonio y de nitrato son menos tóxicos (Wall, 2013).

El amoníaco es una sustancia química que está presente en desechos humanos y animales. El amoníaco en agua se ioniza fácilmente entre su forma altamente tóxica (NH_3) a su forma menos tóxica de amonio (NH_4^+), dependiendo de la temperatura y el pH. El pH y la temperatura se requieren en muestras de agua para determinar la toxicidad de NH_3 para los organismos. A medida que el pH y la temperatura aumentan, el amoníaco aumenta y disminuyen las concentraciones de amonio. Se ha encontrado que la disminución del oxígeno disuelto también puede aumentar la presencia del amoníaco. Por el contrario, se encontró que la presencia disminuye a una mayor salinidad y presencia de calcio. (Camargo & Alonso, 2006).

Las plantas son más tolerantes a niveles de amoníaco elevados que los animales. Los invertebrados son generalmente más tolerantes que los peces. Los efectos tóxicos para los peces incluyen la reducción de capacidad de carga de oxígeno en la sangre la disminución de ATP en el cerebro, daños a las branquias, hígado y riñones, y el aumento de la susceptibilidad a las enfermedades bacterianas y parasitarias.

5.4.9 Toxicidad de nitritos y nitratos

El nitrito puede reducir la capacidad de transporte de oxígeno en los animales acuáticos. La hemoglobina en el pescado se convierte en metahemoglobina que no es capaz de liberar oxígeno a los tejidos del cuerpo, provocando la hipoxia y potencialmente la muerte. Otros efectos tóxicos incluyen: desequilibrio electrolítico; problemas de la función cardíaca; formación de compuestos que pueden ser mutagénico y carcinogénico; daño a las células del hígado y la escasez de oxígeno del tejido; aumentado la vulnerabilidad a enfermedades bacterianas y parasitarias. La toxicidad de nitrito en los sistemas naturales de agua se limita típicamente debido a la rápida conversión de nitrito en nitrato (Camargo & Alonso, 2006).

Los peces de agua dulce, invertebrados y anfibios también se han demostrado que presentan efectos de toxicidad del nitrato elevada (Camargo & Alonso, 2006). La causa precisa de la toxicidad de nitrato es desconocida, aunque la conversión endógena a nitrito puede ser un factor en la toxicidad para los organismos acuáticos. En general, los animales de agua dulce son menos tolerantes a la toxicidad del nitrato de que los animales marinos, probablemente debido a la disminución del efecto por la salinidad en el agua de mar. Las concentraciones de nitratos tóxicos que crean efectos en la vida acuática son sustancialmente mayores que aquellas concentraciones que causan problemas con nitrito (Camargo & Alonso, 2006).

5.4.10 Hipoxia

Hipoxia, lo que significa bajos niveles de oxígeno, en dónde se produce cuando el exceso de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, estimulan el crecimiento de algas. Las algas y zooplancton asociado crecerán mucho más que la capacidad natural de los consumidores para mantener el plancton en un nivel más equilibrado. A medida que el plancton de corta duración muere y se hunde hacia aguas más profundas, las bacterias descomponen el carbono fitoplancton, el consumo de oxígeno considerable en el proceso. Los niveles de oxígeno en agua



caen, forzando a las criaturas móviles como peces, camarones, cangrejos y salir de la zona. Las criaturas móviles de vida acuática se estresan y / o mueren (Wall, 2013).

Sin mezclar, en el agua del fondo el oxígeno es limitado y la zona sigue siendo hipóxica. La hipoxia puede persistir durante varios meses hasta que haya una fuerte mezcla de las aguas oceánicas, que pueden provenir de un huracán o frentes fríos en el otoño y el invierno. Las aguas hipóxicas se han disuelto las concentraciones de oxígeno a menos de aproximadamente 2-3 mg / L. Peces y especies de camarones que normalmente están presentes en el fondo marino no se encuentran cuando los niveles de oxígeno disuelto se reducen a menos de 2 mg /L (Wall, 2013).

5.5 Ciclo del nitrógeno

Se pueden tomar en cuenta las reacciones con nitrógeno que se llevan en la naturaleza para utilizarlas en la transformación de compuestos de nitrógeno a nitrógeno elemental. La figura 3 muestra las reacciones principales del ciclo del nitrógeno que intervienen en el tratamiento de aguas residuales.

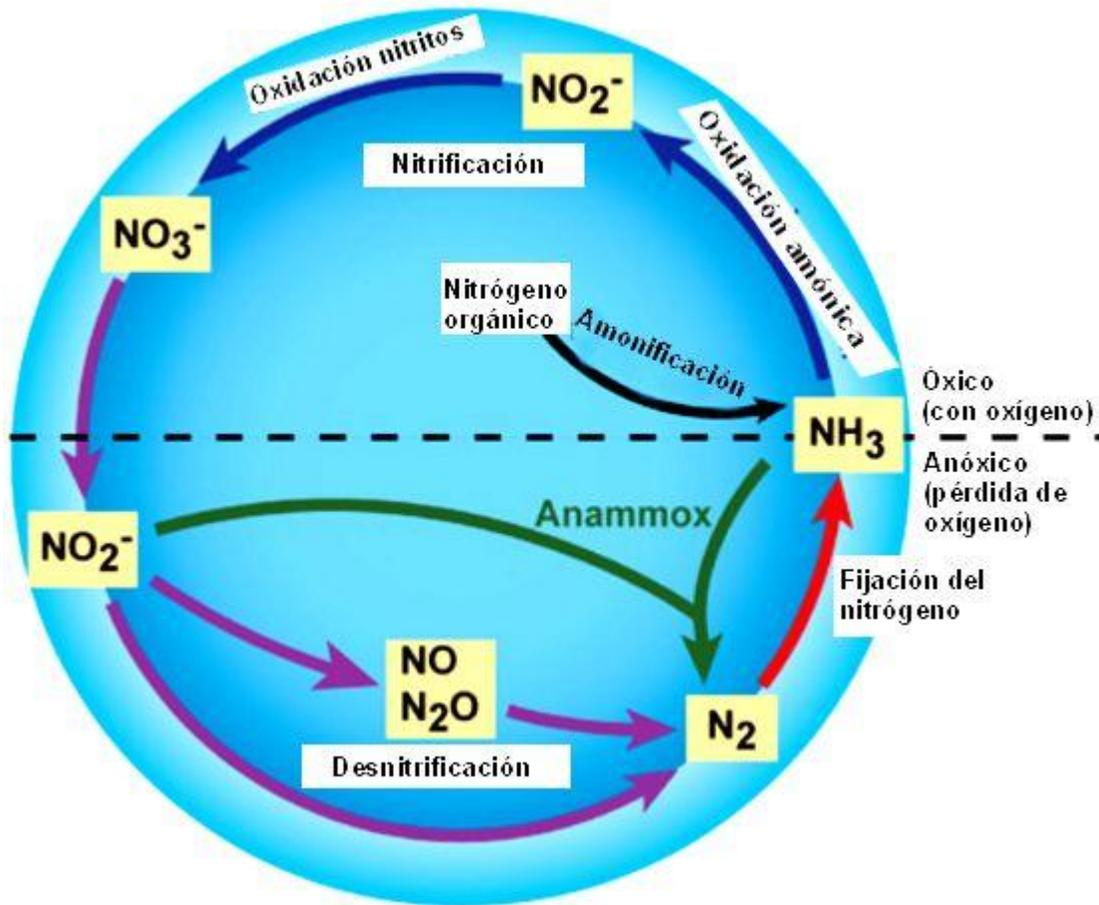


Figura 3: Ciclo del nitrógeno (Natureduca, 2016).

5.6 Nitrificación/desnitrificación en aguas residuales

La Nitrificación/desnitrificación biológica es uno de los procesos más económicos para la eliminación de nitrógeno de las aguas residuales municipales. Los RBC se han ensayado ampliamente para la eliminación de carbono de una sola etapa y nitrificación, así como para las etapas separadas en serie para la eliminación de DBO y la nitrificación de las aguas residuales municipales (ANUA, 2011).

La conversión biológica de amonio a nitrato se llama nitrificación. La nitrificación es un proceso de dos pasos, las bacterias conocidas como nitrosomonas convierten amoníaco y amonio a nitrito. A continuación, las bacterias llamadas nitrobacter terminan la conversión de nitrito a nitrato. Las reacciones son generalmente acopladas y proceden rápidamente a la forma de nitrato; Por lo



tanto, los niveles de nitrito en un momento dado son generalmente bajos. Estas bacterias conocidas como "nitrificantes" son estrictamente "aerobios," lo que significa que deben tener libre oxígeno disuelto para realizar su trabajo. La nitrificación se produce sólo en condiciones aerobias en los niveles de oxígeno disuelto de 1.0 mg/L o más. Con condiciones de oxígeno disuelto (OD) menores a 0.5 mg/L, la tasa de crecimiento es mínimo (ANUA, 2011).

La nitrificación requiere un largo tiempo de retención, un alimento bajo de relación de microorganismo (C: M), y de amortiguamiento con pH adecuado. Una conexión del flujo, al tanque de aireación extendida es ideal. El proceso de nitrificación produce ácido. Esta formación de ácido disminuye el pH de la población biológica en el tanque de aireación y puede causar una reducción de la tasa de crecimiento de las bacterias nitrificantes. El pH óptimo para Nitrosomonas y Nitrobacter es de entre 7.5 y 8.5; la mayoría de las plantas de tratamiento son capaces de nitrificar eficazmente con un pH de 6.5 a 7.0. La nitrificación se detiene en un pH inferior a 6.0. La reacción de nitrificación consume 7.1 mg/L de CaCO_3 para cada mg/L de nitrógeno amoniacal oxidado (ANUA, 2011).

La temperatura del agua también afecta a la tasa de nitrificación. La nitrificación alcanza una velocidad máxima a temperaturas entre 30 y 35 °C. A temperaturas mayores de 40 °C, las tasas de nitrificación caen a cerca de cero. A temperaturas inferiores a 20 °C, el producto de la nitrificación en un ritmo más lento, pero seguirán a temperaturas de 10 °C y menos. Sin embargo, si la nitrificación se detiene, no se reanuda hasta que la temperatura aumenta hasta más de 10 °C. Algunos de los compuestos más tóxicos a nitrificantes incluyen cianuro, tiourea, fenol y metales pesados como la plata, mercurio, níquel, cromo, cobre y zinc. Las bacterias nitrificantes también pueden ser inhibidas por el ácido nitroso y amoníaco libre (ANUA, 2011). Las ecuaciones 1 y 2 muestran el proceso de nitrificación en dos pasos.

Ecuaciones de nitrificación



La reducción de nitrato (NO_3^-) en nitrógeno (N_2) por bacterias heterotróficas facultativas se llama desnitrificación. Las bacterias necesitan una fuente de carbono orgánico como alimento, las bacterias pueden obtener su oxígeno mediante la adopción de oxígeno disuelto del agua o de moléculas de nitrato. La desnitrificación se produce cuando los niveles de oxígeno se agotan y el nitrato se convierte en la fuente de oxígeno primario para los microorganismos. El proceso se realiza en condiciones anóxicas, cuando la concentración de oxígeno disuelto es inferior a 0.5 mg/L, aunque se produce mejor a niveles menores de 0.2 mg/L. Cuando las bacterias descomponen el nitrato (NO_3^-) para obtener el oxígeno (O_2), el nitrato se reduce a óxido nitroso (N_2O), y, a su vez, nitrógeno gas (N_2). Dado que tiene baja solubilidad en agua, que escapa a la atmósfera como burbujas de gas. El Nitrógeno es el componente principal del aire, por lo que su liberación no causa ninguna preocupación ambiental (ANUA, 2011).

Los valores de pH óptimo para la desnitrificación son entre 7.0 y 8.5. La desnitrificación es un proceso productor alcalino. Esta mitiga parcialmente el descenso del pH causada por la nitrificación. Puesto que las bacterias desnitrificantes son organismos facultativos, pueden utilizar oxígeno o presente de nitrato como una fuente de oxígeno para el metabolismo y la oxidación de la materia orgánica. Si el oxígeno disuelto y nitratos están presentes, las bacterias utilizan el oxígeno disuelto en primer lugar. Es decir, las bacterias no bajarán la concentración de nitrato. La desnitrificación se produce sólo bajo condiciones anaeróbicas o anóxicas (ANUA, 2011).

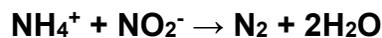
Otro aspecto importante de desnitrificación es el requisito de carbono; es decir, la presencia de suficiente materia orgánica para conducir la reacción de desnitrificación. La materia orgánica puede estar en las aguas residuales crudas o carbono suplementario. Las condiciones que afectan a la eficiencia de desnitrificación incluyen la concentración de nitrato, condiciones anóxicas, la

presencia de materia orgánica, pH, temperatura, alcalinidad y los efectos de los metales. Los organismos desnitrificantes son generalmente menos sensibles a sustancias químicas tóxicas que los nitrificantes, y recuperarse de las cargas de choque tóxico más rápido que nitrificantes (ANUA, 2011).

La temperatura afecta la tasa de crecimiento de los organismos desnitrificantes, con una mayor tasa de crecimiento a mayores temperaturas. La desnitrificación se puede producir entre 5°C y 30°C, y estas tasas de aumentan con la temperatura y el tipo de fuente orgánica presente. La tasa de crecimiento más alta se puede encontrar utilizando metanol o ácido acético. Una tasa ligeramente inferior utilizando agua residual cruda y la más baja las tasas de crecimiento se encuentran cuando se basa en fuentes de carbono endógeno a bajas temperaturas del agua. Las aguas residuales no pueden ser desnitrificadas a menos que sean nitrificadas primero (ANUA, 2011).

5.7 Proceso anammox

Durante mucho tiempo la oxidación de amoníaco se creía que era restringida a ambientes oxigenados. Al parecer, muchos microbiólogos no sabían que la oxidación de amoníaco anaeróbica es en realidad energéticamente más favorable que nitrificación en condiciones con oxígeno, fue sobre la base de termodinámicos que se predijo la existencia de bacterias anammox autotróficas hace dos décadas (Kartal, Keltjens, & Jetten, 2011). La ecuación 3 muestra el proceso anammox.

**3**

La naturaleza biológica del proceso ha sido verificada, y el nitrito se encontró ser el aceptor de electrones preferido. La hidroxilamina y de hidracina se forman como los intermedios. En el proceso, las bacterias se enriquecen en un medio mineral que contiene amoníaco, nitrito. El bicarbonato se necesita como única fuente de carbono (Kartal, y otros, 2011). La tabla 2 compara el proceso anammox con el proceso de nitrificación/ desnitrificación.

Tabla 2: Comparación de parámetros en procesos anammox y nitrificación/desnitrificación

Parámetro	Anammox	Nitrificación/desnitrificación
Energía (kW/kgN)	0.5	1.3
Carbono orgánico externo, metanol (kg/kg N)	0	2.3
Emisiones CO ₂ (Ton/Ton N)	0.4	3.5
Emisiones de óxidos de nitrógeno	baja	alta

(Trela, y otros, 2014)

En comparación con la nitrificación / desnitrificación convencional en sistemas de lodos activados. El proceso anammox elimina la necesidad de una fuente de carbono orgánico para la nitrificación, reduce la demanda de energía para la aireación y tiene una menor producción de lodos y menores emisiones de CO₂ (Bertino, 2010).

La composición de tales efluentes no perjudicó la actividad anammox. El pH óptimo (7.0-8.5) y la temperatura (30-37 °C) para el proceso estaban dentro del rango esperado para efluentes del digestor (Mulder, van Loosdrecht, Hellings, & van Kempen, sf).

El proceso anammox necesita de amonio y el nitrito en una relación de aproximadamente uno a uno. Para digestores de lodo, esta relación se puede lograr sin control, debido a que estos efluentes contienen bicarbonato como el ion de amonio. Cuando la mitad de amonio se convierte, dando lugar a una caída en pH previniendo la nitrificación (van Niftrik, y otros, 2008). Esto se muestra en la ecuación 4.



Debido a que el nitrito puede inhibir completamente el proceso anammox a concentraciones superiores a 100 g/m³ el amonio debería estar en un ligero exceso en respecto a la ecuación de anammox. En biopelículas, se demostró mediante el uso de análisis microbiano que el nitrito producido en la capa de



biopelícula aerobia cerca de la superficie se difunde en la capa más profunda anóxica de la biopelícula donde reacciona con el amonio restante para formar gas de nitrógeno (Jetten, y otros, 2009).

5.7.1 Anammox en aguas residuales

La nitrificación parcial anammox para el tratamiento de las aguas residuales de alta carga dará lugar a un ahorro sustancial de energía y recursos. Tales sistemas se han probado durante periodos prolongados y demostrado la calidad y estabilidad del agua de salida y la eliminación de amonio compacto sin la necesidad de control de procesos. Dando bajos costos a nuestro sistema (Kartal, Keltjens, & Jetten, 2011).

La reducción de costos en comparación con la eliminación de nitrógeno convencional es considerable; la técnica es todavía joven, pero probado en varias instalaciones de escala completa. El primer reactor a gran escala destinada a la aplicación de bacterias anammox se construyó en los Países Bajos en 2002. En otras plantas de tratamiento de aguas residuales, como el de Alemania (Hattingen), la actividad anammox se observó por casualidad, aunque no se construyó para ese propósito. A partir de 2006, hay tres procesos a escala real en los Países Bajos: una en una planta de tratamiento de aguas residuales municipales en Rotterdam (van der Star, y otros, 2007).

Los reactores anammox pueden eliminar el nitrógeno de las aguas residuales de forma más barata y más eficiente que los métodos tradicionales nitrificación/desnitrificación. El reactor incluso supera las expectativas, y también elimina la mayor parte del carbono restante de las aguas residuales. A medida que los microorganismos en el reactor mantienen un buen rendimiento con el tiempo, este tipo de biorreactor se ha utilizado para construir otras plantas de tratamiento de aguas residuales; una inversión que ilustra el valor de esta tecnología de tratamiento. En la actualidad, la tecnología anammox ha sido adoptada en más de 100 plantas para tratamiento de aguas residuales en todo el mundo, y este número está aumentando rápidamente (Speth, 2016).

Hasta ahora, los estudios de reactores anammox se enfocaron en el sistema de microorganismos conocidos. Estos son aeróbicos, oxidan el amonio, los organismos que producen nitrito que dependen de oxígeno y los microorganismos que producen nitrógeno que dependen de condiciones anaerobias, pero para los cuales el oxígeno es tóxico. Estos dos tipos de microorganismos pueden coexistir en grupos reducidos de biomasa, en los que los aerobios se sientan en el exterior y utilizan todo el oxígeno, dejando el interior desprovisto de oxígeno, y adecuado para anammox (Speth, 2016).

5.8 Hidrolisis de la urea

El nitrógeno amoniacal se produce por descomposición de la urea, compuesto siempre presente en las aguas residuales negras, por hidrólisis enzimática. Esta descomposición da como productos NH_3 (amoníaco) y NH_4^+ (ion amonio). La hidrólisis es rápida, por lo que la urea raramente está presente en aguas residuales que no sean muy recientes. De hecho, la antigüedad de un agua residual puede medirse en función de la proporción de amoníaco presente. El amoníaco está en equilibrio con el anión amonio, en función del pH de la solución, de acuerdo con la ecuación 5:



A niveles de pH superiores a 7, el equilibrio se desplaza hacia la izquierda, mientras que a valores de pH inferiores a 7 el NH_4^+ es predominante. El nitrógeno amoniacal es entonces el resultado de la hidrólisis de la urea, según la ecuación química, así como de otras sustancias proteínicas presentes en el agua residual sanitaria. Esto se muestra en la ecuación 6:



La hidrólisis de la urea se ve favorecida por un pH alcalino, entre 8.2 y 9.0. El avance de la hidrólisis origina a su vez un aumento del pH del medio. Como se ha indicado, el proceso es rápido y produce una cantidad excesiva de amoníaco, que sobrepasa los requerimientos de los microorganismos para la síntesis proteica, con la consecuente pérdida de nitrógeno en el medio y posible peligro de

toxicidad. Las aguas superficiales no deben contener amoníaco, en general, la presencia de amoníaco libre o ion amonio es considerado como una prueba química de contaminación reciente y peligrosa (Peña, 2005). La figura 4 muestra la hidrólisis de los contaminantes que contienen urea dentro de las aguas residuales negras.



Figura 4: Hidrólisis de la urea

La velocidad de la hidrólisis de la urea depende de los microorganismos presentes en el agua. El período de reacción es de 1 a 6 horas. Aunque se puede presentar la reacción de hidrólisis desde los 30 minutos (Peña, 2005).

5.9 Tratamiento de aguas residuales

El tratamiento de aguas residuales es una serie de procesos físicos, químicos y biológicos que tienen como fin eliminar los contaminantes presentes en el agua residual. El objetivo del tratamiento es producir agua que pueda ser descargada sin que se altere el medio ambiente. Para el tratamiento de las aguas residuales existen distintos tipos de procesos (Guieysse & Norvill, 2013).

5.9.1 Tratamiento primario

Está diseñado para eliminar sólidos flotantes y en suspensión de las aguas negras. Incluye trampa de detección de objetos sólidos y sedimentación por gravedad para eliminar los sólidos en suspensión. Este se denomina a veces como "tratamiento mecánico", aunque los productos químicos se utilizan a menudo para acelerar el proceso de sedimentación. El tratamiento primario puede

reducir la DBO de las aguas residuales entrantes en un 20-30% y el total de sólidos en suspensión por algunos 50-60%. El tratamiento primario es generalmente la primera etapa de tratamiento de aguas residuales. Muchas plantas avanzadas de tratamiento de aguas residuales en los países industrializados han comenzado con el tratamiento primario, y luego se han añadido otras etapas de tratamiento de aguas residuales, como ha aumentado la carga ha aumentado la necesidad de tratamiento, y que los recursos necesarios (World Bank Group, 2016).

5.9.2 Tratamiento secundario

El tratamiento secundario elimina la materia orgánica disuelta que se escapa de tratamiento primario. Esto se consigue por los microorganismos que consumen la materia orgánica como alimento, y su conversión en dióxido de carbono, agua y energía para su propio crecimiento y reproducción. El proceso biológico es seguido por los tanques de sedimentación adicionales para eliminar más de los sólidos en suspensión. Alrededor del 85% de los sólidos en suspensión y de la DBO puede ser eliminado por una planta se ejecuta con el tratamiento secundario. Las tecnologías de tratamiento secundario incluyen el proceso básico de lodo activado, las variantes del estanque y los sistemas de humedales, filtros percoladores, biomasa fija, zanjas de oxidación, biodiscos y otras formas de tratamiento que utilizan los microorganismos para descomponer la materia orgánica (World Bank Group, 2016).

5.9.2.1 Tratamiento biológico

Un proceso biológico de tratamiento de aguas consiste en un sistema en el cual se mantiene un cultivo de microorganismos denominado biomasa, que se alimenta de las impurezas del agua residual llamado sustrato. Dichas impurezas son la materia orgánica biodegradable, el amonio, nitrato, fosfato y otros contaminantes a menor concentración (Guieysse & Norvill, 2013).

El tratamiento biológico es una parte importante e integral de cualquier planta de tratamiento de aguas residuales que trata las aguas residuales ya sea municipales

o industriales. Cuando contiene materia orgánica soluble o una mezcla de los dos tipos de fuentes de aguas residuales. Teniendo ventaja económica, tanto en términos de inversión de capital y costos de operación (Messias de Araujo Jr, Lermontov, Lopes da Silva, & Zaiat, 2013).

5.9.2.2 Tratamiento aerobio

La digestión aeróbica es un tratamiento biológico de aguas residuales. Una vez que los sedimentos y sustancias tales como grasas y aceites se retiran de las aguas residuales en la etapa de tratamiento primario, los tratamientos aeróbicos se utilizan para descomponer la materia orgánica a través del uso de oxígeno. Los procesos biológicos aerobios utilizan colonias microbianas y oxígeno para descomponer sustancias orgánicas en el agua residual. Los microbios se alimentan de sustancias biológicas no deseadas en el agua, crean “lodos” de sustancias orgánicas y microorganismos que se depositan en el fondo del recipiente. Este lodo es estable y por lo general se puede eliminar fácilmente (RLW Water, 2016).

El tratamiento aeróbico es típicamente parte de un proceso de tratamiento de agua en varias etapas. Este proceso de tratamiento secundario se utiliza tanto para la nitrificación y desnitrificación de las aguas residuales. Mientras el agua residual circula después del tratamiento primario, el agua residual se mezcla con otros tipos de lodos. La aireación añade oxígeno en el proceso y estimula el crecimiento de microbios en el reactor biológico dónde se lleva a cabo el tratamiento. Una vez aclarado, pueden ser necesarios tratamientos adicionales, dependiendo del uso final del agua tratada (RLW Water, 2016).

5.9.2.3 Tipos de tratamiento aerobio

Hay distintos tipos de tratamiento biológico de aguas residuales las características se mencionan en las tablas 3, 4y 5:

Tabla 3: Características típicas de unidades de tratamiento de aguas (Reed, sf)

Tecnología	Tiempo de detención (días)	Profundidad (ft)	Carga orgánica lb/día
Laguna de Oxidación	10-40	3-4.5	36-110
Laguna facultativa	25-180	4.5-7.5	20-60
Laguna Aerada	7-20	6-18	45-180
Tanque de Almacenamiento	100-200	9-15	20-60
Estanque Jacinto	30-50	<4.5	<45

Tabla 4: Comparación de distintos tipos de tratamientos biológicos (Pérez, sf)

Proceso	Necesidad de oxígeno	Volumen de reactor (m ³)	Tiempo de retención(h)	Eficiencia(materia orgánica)
Lodos Activados	Aire Presurizado	10	4-6	90-95%
Biodiscos rotatorios	Aire Presurizado	1	1-3	90-95%
Tanque Ascendente	No	2	24	50-60%
Filtración Anaeróbica	No	2	36	40-50%
Tanque Séptico	No	2	36	25%
Cultivo hidropónico	Aeróbico/ Anaeróbico	6	12	65-75%

Tabla 5: Ventajas y desventajas de los distintos tratamientos biológicos (Pérez, sf)

Tipo de Tratamiento	Ventajas	Desventajas
Laguna de estabilización	Costo de inversión Bajo Costo de operación y mantenimiento bajo Poco apoyo de mantenimiento	Área larga de terreno Puede producir olores desagradables
Lagunas Aireadas	Requiere relativamente pequeña área Produce relativamente pocos olores	Requiere maquinaria para airear Produce efluentes con alto contenido en sólidos suspendidos
Tanques sépticos	Se puede usar en casas individuales Fácil de operar y construir Se puede construir en áreas rurales	Es tratamiento poco eficiente Se debe bombear ocasionalmente Requiere un terreno para disposición para lodos y residuos sépticos
Humedales	Remueve hasta de sólidos y bacteria Mínimo costo de capital Costo de operación y mantenimiento bajo Requerimiento de mantenimiento bajo	Relativamente largo experimentalmente Requiere remoción periódica de exceso de plantas Mejor utilizada si plantas nativas están disponibles
Sistemas de Filtración	Mínimos requerimientos de área Puede ser usado en escala doméstica Bajo costo Fácil de operar	Requiere dispositivos mecánicos
Reactores biológicos verticales	Alta eficiencia Requiere pequeña área Aplicable para comunidades pequeñas	Alto costo Tecnología compleja Requiere operarios calificados técnicamente para operación y mantenimiento Necesita disponibilidad de partes de repuesto Necesita alto consumo energético
Lodos Activados	Método de Alta eficiencia Requiere pequeña área Aplicable para comunidades pequeñas y para grandes ciudades	Alto costo Requiere área de disposición de lodos Requiere operarios calificados técnicamente para operación y mantenimiento

5.9.2.4 Lodos activados

El lodo activado se refiere a una masa de microorganismos cultivados en el proceso de tratamiento para descomponer la materia orgánica en dióxido de carbono, agua, y otros compuestos inorgánicos. El proceso de lodo activado tiene tres componentes básicos:

- 1) Un reactor en el que los microorganismos se mantienen en suspensión, aireado, y en contacto con los residuos que están tratando
- 2) La separación líquido-sólido
- 3) Un sistema de reciclaje de lodos para el retorno de lodos activados de nuevo al principio del proceso (World Bank Group, 2016).

Mientras que muchas obras de tratamiento de lodos activados se han construido en los países en desarrollo, muy pocos funcionan tan bien como debería. El lodo activado puede ser apropiado cuando se requiere una alta eliminación de materia orgánica. Se necesita presupuesto y personal capacitado para su operación y mantenimiento. El terreno para construcción es escaso o caro. Dado que el lodo activado requiere funcionamiento continuo de los sopladores de oxígeno y bombas de lodo, un suministro de energía constante es un requisito clave. Normalmente, el sistema necesita algún tipo de tratamiento previo, como el cribado y sedimentación primaria (World Bank Group, 2016).

Ventajas: Eficaz eliminación de la DBO, DQO y nutrientes cuando son diseñados profesionalmente y operados de acuerdo a los requerimientos locales. El proceso en sí tiene flexibilidad y con numerosas modificaciones se puede adaptar para satisfacer las necesidades específicas (por ejemplo, para la eliminación de nitrógeno). El lodo activado es la forma mejor documentada y más ampliamente utilizado para el tratamiento secundario de aguas residuales (World Bank Group, 2016).

Desventajas: caro en costos de operación y mantenimiento, requiere un suministro constante de energía, operarios entrenados que sirvan para supervisar el sistema

y reaccionar a los cambios de inmediato, y la disponibilidad de piezas de repuesto y los productos químicos requeridos en el tratamiento pueden ser un obstáculo. El historial de las plantas de lodos activados en el mundo en países en desarrollo es muy pobre, y pocos funcionan como el diseño planeado (World Bank Group, 2016)

5.9.2.5 Lodos activados lecho fijo

La tecnología de película fija integrada de lodos activados (IFAS) por sus siglas en inglés ofrece biomasa adicional dentro de una instalación con el fin de cumplir con los parámetros del efluente para aumentar la carga de entrada sin la necesidad de aumentar el volumen del reactor. Las prácticas industriales para el mejoramiento de las plantas de tratamiento de aguas residuales por lo general se centran en aumentar el volumen del biorreactor para proporcionar población bacteriana adicional que se requiere para satisfacer las necesidades cinéticas del sistema. Sin embargo, los diseñadores a menudo se encuentran con limitaciones en la concentración de biomasa que se puede llevar en el sistema de crecimiento suspendido. La ventaja de los procesos de biopelícula en comparación con los procesos de lodos activados es que las zonas anaerobias, anóxicas y aerobias se pueden combinar en una sola etapa (Brentwood, 2009).

El proceso IFAS combina las ventajas de un sistema de lodos activados convencional con las ventajas de los sistemas de biopelícula mediante la combinación de las dos tecnologías en un único reactor. Típicamente, una configuración IFAS será similar a una planta de lodos activados, con portadores de biomasa introducidos en zonas cuidadosamente seleccionados en el proceso de lodos activados. Esto permite que dos poblaciones biológicas distintas actúen de forma sinérgica, con los sólidos suspendidos mixtos que degradan la mayoría de la DBO, y la creación de una población en la biopelícula fuertemente nitrificantes para la oxidación de la carga nitrogenada (NH_4^+) (AQWISE, 2010).

Para las nuevas instalaciones de sistemas IFAS por lo general requieren menos volumen y por lo tanto tienen un menor costo de capital que un sistema de lodos activados lecho suspendido. Para las modificaciones de los sistemas existentes de



lodos activados para hacer frente a una mayor capacidad o la mejora de eliminación biológica de nutrientes. Los sistemas de IFAS evitan un costo asociado con el volumen adicional, en comparación con lecho suspendido. Los sistemas IFAS requieren poco o nada de costos operativos adicionales o personal que opera sobre lodos activados convencional. Sin embargo, la necesidad de suministro de oxígeno se mantiene (Brentwood, 2009).

Los sistemas dispersos requieren gastos de componentes adicionales, tales como tamices de los medios de retención, cuchillas de aire, y / o bombas para la regeneración de la esponja.. Una verdadera comparación del costo de capital de los diferentes sistemas de medios IFAS debe mirar el costo de la eliminación de una carga de nitrógeno amoniacal dado. Sobre la base de los mejores sistemas disponibles en la actualidad, el costo del tratamiento por libra de nitrógeno amoniacal eliminado por día en un sistema IFAS medio fijo es aproximadamente 1/3 menos que el costo del tratamiento por libra de nitrógeno amoniacal eliminado por lecho suspendido (Brentwood, 2009).

La tabla 6 muestra las principales características de los lodos activados de lecho fijo.

Tabla 6: Características de lecho fijo

Principio de trabajo	Es similar a lodos activados en lecho fijo, pero la biomasa fija combina las zonas aeróbicas, anaeróbicas y anóxicas incrementa el tiempo de retención promoviendo mejores resultados de nitrificación comparado con lecho suspendido.
Capacidad	Estas tecnologías son mayoritariamente usadas para mejorar plantas de tratamiento especializadas en remoción de oxígeno
Desempeño	La biomasa añadida mejora el desempeño en las plantas nitrificantes y permite a las plantas no nitrificantes a nitrificar.
Costos	Muy altos en costos de construcción y mantenimiento dado a requieren alto consumo energético, partes mecánicas y operarios capacitados permanentemente
Compatibilidad	Muy baja y las partes de sistema no son localizables localmente
Principal Fortaleza	Remueve eficientemente un amplio rango de aguas residuales. Puede ser usada para mejorar plantas de tratamiento existentes
Principal debilidad	Requiere manejo y operación de expertos. Repuestos mecánicos no tan fáciles de encontrar. Requiere de mucha energía

5.10 Tipos de soporte de reactor biológico

Una clasificación general de los sistemas de tratamiento de aguas residuales incluye los reactores de biomasa suspendida y los de biomasa fija. Estos últimos tienen diversas ventajas con respecto a los sistemas en suspensión, dentro de las cuales se puede destacar: una mayor acumulación de biomasa por metro cúbico de reactor, mayor capacidad de tratamiento de la carga orgánica de contaminante en un menor volumen, tolerancia a fluctuaciones de contaminantes tóxicos, además, previene el lavado de células en procesos continuos (Gómez-De Jesús, y otros, 2009).

Para el correcto funcionamiento de los reactores biológicos de biopelícula en el tratamiento de aguas residuales, son requeridos soportes específicos para contener la biomasa en desarrollo; el tipo de soportes a utilizar pueden ser desde piedras de río hasta soportes muy específicos de plástico en donde la biomasa pueda adherirse y desarrollarse. En la actualidad existen estudios realizados con soportes de materiales fibrosos no tejidos; estos han demostrado tener una mejor retención de biomasa, y un mayor tiempo de permanencia de la misma. Existen estudios realizados con otro tipo de soportes porosos para biomasa, que han mostrado tener características similares a las fibras no tejidas, y que nos proporcionan información sobre la eficiencia que tienen este tipo de materiales para el desarrollo de la biopelícula (Water Environment Federation, 2011).

Entre las principales ventajas que presentan este tipo de soportes se encuentran, la alta área superficial, alta porosidad, bajo costo, y resistencia mecánica del material. Otras características a mencionar para los soportes no tejidos son la alta concentración de biomasa que puede contener, alta eficiencia de transferencia de masa, alta velocidad de carga, y menor área ocupada dentro del reactor (Xiao, Peng, & Yang, 2011).

Los portadores de biopelícula (Kaldnes¹) son hechos de polipropileno y polietileno de alta densidad, tienen una alta área superficial y una densidad ligeramente menor o mayor que $1 \cdot 10^{-3} \text{ Kg/m}^3$ la distancia 7 (mm), diámetro, 10 (mm) y el área proyectada $500 \text{ (m}^2/\text{m}^3)$ de los portadores de biopelícula. Una ventaja importante de reactor de biopelícula de lecho móvil (MBBR) es que la fracción de llenado de los portadores de biopelícula en el reactor puede estar sujeta a preferencias. Con el fin de ser capaz de mover la suspensión portadora libremente, se recomienda que las fracciones de llenado deben ser debajo 70% (Rusten, 2006) .La primera instalación en MBBR entró en funcionamiento a principios de 1990 en Noruega y luego se desarrolló en Europa y los Estados Unidos de América. En el año 2000, se han registrado más de 400 plantas de tratamiento de aguas residuales a gran escala sobre la base de este proceso en funcionamiento en 22 países diferentes de todo el mundo (World Bank Group, 2016).

5.11 Biopelícula

Las biopelículas son comunidades microbianas estructuradas compuestas de grupos de células suspendidas en una matriz polimérica hidratada de producción propia de densidad variable y atravesadas por canales. Las biopelículas tienen una función importante en el tratamiento de aguas residuales, ya que forman la base de diversos reactores aeróbicos y anaeróbicos y se caracterizan por su viabilidad y eficiencia. Los contaminantes son procesados en condiciones anaerobias y se eliminan a través de la cadena alimentaria compleja establecida dentro de la biopelícula. En consecuencia, la eficiencia del proceso es el resultado de la diversidad microbiana de biopelícula (Fernández, Díaz, Amils, & al., 2008). Los procesos de biopelícula son cada vez más favorecidos en lugar de los procesos de lodos activados (Ødegaard, 2006).

Hay varias razones para ello, tales como:

- ❖ La planta de tratamiento requiere menos espacio (un importante factor de costo).
- ❖ La biomasa adherida vuelve más especializada (mayor concentración de relevante de microorganismos) en un punto dado en el tren proceso, porque no hay recirculación de la biomasa.
- ❖ Ya hay muchos diferentes sistemas de biopelícula en uso, tales como filtros de goteo, contactores biológicos (RBC), biofiltros en medio granular, reactores de lecho fluidizado (Ødegaard, 2006).
- ❖ El transporte puede ser por difusión, sedimentación gravitacional, o convección de fluidos. Las biopelículas pueden o no pueden cubrir uniformemente el sustrato y mínimamente consistir en una, pero por lo general múltiples capas de microorganismos vivos y muertos (Ivnitskya, y otros, 2005).

El espesor de Biopelícula depende del volumen de la biomasa fijo y varía durante las diferentes etapas del crecimiento de biopelícula. En la mayoría de los casos, el desarrollo de biopelícula puede ser descrita por una curva sigmoidea. De los

cuales la meseta representa el espesor estacionario o espesor crítico de la biopelícula. Este grosor depende de las condiciones hidrodinámicas y de funcionamiento y puede ser mayor que el espesor "activo" de biopelícula debido a las limitaciones de difusión. Cabe señalar que las proteínas están también presentes en la matriz extracelular, que constituye hasta un 10-15% de su masa total (Weber, Ludwig, Schleifer, & Fried, 2007).

5.12 Nitrificación/desnitrificación en biopelícula.

La eliminación de nitrógeno se realiza casi exclusivamente biológicamente. La eliminación total de nitrógeno en plantas de tratamiento de aguas residuales es mayor comúnmente y económicamente más logrado en un sistema de dos etapas, es decir, la nitrificación y la desnitrificación. El proceso de nitrificación transforma nitrógeno amoniacal al ion nitrato, que después con proceso de desnitrificación se convierte nitrógeno. Estos dos procesos se llevan a cabo por lo general en diferentes reactores porque la nitrificación se produce en condiciones aeróbicas mientras la desnitrificación prevalece en la ausencia de oxígeno. Sin embargo, estudios recientes han revelado que pueden ocurrir estos dos pasos importantes simultáneamente en el mismo reactor. Este proceso se ha denominado nitrificación/desnitrificación simultánea (Wang, y otros, 2006).

Los procesos de biopelícula han demostrado ser fiables para la remoción orgánica de carbono y la eliminación de nitrógeno sin algunos de los problemas de los procesos de lodos activados. Los reactores de biopelícula son especialmente útiles cuando los microorganismos de crecimiento lento como nitrificantes tienen que estar protegidos en un proceso de tratamiento de aguas residuales. Tanto la nitrificación y desnitrificación han tenido éxito individualmente en el reactor de biopelícula (Wang, y otros, 2006).

Al usar biopelícula en aguas residuales que contienen carbono orgánico y amoníaco, la zona aeróbica cerca de la membrana de la interfase de la biopelícula apoyaría la nitrificación; la zona anóxica lejana de la interfaz de biopelícula-líquido permitiría desnitrificación. Por lo tanto, el reactor se puede utilizar para la

nitrificación y desnitrificación simultánea en un único recipiente, un reactor sin ajuste de pH y es un sistema de reactor compacto (Bassin & Dezotti, 2011).

5.13 Anammox en biopelícula

El proceso anammox puede realizarse como un proceso de una etapa o de dos etapas. En un proceso de anammox de una etapa, la biomasa forma normalmente una biopelícula para permitir el funcionamiento simultáneo de procesos de nitrificación/desnitrificación y/o anammox. La biopelícula puede estar en forma de gránulos o crecer en soportes. En un proceso anammox en una etapa, existen oxidantes de amonio en la capa externa de la biopelícula y las bacterias anammox están presentes en la capa interna. Por lo tanto, las bacterias del anammox pueden evitar el oxígeno, que puede causar el efecto de la inhibición estas bacterias (Winkler, y otros, 2012).

Un proceso anammox en una etapa para el tratamiento de agua residual con alto contenido de nitrógeno amoniacal, como los residuos de la digestión de lodos anaeróbicos, trae ahorros suplementarios de carbono, hasta un 60 por ciento menos de consumo de energía y hasta un 90 por ciento de reducción en la producción de lodos en comparación del tratamiento convencional de nitrificación/desnitrificación. (Thomson, 2016)

El proceso anammox ha demostrado proporcionar un "atajo" natural en el proceso de desnitrificación. El proceso consiste en una reacción de nitrificación aeróbica y una reacción de oxidación anóxica del amoníaco. Los dos pasos tienen lugar simultáneamente en diferentes capas de la biopelícula, la nitrificación se produce en la capa externa de la biopelícula. Aproximadamente el 55 por ciento del nitrógeno amoniacal en el agua residual se oxida a nitrito (NO_2^-), y la actividad anammox se produce en la capa interna. El nitrito producido y el amoníaco restante son utilizados por las bacterias anammox y convertidos en gas nitrógeno (N_2) y una pequeña cantidad de nitrato (NO_3^-). El uso de biopelículas permite que este proceso de dos pasos se produzca en un reactor único, robusto y eficiente en

energía, que sea fácil de manejar (Thomson, 2016). La figura 5 muestra el proceso anammox en una biopelícula.

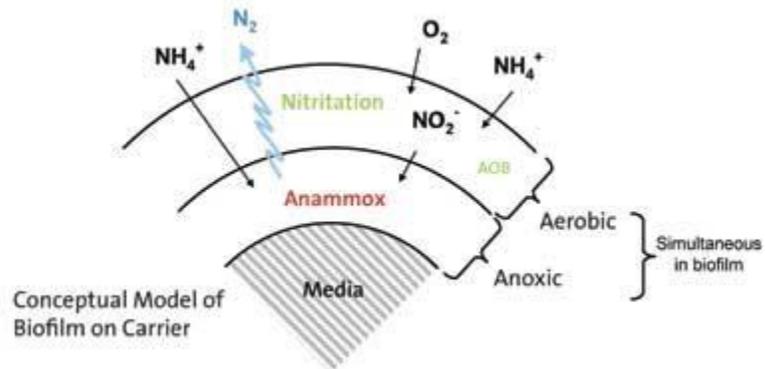


Figura 5: Anammox en biopelícula

6 Metodología

La Universidad Nacional Autónoma de México cuenta con una planta de tratamiento de Aguas residuales, esta planta recolecta y trata las aguas residuales generadas en Ciudad Universitaria y colonias aledañas. La planta cuenta con un tratamiento primario de separación de sólidos, un tratamiento secundario donde se encuentra un reactor biológico y un proceso de desinfección final. Las aguas tratadas por esta planta son utilizadas para el riego de las áreas verdes de Ciudad Universitaria. Allí, en la planta de tratamiento de aguas Residuales de la UNAM se encuentra el reactor tubular de biopelícula.

6.1 Reactor tubular de biopelícula

El reactor consta de 5 módulos hechos de tubos . En cada módulo se encuentra una estructura armada de fibra no tejida; el área de esta fibra es de 15.7 m². Esa fibra no tejida es soporte necesario para el crecimiento de los microorganismos en una biopelícula. En la figura 6 se muestra el arreglo de fibra presente en los 5 módulos del reactor. En la alimentación del reactor cuenta con un tubo Venturi para suministrar aire al reactor. El volumen del reactor es 225 L. En la figura 7 se muestra el reactor tubular de biopelícula.



Figura 6: Estructura de fibra no tejida dentro del reactor tubular de biopelícula.



Figura 7: Reactor tubular de biopelícula.

6.2 Condiciones de operación.

El reactor tubular de biopelícula es alimentado por el efluente del tratamiento primario del tratamiento de aguas residuales de la UNAM. El agua residual

atraviesa por un filtro que remueve sólidos suspendidos y materia flotante que no retira el tratamiento primario. Esto se realiza para evitar una falla en la hidrodinámica del sistema. Después del filtro el agua residual llega al tanque de alimentación donde es alimenta al reactor tubular de biopelícula. El agua fluye a través de los módulos en los que se encuentran las fibras. El sustrato presente en el agua residual se transporta en la fibra por difusión, mientras el flujo continúa a través de los módulos en el reactor tubular de biopelícula. El sustrato entra en la fibra, los microorganismos consumen el sustrato aprovechando el oxígeno disuelto presente en el agua. La fibra provee soporte para el crecimiento de los microorganismos y protección para el esfuerzo cortante producido por el flujo del agua. A la salida del reactor tubular de biopelícula se añadió una válvula para controlar el flujo de salida. Con esta válvula se pudo añadir una recirculación de agua de salida al tanque de alimentación. La operación se realizó en tres etapas. La primera empezando el 27 de enero acabando el 4 de marzo. La segunda etapa empezando el 6 de marzo y terminado el 22 de abril. La tercera etapa empezando el 13 de junio terminando el 22 de julio. La figura 8 muestra un esquema de operación del reactor tubular de biopelícula.

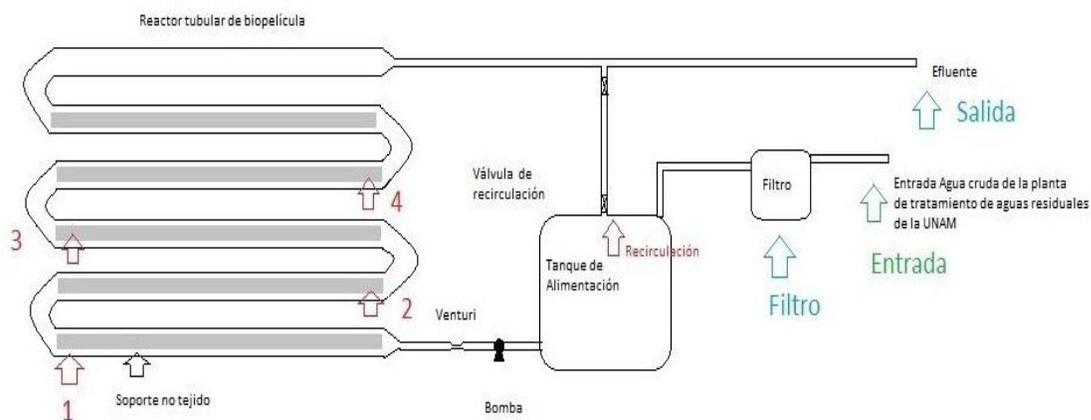


Figura 8: Esquema de tratamiento de agua del reactor tubular de biopelícula



6.3 Muestreo

El muestreo se realizó una vez cada 24 horas. Se muestreó en distintos puntos del sistema. Los puntos marcados en color rojo se midió el parámetro de oxígeno disuelto. En los puntos marcados en color azul se midieron los siguientes parámetros: nitrógeno amoniacal, nitrógeno orgánico, nitratos, nitritos, DQO y pH. En el punto marcado de color verde se midieron, oxígeno disuelto, nitrógeno amoniacal, nitrógeno orgánico, nitratos, nitritos, DQO y pH.

6.4 Características de las etapas

Se operó un reactor tubular de biopelícula a diferentes cargas orgánicas. El reactor se operó en 3 diferentes valores de flujo a la salida 18 L/min, 9 L/min, 5 L/min las cuales corresponden a 0.08 L/min L, 0.04 L/min L, 0.011 L/min L de carga hidráulica respectivamente, lo cual se consiguió sin recirculación, con 50% de recirculación y 91% de recirculación respectivamente. Estos porcentajes de recirculación representan 11 min, 22 min y 55 min de tiempo de residencia en el reactor tubular de biopelícula. Se consideró una bomba de $\frac{1}{2}$ hp de potencia para el flujo en el reactor tubular de biopelícula. En este periodo de operación no se presentó una succión de aire adecuada en el tubo Venturi por lo cual se optó por sustituir la bomba de alimentación por una de mayor potencia (1hP) para aumentar el gradiente de presión y mejorar la succión de aire. La figura 9 muestra las actividades realizadas.

6.5 Actividades realizadas en la operación.

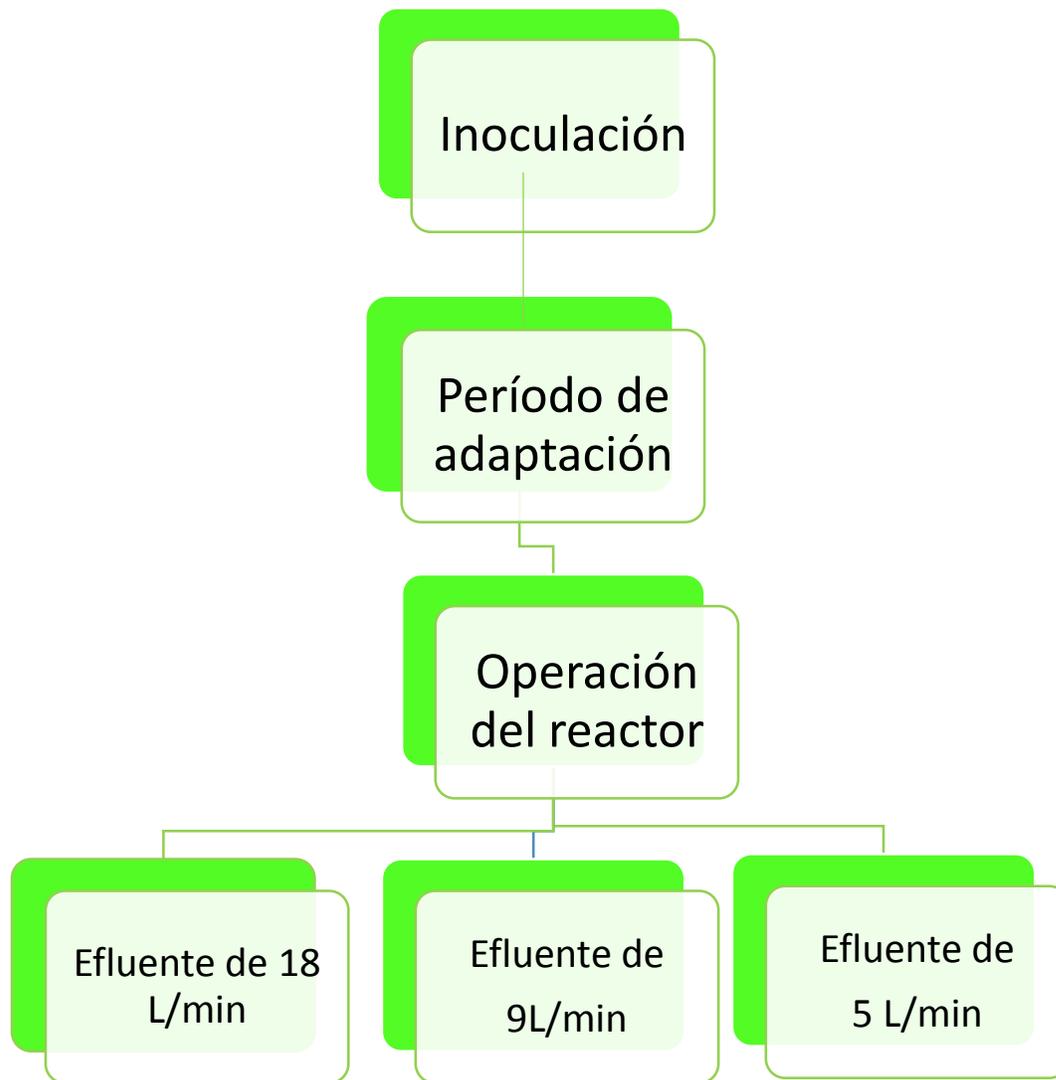


Figura 9: Actividades realizadas en la experimentación en el reactor tubular de biopelícula.

6.5.1 Inoculación

Se realizó la recolección de lodos biológicos en la planta de tratamiento de aguas residuales de la UNAM, después los lodos se añadieron en el tanque de alimentación del reactor junto con agua residual. El volumen de la mezcla de lodos junto con agua residual cruda fue de 225 L. Se dejó a recirculación total durante 24 h. Los microorganismos presentes en los lodos circularon a través de los 5 módulos presentes en el reactor tubular de biopelícula. En estos módulos se encuentran presentes los soportes fibrosos. En estos soportes crecieron los

microorganismos necesarios para realizar el proceso biológico de tratamiento de aguas residuales.

6.5.2 Período de adaptación

Después de la inoculación de lodos dentro de las fibras se estableció un período para el crecimiento de microorganismos en las fibras. Se alimentó con agua residual como nutriente para los microorganismos. Esta etapa duró 20 días.

6.5.3 Efluente de 18 L/min

Ya habiendo incubado el reactor tubular de biopelícula se operó con un flujo de 18 L/min y una bomba de $\frac{1}{2}$ hp en operación continua para asegurar el contacto con el sustrato en el reactor. En esta etapa de operación se midieron los siguientes parámetros: pH, DQO, Nitrógeno Amoniacal y Nitratos. Esta etapa duró 25 días. El tiempo de residencia en el reactor en esta etapa fue de 11 minutos.

6.5.4 Efluente de 9 L/min

En la segunda etapa se añadió un reflujo de 9 L/min (50%) para aumentar el tiempo de residencia en el reactor tubular de biopelícula, en este período se mantuvo la bomba de $\frac{1}{2}$ hp y se elevó la remoción de materia orgánica y nitrógeno amoniacal. En esta etapa de operación se midieron los siguientes parámetros: pH, DQO, Nitrógeno Amoniacal, Nitratos y Nitratos. Esta etapa duró 33 días. El tiempo de residencia en el reactor en esta etapa fue de 22 minutos.

6.5.5 Efluente de 5 L/min

En la tercera etapa se cambió la bomba por una bomba de 1 hp para aumentar el flujo de aire en el tubo Venturi y aumentará la concentración de oxígeno en el reactor tubular de biopelícula necesaria para los microorganismos en el reactor y se pudiera llevar a cabo la remoción de contaminantes, nutrientes y materia suspendida. Al aumentar el flujo, aumenta la velocidad y disminuye el tiempo de residencia dentro del reactor. Para contrarrestar este efecto se redujo el efluente a

5 L/min (9%). En esta etapa de operación se midieron los siguientes parámetros: pH, DQO, Oxígeno Disuelto, Nitrógeno Amoniacal, Nitratos, Nitratos y Nitrógeno Total Kjeldahl. Esta etapa duró 29 días. . El tiempo de residencia en el reactor en esta etapa fue de 55 minutos.

6.6 Parámetros analizados

La ejecución de los análisis de los parámetros a mencionar se realizó en el laboratorio de Ingeniería Química Ambiental y Química Ambiental; el cuál se encuentra ubicados en el Conjunto “E” de Facultad de Química de la Universidad Nacional Autónoma de México. Los parámetros medidos se mencionan en la tabla 7. Los resultados se muestran en la sección 7.

Tabla 7: Parámetros, las frecuencias y el número de registros tomados durante la parte experimental

Parámetro	Método	Frecuencia	Registros
pH	pH metro Orión 2 Star	Lunes a Viernes	84
Oxígeno Disuelto	Medidor de oxígeno Oakton DO 110	Lunes a Viernes	29
DQO	NMX-AA-030-SCFI-2001	Lunes a Viernes	87
Nitrógeno Amoniacal	NMX-AA-026-SCFI-2010	Lunes a Viernes	87
Nitratos	NMX-AA-082-1986	Lunes a Viernes	83
Nitritos	NMX-AA-154-SCFI-2011	Lunes a Viernes	55
Nitrógeno Orgánico	NMX-AA-026-SCFI-2010	Lunes a Viernes	29

7.- Resultados

El reactor biológico se operó en tres etapas en condiciones de flujo distintas y a distintas cargas de nitrógeno. Se caracterizaron los parámetros siguientes: pH, oxígeno disuelto, Demanda Química de oxígeno, nitrógeno amoniacal, nitratos, nitritos, nitrógeno total Kjeldahl los resultados se muestran en esta sección.

7.1 Condiciones

7.1.1 pH

En la figura 10 se muestran los valores promedios de pH para el agua residual de alimentación, filtro y tratada por el reactor con sus máximos y mínimos del total de los valores obtenidos en el transcurso en las tres etapas de operación y evaluación del sistema. En la figura 10 se puede observar una disminución del pH de salida en comparación al pH de entrada.

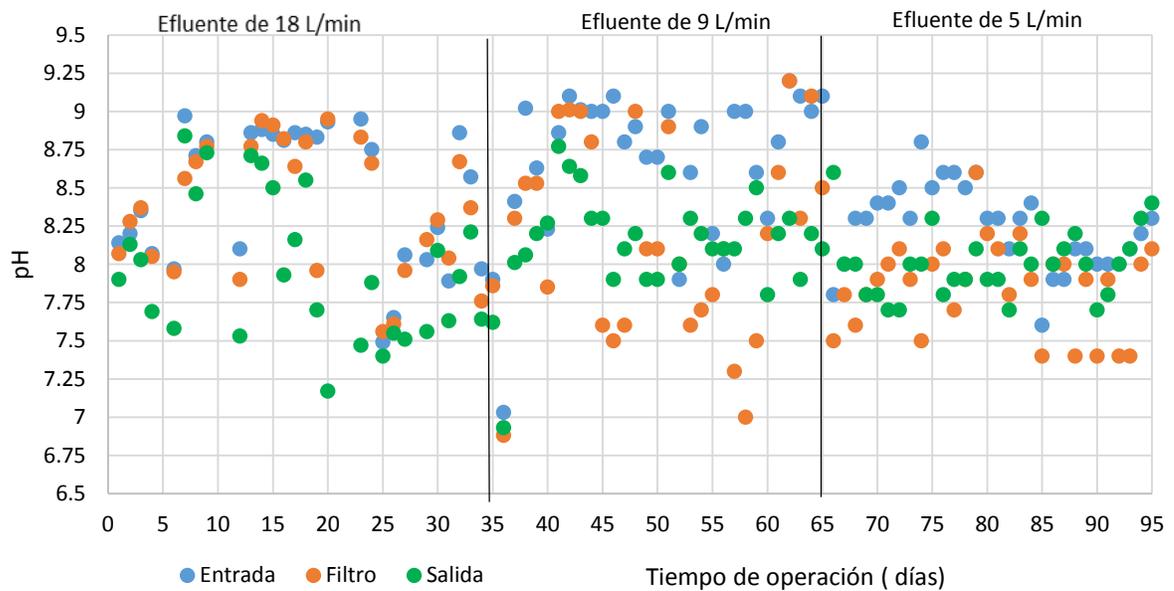


Figura 10: pH en las tres etapas de operación. Con la colaboración de (Rivero Losoya, 2017).

7.1.2 Oxígeno disuelto

La figura 11 muestra los valores de oxígeno disuelto a lo largo de 4 puntos de muestreo en el reactor. El muestreo también se llevó a cabo en la alimentación del reactor y en la recirculación del reactor. En la figura se observa un aumento en la aireación en el primer módulo comparado con la entrada. Esta cantidad disminuye conforme transcurre en los módulos en el reactor.

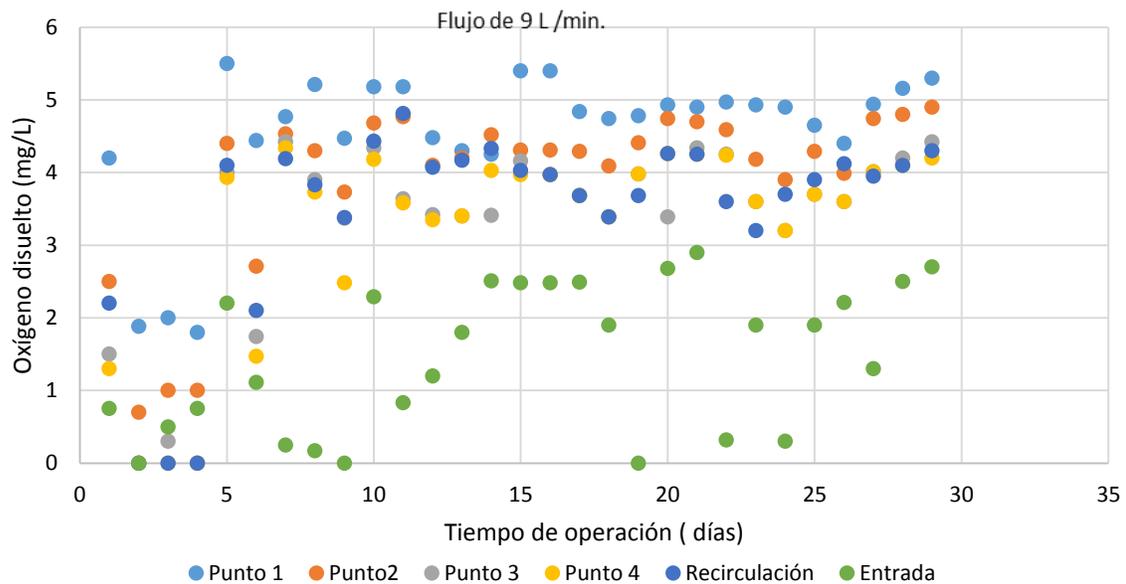


Figura 11: Oxígeno disuelto en (mg/L) en la tercera etapa de operación del reactor. Con la colaboración de (Rivero Losoya, 2017).

7.2. Materia orgánica

7.2.1 DQO

La figura 12 muestra la demanda química de oxígeno en el efluente de la planta, la alimentación del reactor y la salida del reactor. En la primera etapa la cantidad de demanda química de oxígeno en la entrada fue similar. Se puede observar una disminución en la cantidad de Demanda Química de Oxígeno en la salida. La figura 13 muestra el porcentaje de remoción de la demanda química de oxígeno en las tres etapas de operación en el reactor. Se puede observar un aumento en la remoción conforme avanzaban los días de etapa de operación. La medición de la

DQO en la evaluación de compuestos de nitrógeno es un parámetro importante porque la oxidación de nitrógeno amoniacal a nitritos y nitratos forma una parte importante en la DQO.

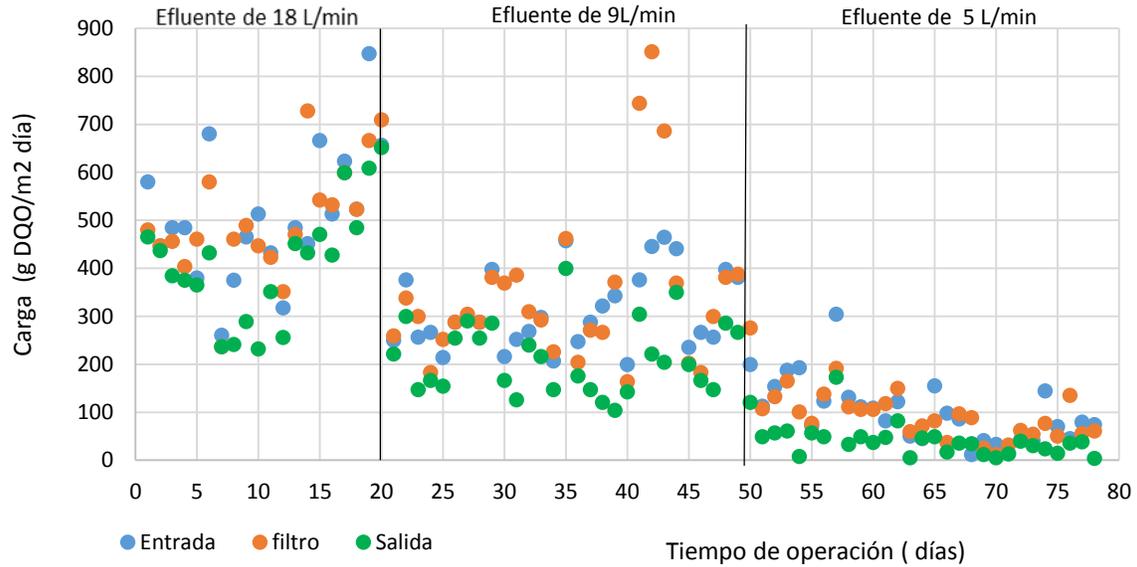


Figura 12: Demanda química de oxígeno en las tres etapas de operación .
Con la colaboración de (Rivero Losoya, 2017)

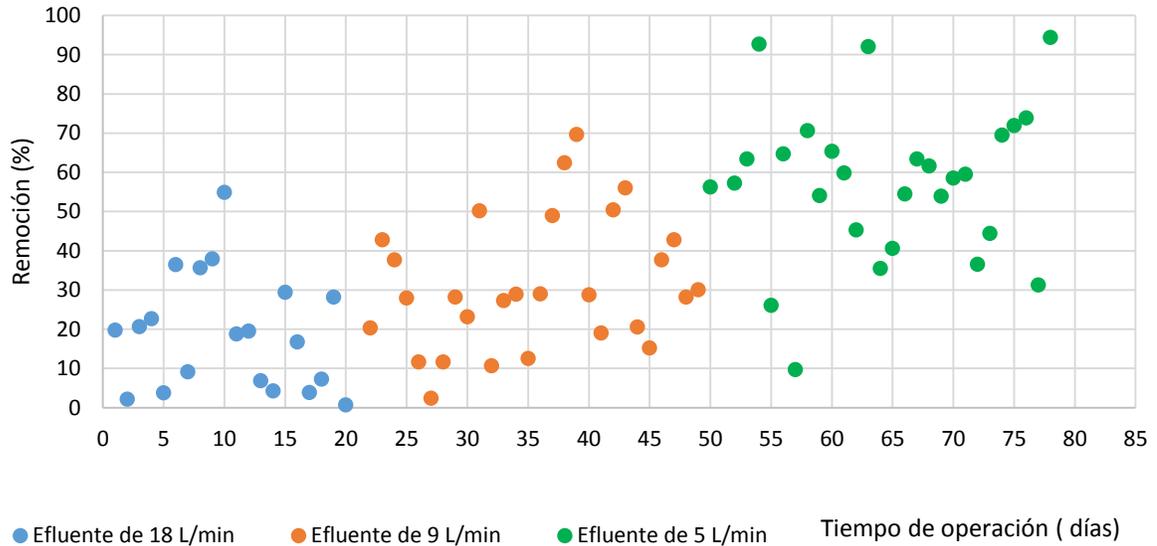


Figura 13: Remoción de demanda química de oxígeno (%) en las tres etapas de operación.
Con la colaboración de (Rivero Losoya, 2017)



7.2.2. Nitrógeno amoniacal

En la figura 14 se muestran los resultados de nitrógeno amoniacal en las tres etapas de operación del reactor. Se observan cantidades más bajas de nitrógeno en la salida del reactor en comparación de la entrada. La figura 15 representa el porcentaje de remoción de nitrógeno amoniacal en las tres etapas. Se observa una remoción incompleta en la primera etapa, mientras en la segunda y tercera etapa es completa.

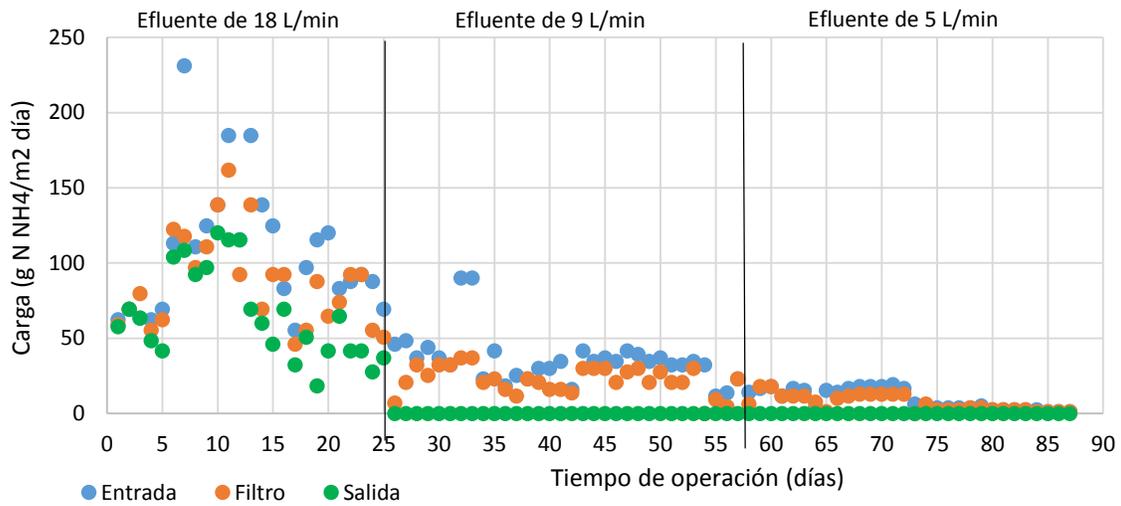


Figura 14: Contenido de nitrógeno amoniacal en las tres etapas de operación.

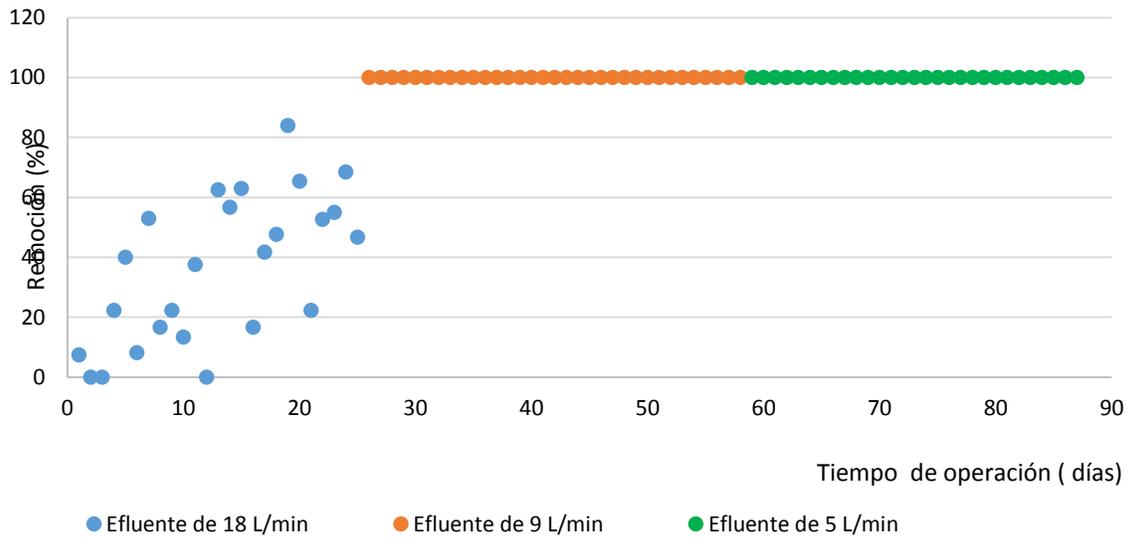


Figura 15: Remoción de nitrógeno amoniacal en las tres etapas de operación.

7.2.3 Nitratos

En la figura 16 se muestran los nitratos en las tres etapas de operación en el reactor. Se puede observar presencia de nitratos en la primera etapa de operación en el reactor y su presencia disminuye en la segunda etapa de operación. En la tercera etapa la presencia de nitratos es prácticamente nula.

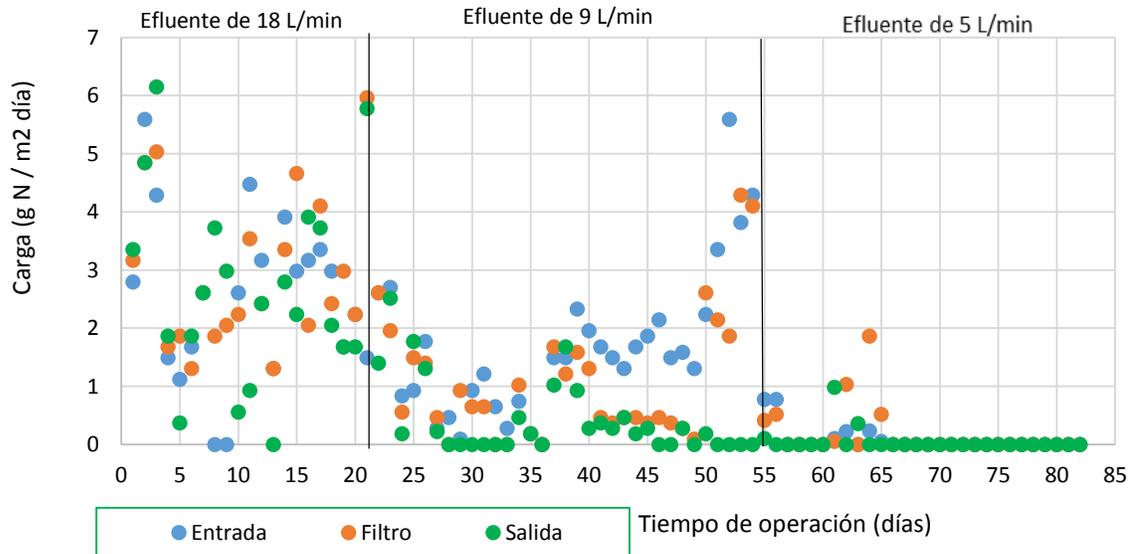


Figura 16: Contenido de nitratos en las tres etapas de operación.

7.2.4 Nitritos

En la figura 17 se muestra la presencia de nitritos en la segunda y tercera etapa de operación. Se observa en la segunda etapa no hubo presencia de nitritos. En la tercera etapa se observa un aumento de nitritos en los primeros días.

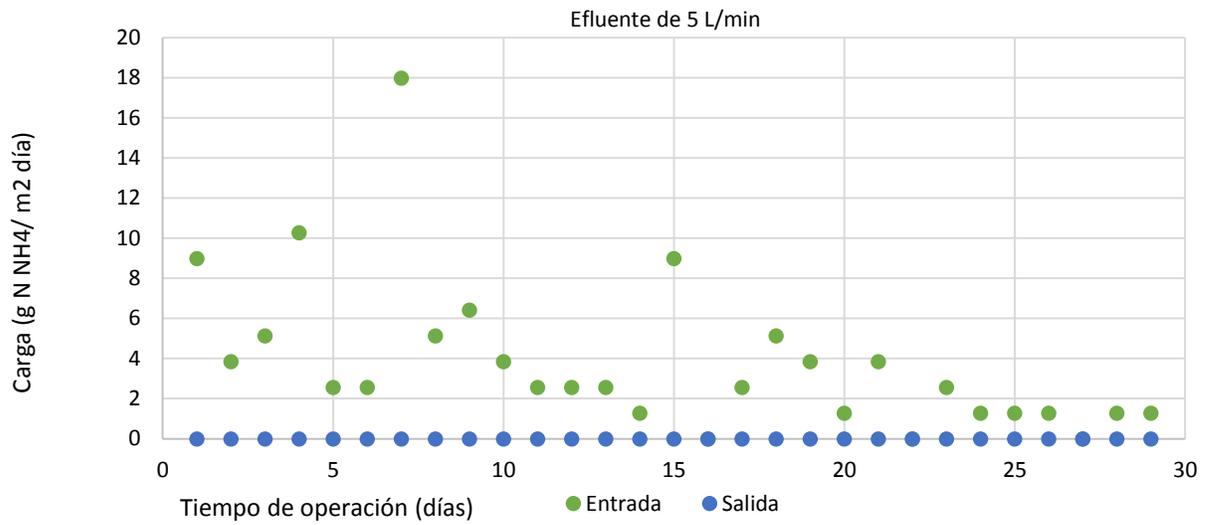


Figura 18: Nitrógeno orgánico en la tercera etapa de operación.

7.2.6 Nitrógeno total Kjeldahl

La figura 19 muestra la presencia de nitrógeno total Kjeldahl en la tercera etapa de operación. Se puede observar una disminución en la cantidad de salida en comparación de la entrada.

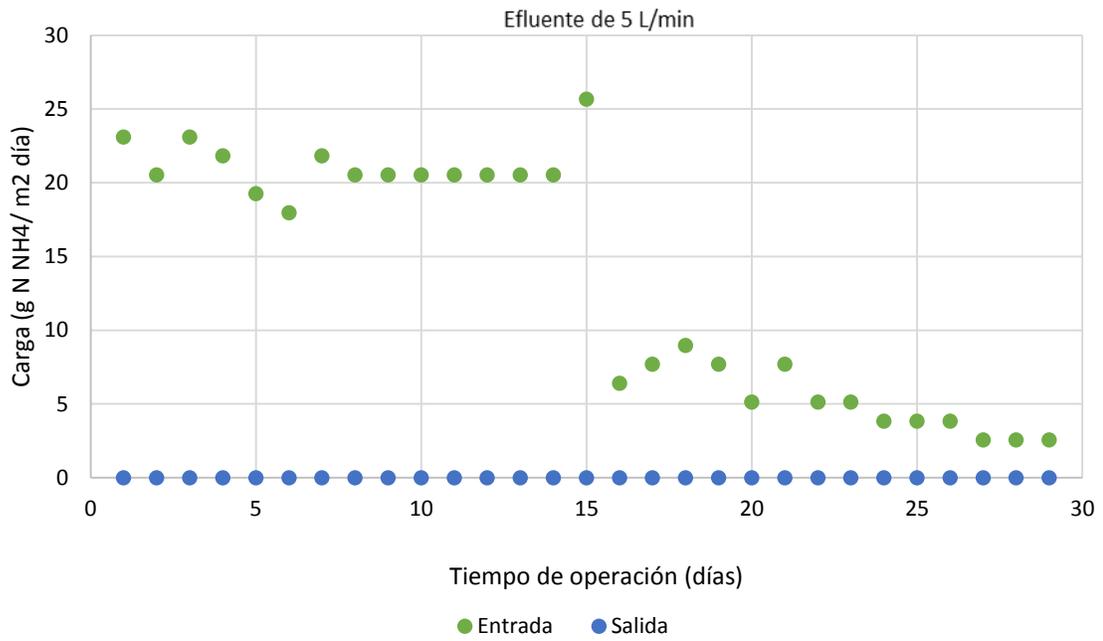


Figura 19: Nitrógeno total Kjeldahl en la tercera etapa de operación.

8 Análisis de resultados

8.1 Análisis de pH

En esta se destaca que el valor del pH del agua efluente del reactor es menos básico que el agua de alimentación. Los valores de pH en la entrada son más altos que los valores presentados en el filtro y la salida. Esta tendencia en los resultados se mantuvo en las tres etapas de operación del reactor. El tratamiento del reactor sirvió como amortiguador del pH. Esta característica amortiguadora es idónea en caso de descarga. Para la evaluación de los compuestos de nitrógeno dentro del reactor el pH es un valor importante puesto que la nitrificación biológica es óptima en un intervalo de operación de 8-8.5 Esta disminución pudiera ser por la nitrificación biológica dentro del reactor. La variación de pH significaría una disminución de la nitrificación dentro del reactor.

8.2 Análisis de Oxígeno Disuelto

La medición de este parámetro indica el consumo de oxígeno en el reactor. Al realizarse el muestreo en varios puntos nos indica el consumo microbiano de oxígeno en los distintos módulos que componen el reactor. El análisis de oxígeno disuelto puede empezar desde el agua proveniente de la salida del filtro. La cantidad de oxígeno disuelto fue la más baja del sistema, cercana a 0. Al ingresar al reactor se aéreo y las condiciones de oxígeno disuelto mejoraron en promedio 3 mg/L A medida que transcurría dentro del reactor la cantidad de oxígeno disuelto disminuía producto del consumo de los microorganismos dentro de las fibras. Esto se midió en los 4 puntos de muestreo. Los módulos 1 y 2 presentaron mayor consumo de oxígeno que los módulos 3 y 4. En la recirculación presentaba una caída, caída en la cual mejoraba sus condiciones de aireación en relación con respecto al cuarto punto de muestreo.

8.3 Análisis de Nitrógeno Amoniacal

En la primera etapa fue irregular debido al tiempo de residencia dentro del reactor (11 min). En esta primera etapa los primeros días de operación la remoción estuvo



por debajo del 60%. Avanzando los días de operación la remoción fue aumentando.

En 3 de los últimos 6 días de la primera etapa se obtuvieron remociones mayores al 60%. La diferencia del día con mayor concentración de nitrógeno amoniacal a la entrada y el día con menor concentración a la entrada fue de 55.47 kg DQO/m² d . Los microorganismos soportaron bien la diferencia de concentración de nitrógeno amoniacal a la entrada. La remoción de la primera etapa fue aumentando con el paso de los días aun así fue irregular por lo cual se determinó que el tiempo de residencia a pesar de no ser adecuado para la remoción total del nitrógeno amoniacal no resultaba ser tan alejado del tiempo necesario para llevar a cabo la remoción total. Basado en este hecho para la segunda etapa se contó con una recirculación del 50%. (22 min de tiempo de residencia). En esta segunda etapa los microorganismos continuaron reproduciéndose y tomando el nitrógeno amoniacal como nutriente necesario para la reproducción.

En la segunda etapa se contó con un mayor tiempo de residencia en el reactor con relación a la primera etapa la remoción aumento hasta ser de 100 % y se mantuvo durante toda la segunda etapa. La diferencia del día con mayor concentración de nitrógeno amoniacal a la entrada y el día con menor concentración a la entrada fue de 11.55 kg DQO/m²d. Los microorganismos soportaron bien la diferencia de concentración de nitrógeno amoniacal a la entrada. En la tercera etapa aumento el refluo a 91% (55 min). Se cambió la bomba de alimentación de ½ hp a una bomba de 1 hp. Este cambio mejoró las condiciones de aeración dentro del reactor. En esta tercera etapa los microorganismos continuaron tomando el nitrógeno amoniacal necesario para su reproducción. En esta tercera etapa se tuvo el período vacacional y de lluvias. Por esas causas disminuyo la concentración de entrada de nitrógeno amoniacal. La diferencia del día con mayor concentración de nitrógeno amoniacal a la entrada y el día con menor concentración a la entrada fue de 1.28 kg DQO/ m²d. El consorcio microbiano soportó bien las bajas concentraciones de nitrógeno amoniacal. Una mayor cantidad de oxígeno, combinado a un mayor tiempo de residencia provocaron que la remoción se



mantuviera en 100 % en toda la tercera etapa. El consorcio microbiano removió el nitrógeno amoniacal del agua residual de manera eficiente en tiempos de residencia de 22 minutos o mayores.

8.4 Análisis de demanda química de oxígeno

La remoción de Demanda Química de Oxígeno en la primera etapa fue irregular. En esta etapa el tiempo de residencia fue de 11 minutos. En esta etapa hubo diferencia significativa en la cantidad en la entrada de Demanda Química de Oxígeno. El día con la mayor concentración fue de 847.12 kg DQO/ m²d. El día con menor concentración de entrada fue de 260.22 kg DQO/ m² d. La diferencia de entrada en ambos días fue de 586.90 kg DQO/ m²d. En la primera etapa la remoción fue menor al 40%. Sólo un día superó esta remoción. Esto fue por dos causas principales; como en el caso del nitrógeno amoniacal el tiempo de residencia fue menor al necesario. La segunda causa fue que la primera etapa fueron los primeros días de operación en el reactor. Los microorganismos se encontraban en proceso de reproducción y aún no se encontraba una cantidad considerable de microorganismos en la fibra. En la segunda etapa se introdujo un reflujo del 50 %. La Demanda Química de Oxígeno presente en esta segunda etapa fue mayor a la presentada en la primera etapa. En esta segunda etapa la variabilidad de concentración en el agua de entrada se mantuvo. El día con la mayor concentración fue de 464.11 kg DQO/ m²d. El día con menor concentración de entrada fue de 206.45 kg DQO/ m²d. La diferencia de entrada en ambos días fue de 257.66 kg DQO/ m²d. El tiempo de residencia aumentó al doble (22 min), el flujo de entrada disminuyó a la mitad. Al aumentar los días se fueron multiplicando los microorganismos dentro de la fibra. El aumento de microorganismos y el aumento de tiempo de residencia provocaron una mejor remoción en la segunda etapa con 7 días mayor a 40%. Los microorganismos respondieron bien al aumento de la materia orgánica y aumentaron la remoción con respecto a la primera etapa. En la tercera etapa se aumentó fue el reflujo a 91 % (tiempo de residencia de 55 min) En la tercera etapa se cambió la bomba de alimentación de ½ hp a una bomba de 1 hp. Este cambio mejoró las condiciones de aeración

dentro del reactor y aumentó el oxígeno necesario para que los microorganismos degradaran la materia orgánica. El día con la mayor concentración fue de 304.23 kg DQO/ m² d. El día con menor concentración de entrada fue de 11.31 kg DQO/ m² d. La diferencia de entrada en ambos días fue de 292.91 kg DQO/ m² d. En la tercera etapa se tuvo el período vacacional y de lluvias por lo cual la materia oxidable bajo en parte de la tercera etapa. El resultado fue la mayor diferencia en la demanda química de oxígeno en las tres etapas. En esta tercera etapa ya se encontraba una cantidad considerable de microorganismos en la fibra aunada a un tiempo de residencia mayor (55 min) y se tuvieron las mejores remociones de las tres etapas, con 12 días mayor al 50 %.

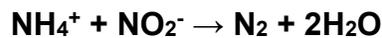
8.5 Nitratos y nitritos

Los nitratos y nitritos son aniones naturales que forman parte del ciclo del nitrógeno. En general los nitratos son solubles en el agua debido a la polaridad del ion la estructura es plana y de alta estabilidad. Por la estructura del ion nitrato, esta forma de nitrógeno más estable termodinámicamente en presencia de oxígeno. Los nitritos son solubles en el agua. El ion nitrito es menos estable que el ion nitrato es muy reactivo y puede actuar como agente oxidante y reductor, por lo que sólo se encuentra en condiciones de baja oxigenación. Esta es la causa de que los nitritos se transformen rápidamente en nitratos y que estos predominen en aguas residuales (Heiskary, Bouchard, & Howard, 2010).

Estas dos especies no se encuentran presentes en las aguas residuales domésticas. Son intermediarios en el proceso de remoción de nitrógeno, por medio del proceso de nitrificación –desnitrificación. El proceso de nitrificación se lleva a cabo en dos partes primero, las bacterias oxidan el nitrógeno amoniacal a nitritos. Estas bacterias son autótrofas, es decir consumen carbono en forma inorgánico (ANUA, 2011).

Los nitritos son oxidados a nitratos por bacterias. Estas bacterias son heterótrofas es decir consumen carbono de compuestos orgánicos. Los nitratos serían reducidos a nitrógeno elemental por un proceso de desnitrificación. Las bacterias responsables de este proceso son autótrofas. El método de nitrificación-

desnitrificación no es la única vía disponible pasara la remoción biológica del nitrógeno. En el proceso anammox el amoniaco funciona como donador de protones y el nitrito como aceptor de electrones (Jetten, y otros, 2009) . El proceso anammox no requiere la oxidación hasta nitratos, ni el carbono orgánico necesario para este fin. Esto se muestra en la ecuación 5 antes mencionada.



5

El proceso anammox requiere menos energía que el proceso de nitrificación-desnitrificación convencional. El menor consumo de energía y la ausencia de materia orgánica para llevar a cabo el proceso, lo hacen más viable que la nitrificación-desnitrificación para llevar a cabo la remoción del nitrógeno (Bertino, 2010).

En la primera etapa de operación se presentó la cantidad más alta de nitratos a pesar que la remoción de nitrógeno no fue más alta de las tres etapas. Esto se debe que en la primera etapa al no contar con recirculación la cantidad de materia orgánica presente en el reactor fue la mayor en las tres etapas. Esta materia orgánica es necesaria para las bacterias nitrobacter puedan oxidar el ion nitrito al ion nitrato. La remoción de nitrógeno amoniacal fue irregular y fue la más baja de las tres etapas. En la segunda etapa ya se caracterizaron los nitritos. En la segunda etapa la introducción de reflujó disminuyó y disminuyó la cantidad de materia orgánica presente en el reactor. En esta segunda etapa se presentó mayor cantidad presente de nitratos que de nitritos. Las nitrobacter se encontraban activadas de la primera etapa y la cantidad fue disminuyendo con forme fueron avanzando.

En la segunda etapa la cantidad de nitritos presente fue baja y se mantuvo constante con forme avanzaba la segunda etapa de operación. La remoción de nitrógeno amoniacal fue de 100 %. La remoción de DQO fue mayor a la segunda etapa. Esta degradación de materia orgánica produjo bióxido de carbono. La constante de solubilidad del bióxido de carbono en agua es de 1.45 g/L muy superior a la cantidad producida en este reactor en orden de mg/L. El dióxido de

carbono disuelto en agua da lugar a la formación de carbonatos y bicarbonatos. Carbono presente en forma inorgánica. Este carbono inorgánico es necesario para la oxidación de nitrógeno amoniacal a nitritos. Con una fracción del nitrógeno amoniacal oxidada a nitritos, otra fracción conservándose como nitrógeno amoniacal y la presencia de carbono inorgánico se favorece la eliminación por anammox más que por nitrificación-desnitrificación. La eliminación por anammox provocó una disminución en la cantidad presente de nitratos, una remoción total de nitrógeno amoniacal y una presencia baja de nitritos. La cantidad de nitritos fue superior a los nitratos en la tercera etapa. Aunque en la tercera etapa se presentaron las mejores condiciones de aireación Las condiciones de materia orgánica favorecen la presencia del proceso anammox. El proceso anammox necesita la presencia de nitritos para llevarse a cabo. La presencia de nitritos es evidencia de este proceso. La figura 20 compara la carga de nitratos y nitritos en la segunda etapa de operación y la figura 21 compara la carga de nitratos y de nitritos en la tercera etapa de operación.

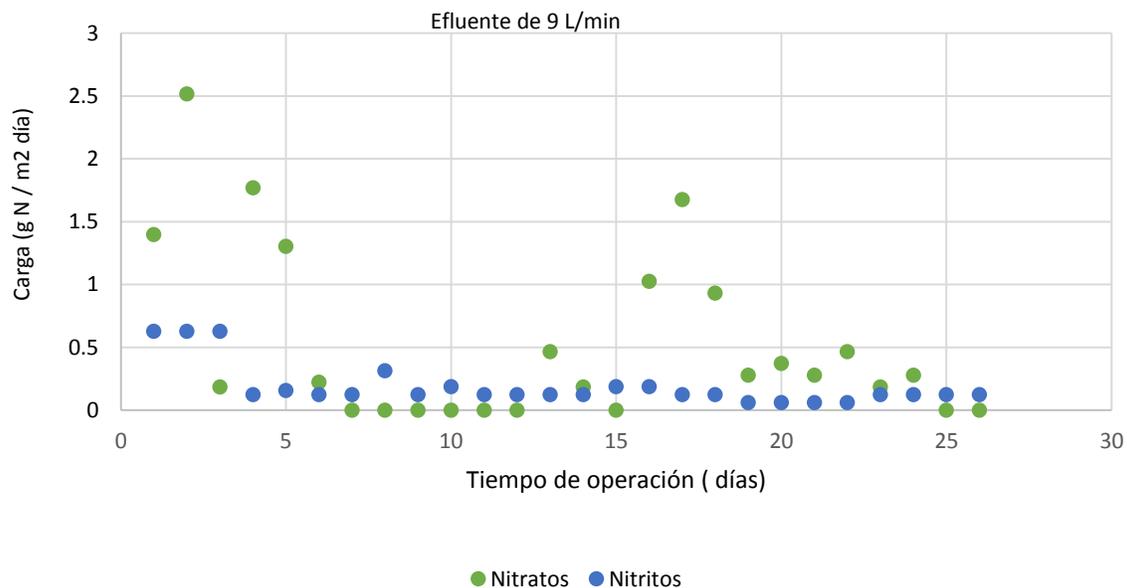


Figura 20: Comparación de nitratos y nitritos en la segunda etapa de operación.

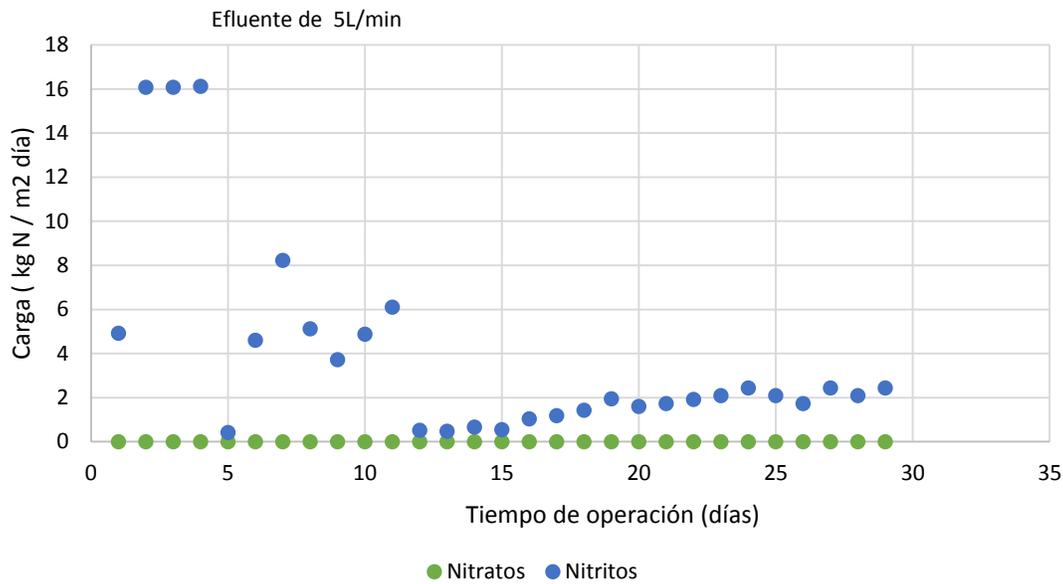


Figura 21: Comparación de nitratos y nitritos en la tercera etapa de operación.

8.6 Comparación de remoción de nitrógeno con la remoción de demanda química de oxígeno

La remoción de nitrógeno es uno de los parámetros más importantes en la viabilidad económica de un reactor. El proceso de remoción de nitrógeno en un reactor de lecho fijo es la tercera parte más económico que el mismo proceso en lodos activados (Brentwood, 2009). Los reactores con lecho fijo reportaron alta remoción de nitrógeno amoniacal. La medición de la demanda química de oxígeno cuantifica un grado de contaminación presente en aguas residuales, materia oxidable para ser exactos. Su cuantificación es importante. Su remoción es indicadora de la eficiencia del reactor. Al formar parte de la DQO el nitrógeno amoniacal es una fracción de este. Por siguiente la cantidad de nitrógeno amoniacal es menor a la cantidad presente de demanda química de oxígeno. El nitrógeno amoniacal es un nutriente necesario para el crecimiento de los microorganismos presentes dentro de la fibra. La materia orgánica se encuentra presente dentro de la DQO funciona como alimento. En la primera etapa del reactor las dos remociones fueron irregulares. Por el poco tiempo de residencia y los pocos microorganismos presentes dentro de la fibra. Aun Así, la remoción de

nitrógeno amoniacal fue más alta que la remoción de la DQO. En la segunda etapa con un mayor tiempo de residencia (22 min) la remoción de nitrógeno amoniacal se realizó de manera completa y la remoción de la DQO fue irregular pero más alta que la primera etapa. También la remoción de ambos parámetros fue más alta debido al incremento de microorganismos dentro de la fibra. En la tercera etapa se cambió la bomba, una bomba de $\frac{1}{2}$ hp por una bomba de 1 hp. Esto cambia las condiciones de aireación dentro del reactor. Como se mencionó anteriormente la aireación no es completamente necesaria para la eliminación de nitrógeno amoniacal dado el proceso anammox. Pero la cantidad de aire si es necesaria para la demanda química de oxígeno puesto que es materia oxidable. El mejoramiento de las condiciones de aireación, junto con un mayor tiempo de residencia (55 min) y mayor cantidad de microorganismos dentro de la fibra produjo la mejor remoción de demanda química de oxígeno. La eficiencia en la remoción del nitrógeno se mantuvo de la remoción de la segunda etapa.

En la tercera etapa se caracterizó el Nitrógeno Total Kjeldahl que es la suma de nitrógeno orgánico más el nitrógeno amoniacal. La fuente principal de nitrógeno orgánico en aguas residuales es la urea. Esta se hidroliza y se convierte en nitrógeno amoniacal y bióxido de carbono. Mayor presencia de nitrógeno amoniacal. En términos generales el reactor removió de manera más satisfactoria el nitrógeno amoniacal a la demanda química de oxígeno. Esto se debió a que la cantidad de nitrógeno amoniacal fue menor a la demanda química de oxígeno. Para remover la demanda química de oxígeno necesita condiciones con aire para removerla, mientras el nitrógeno se puede remover en condiciones con poco oxígeno, por el proceso anammox. Los soportes pueden combinar dos poblaciones biológicas actuar de manera combinada. (Brentwood, 2009) Por esta causa los reactores de lecho fijo son adecuados para la remoción de nitrógeno ya sea por Nitrificación – Desnitrificación o por proceso anammox. La figura 22 compara el porcentaje de remoción de nitrógeno amoniacal y remoción de DQO en las tres etapas de operación del reactor.

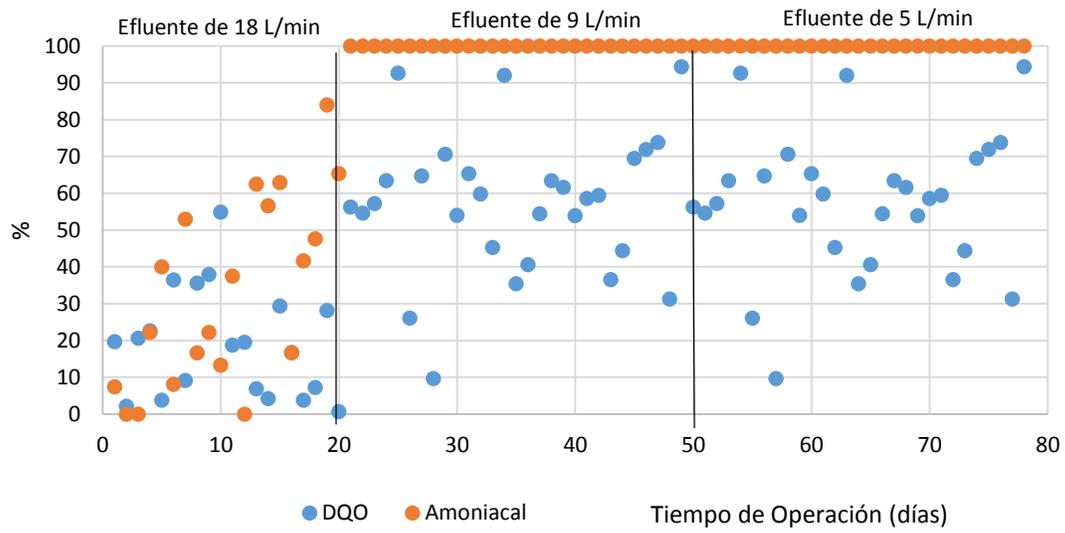


Figura 22: Comparación de la remoción de nitrógeno amoniacal comparada con la remoción de la demanda química de oxígeno en las tres etapas de operación



8.7 Balance de materia

Se realizó el balance de materia para la evaluación completa de la remoción de nitrógeno en la operación del reactor. El balance de materia es para comprobar la remoción total de los compuestos de nitrógeno y no para parámetro de manera individual. El balance se realizó con datos de la tercera etapa de operación (Flujo de 5 L/min) dónde se caracterizaron los cuatro parámetros medidos. Las tablas 8 y 9 muestran el balance de compuestos de nitrógeno a la entrada y salida del reactor tubular de biopelícula.

Día (g N/m ² d)	NTK E (g N/m ² d)	Nitratos (g N/m ² d)	Nitritos (g N/m ² d)	Total (g N/m ² d)
1	23.113	0.777	0.140	24.030
2	20.545	0.777	0.174	21.496
3	23.113	0.000	0.174	23.288
4	21.829	0.000	0.140	21.969
5	19.261	0.000	0.558	19.819
6	17.977	0.000	0.209	18.186
7	21.829	0.104	0.105	22.038
8	20.545	0.223	0.105	20.873
9	20.545	0.000	0.105	20.650
10	20.545	0.233	0.105	20.883
11	20.545	0.052	0.105	20.702
12	20.545	0.000	0.314	20.859
13	20.545	0.000	0.070	20.615
14	20.545	0.000	0.174	20.720
15	25.682	0.000	0.209	25.891
16	6.420	0.000	0.209	6.630
17	7.704	0.000	0.244	7.949
18	8.989	0.000	0.174	9.163
19	7.704	0.000	0.070	7.774
20	5.136	0.000	0.070	5.206
21	7.704	0.000	0.105	7.809
22	5.136	0.000	0.070	5.206
23	5.136	0.000	0.105	5.241
24	3.852	0.000	0.105	3.957
25	3.852	0.000	0.035	3.887
26	3.852	0.000	0.070	3.922
27	2.568	0.000	0.105	2.673
28	2.568	0.000	0.105	2.673
29	2.568	0.000	0.105	2.673

Tabla 8: Carga de compuestos de nitrógeno a la entrada.

Se puede observar en la entrada al reactor los compuestos de nitrógeno presentes en el agua residual son en mayoría amoniacal y orgánico (NTK) casi no hubo presencia de nitratos y nitritos en el agua proveniente del tratamiento primario de la planta de Cerro del Agua.

Día (g N/m ² d)	NTK S (g N/m ² d)	Nitratos (g N/m ² d)	Nitritos (g N/m ² d)	Total (g N/m ² d)
1	0.000	0.104	4.920	5.024
2	0.000	0.000	16.086	16.086
3	0.000	0.000	16.086	16.086
4	0.000	0.000	16.121	16.121
5	0.000	0.000	0.419	0.419
6	0.000	0.000	4.606	4.606
7	0.000	0.984	8.235	9.219
8	0.000	0.000	5.129	5.129
9	0.000	0.362	3.734	4.096
10	0.000	0.000	4.885	4.885
11	0.000	0.000	6.106	6.106
12	0.000	0.000	0.523	0.523
13	0.000	0.000	0.489	0.489
14	0.000	0.000	0.663	0.663
15	0.000	0.000	0.558	0.558
16	0.000	0.000	1.047	1.047
17	0.000	0.000	1.186	1.186
18	0.000	0.000	1.431	1.431
19	0.000	0.000	1.954	1.954
20	0.000	0.000	1.605	1.605
21	0.000	0.000	1.745	1.745
22	0.000	0.000	1.919	1.919
23	0.000	0.000	2.094	2.094
24	0.000	0.000	2.443	2.443
25	0.000	0.000	2.094	2.094
26	0.000	0.000	1.745	1.745
27	0.000	0.000	2.443	2.443
28	0.000	0.000	2.094	2.094
29	0.000	0.000	2.443	2.443

Tabla 9: Carga de compuestos de nitrógeno a la salida

Después del tiempo de residencia dentro del reactor se observó una remoción del nitrógeno orgánico y del nitrógeno amoniacal. La presencia de nitratos fue prácticamente inexistente en el agua de salida. La especie más cuantificable de nitrógeno en la salida fue los nitritos. En los primeros días de operación se presentó una cantidad alta de nitritos, la más alta de la tercera etapa de operación esta cantidad fue disminuyendo con forme el avance de los días de operación La presencia de nitritos es por la degradación anammox. La figura 23 muestra el porcentaje de remoción de los compuestos nitrogenados dentro del reactor tubular de biopelícula.

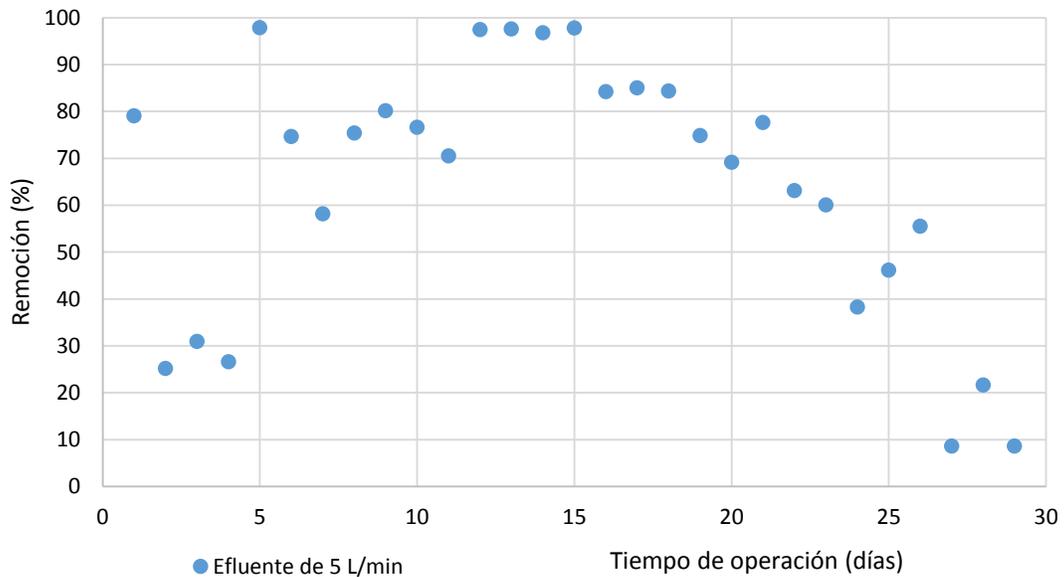


Figura 23: Remoción de compuestos de nitrógeno en la tercera etapa de operación

9 Conclusiones

La presente tesis muestra el comportamiento de los compuestos nitrogenados durante la operación de un nuevo tipo de reactor tubular de biopelícula que utiliza fibras no tejidas como soporte.

Se operó el reactor en 3 etapas. La primera etapa con efluente de 18 L/min, tiempo de residencia de 11 minutos sin recirculación. La segunda etapa con efluente de 9 L/min, tiempo de residencia de 22 minutos 50 % recirculación. La tercera etapa con efluente de 5 L/min, tiempo de residencia de 55 minutos 91 % de recirculación. Se determinaron las mejores condiciones de remoción de demanda química de oxígeno y de nitrógeno amoniacal.

Se determinó que los mejores resultados en remoción de demanda química de oxígeno y transformación de nitrógeno amoniacal fue la tercera (efluente de 5 L/min, tiempo de residencia de 55 minutos 91 % de recirculación).

En el caso del nitrógeno amoniacal en condiciones mayores a 22 minutos y flujos menores a 9 L/min (segunda y tercera etapa) se presentó una transformación total de nitrógeno amoniacal.

El soporte fibroso no tejido presentó mejores valores de remoción para nitrógeno amoniacal que para demanda química de oxígeno.

En la primera etapa cuando la degradación de la materia orgánica no fue muy significativa se tuvieron condiciones de nitratos. En la segunda y tercera etapa (flujos menores a 9 L/min y tiempos de residencia mayores a 22 min) se presentaron mayores condiciones de degradación y mayor contenido en nitritos. El oxígeno disuelto presentó mejores resultados al aumentar la succión de aire en el Venturi en la tercera etapa.

Las concentraciones de nitratos en las primeras dos etapas es indicio de eliminación por nitrificación/desnitrificación

A pesar de mejores condiciones de aireación la tercera etapa (efluente de 5 L/min, tiempo de residencia de 55 minutos 91 % de recirculación) presentó las menores concentraciones de nitratos en las tres etapas. Es un indicio de actividad anammox. Esto se determinó por la mayor presencia de nitritos en comparación a los nitratos en la tercera etapa. El proceso anammox no requiere una transformación hasta nitratos. Esta etapa tuvo las mejores remociones de Demanda Química de Oxígeno transformación de carbono en forma orgánica a forma inorgánica. Forma necesaria para la actividad anammox.

La fibra fue buen soporte para la realización de dos procesos de eliminación de nitrógeno, La desnitrificación- desnitrificación y el proceso Anammox.



El reactor no tuvo problemas con las diferencias de carga significativas en la entrada de demanda química de oxígeno y nitrógeno amoniacal.

La cantidad de aire no fue limitante en la transformación de nitrógeno por el reactor.

En flujos menores o iguales a 5L/min el reactor entregó agua de calidad aceptable.

El reactor fue una solución viable en términos de ahorro de espacio para el tratamiento de aguas residuales domésticas.

10.-Bibliografía

1. EBS – Wastewater Training and Consulting. (2016). Aerobic vs Anaerobic treatment in wastewater Systems Part 2.
2. ANUA. (2011). *Nitrogen Removal in Wastewater treatment*.
3. AQWISE. (2010). *Integrated Water & Wastewater Treatment Solutions*. Dallas: AQWISE.
4. Bassin, J., & Dezotti, M. (2011). Nitrification of industrial and domestic saline wastewaters in moving bed biofilm reactor and sequencing batch reactor. *Journal of Hazardous Materials Volume 185 Issue 1*, 242-248.
5. Bertino, A. (2010). *Study on One-Stage Partial Nitritation-Anammox Process in Moving Bed Biofilm Reactors: A Sustainable Nitrogen Removal*. Stockholm, Torino: Politecnico di Torino, Royal Institute of Technology.
6. Brentwood. (2009). *Integrated Fixed Film/ Activated Sludge (IFAS) Technology*. Reading: Brentwood Industries.
7. Camargo, J., & Alonso, A. (2006). Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic systems. *A global assessment. Environment International Vol. 32.*, 831-849.
8. Comisión Estatal de Servicios Públicos de Tijuana. (2016). *Cuida el agua*. Retrieved from cuidoelagua.org.
9. CONAGUA. (2011). *AGUA*. México: Semarnat.
10. CONAGUA. (2014). Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación.
11. CONAGUA. (2014). *Numeragua*. Ciudad de México: Semarnat.
12. CONAGUA. (2016). *Información de la página web*. Retrieved from www.gob.mx/conagua
13. Corcoran, E., Nellemann, C., Baker, E., Bos, R., Osborn, D., & Savelli, H. (2010). *SICK WATER THE CENTRAL ROLE OF WASTEWATER MANAGEMENT IN SUSTAINABLE DEVELOPMENT*. Ås: Birkeland Trykker.
14. Diaz, R., & Rosenberg, R. (2008). Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems. *Science* 321, 926-929.
15. Drechsel, P., Scott, C. A., Raschid-Sally, L., & Redw, M. (2010). *Assessing and Mitigating Risk in Low-Income Countries*. Colombo: International Water Management Institute.

16. Evers, J. G., Huibers, F., & Van Vliet, B. (2008). Institutional aspects of integrating irrigation into urban wastewater management: the case of Hanoi, Vietnam. *Irrigation and Drainage*, Wiley Interscience. *Wiley Interscience*, 466.
17. FAO. (2007). *Coping with water scarcity*. Nueva York: FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Retrieved from <http://www.fao.org/newsroom/en/focus/2007/1000521/index.htm>
18. Fernández, N., Díaz, E., Amils, R., & al., e. (2008). Analysis of Microbial Community during Biofilm Development in an Anaerobic Wastewater Treatment Reactor. *Microb Ecol*, 56-121.
19. Gómez-De Jesús, A., Romano-Baez, F. J., Leyva-Amezcuca, L., Juárez-Ramírez, C., Ruiz-Ordaz, N., & Galíndez-Mayer, J. (2009). Biodegradation of 2,4,6-trichlorophenol in a packed-bed biofilm reactor equipped with an internal net draft tube riser for aeration and liquid circulation. *Journal of Hazardous Materials*, 161, 1140-1149.
20. Guieysse, B., & Norvill, Z. N. (2013). *Sequential chemical-biological processes for the treatment of industrial wastewaters: review of recent progresses and critical assessment*. New Zealand: Massey University.
21. Heiskary, S., Bouchard, R. W., & Howard, M. (2010). *Minnesota National Lakes Assessment Project: an overview of water chemistry in Minnesota Lakes*. Saint Paul: Minnesota Pollution Control Agency,.
22. Ivnitskya, A., Katza, I., Minz, D., Shimonid, E., Chene, Y., Tarchitzkye, J., . . . Dosoretz, C. (2005). Characterization of membrane biofouling in nanofiltration. *Desalination Volume 185 Issues 1-3*, 255-268.
23. IWMI. (2006). *Choosing appropriate responses to groundwater depletion*. Colombo: International Water Management Institute .
24. Jetten, M., van Niftrik, L., Strous, M., Kartal, B., Keltjens, J., & den Camp, H. (2009). Biochemistry and molecular biology of anammox bacteria. *Critical Reviews in Biochemistry and Molecular Biology*.
25. Kartal, B., Keltjens, J., & Jetten, M. (2011). Metabolism and Genomics of Anammox Bacteria. *Nitrification, in press. ASM Press., Washington, DC*.
26. Kartal, B., Maalcke, W., de Almeida, N., Cirpus, I., Gloorich, J., Geerts, W., . . . Strous, M. (2011). Molecular mechanism of anaerobic ammonium oxidation. *Nature*.
27. Mara, D. (2009). *Domestic Water Treatment in Developing Countries*. Nueva York: EarthScan.

28. MDH. (2012). *Nitrates in Well Water. Minnesota Department of Health Brochure*. Minneapolis: Minnesota Department of Health Brochure. Retrieved from www.health.state.mn.us/divs/eh/wells/waterquality/nitrate.pdf
29. Messias de Araujo Jr, A., Lermontov, A., Lopes da Silva, A., & Zaiat, M. (2013). Reduction of sludge generation by the addition of support material in a cyclic activated sludge system for municipal wastewater treatment. *University of Sao Paulo, Brazil*.
30. Mitchell, M. K., & Stapp, W. B. (2008). *Field Manual for Water Quality Monitoring*. Dubuque, Iowa, Estados Unidos: Kendall/Hunt Publishing Company.
31. Mulder, J., van Loosdrecht, M., Hellinga, C., & van Kempen, R. (sf). Full scale application of the SHARON process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering. *Water Sci Technology in press*.
32. Musgrovea, M., Opsahlb, S., Mahlera, B., Herrington, C., Sampled, T., J.R, B., . . . Bantav, J. (2016). Source, variability, and transformation of nitrate in a regional karstaquifer: Edwards aquifer, central Texas. *Science of the Total Environment* , 457-469.
33. Narasimhan, T. N. (2008). Water, law, science *Journal of Hydrology*. In T. Narashmian, *Water, law, science Journal of Hydrology, Volume 349, Issues 1-2* (pp. 125-138).
34. Natureduca. (2016, 10 07). *Natureduca*. Retrieved from http://www.natureduca.com/cienc_gen_ciconitrogeno2.php
35. Nyenje, P. J. (2010). Eutrophication and nutrient release in urban areas of subSaharan Africa . *A review Science of The Total Environment Volume Issue 3*, 447-455.
36. Ødegaard, H. (2006). Innovations in wastewater treatment: the moving. *Water Science Technology*, 17-33.
37. Pangea . (2006). *Agua y medio ambiente. Situación actual y futura*. Montevideo: Red Uruguaya de Educación Intercultural.
38. Peña, A. M. (2005). Eliminación del nitrógeno amoniacal en aguas residuales sanitarias, . *Revista Ingeniería Química*, 161-168.
39. Pérez, E. (sf). Technology Transfer Chief, Water Management Division.
40. Raschid-Sally, L., & Priyantha, J. (2008). *Drivers Carachteristics of Wastewater Agriculture in Developing Countries*. Colombo: International Water Management Institute.

41. Razania, L. (2011). *Minnesota Groundwater Ammonia Study: problem assessment and data collection*. Minneapolis: Minnesota Department of Health.
42. Reed, S. E. (sf). *Natural Systems for Waste Management and Treatment*. Washington DC: Fao.
43. Rivero Losoya, A. J. (2017). Tesis de licenciatura en proceso. *Evaluación de la operación de un reactor tubular de lecho fijo a escala piloto para el tratamiento de agua residual municipal empleando fibra de poliéster como material soporte*. Ciudad de México, México.
44. RLW Water. (2016). *Aerobic Digestion*. Nueva York: RLW Water.
45. Rockstrom, J. M. (2009). Future water availability for global food production: The potential of green water for increasing resilience to global change. *Water Resources Research*, 16,45.
46. Rusten, B. E. (2006). *Design and operations of the kaldnes moving bed biofilm reactors*. *Aquacultural Engineering.*, 34(3):322-331.
47. Speth, D. R. (2016). Genome-based microbial ecology of anammox granules in a full-scale wastewater treatment system. *Nature Communications*.
48. Tchobanoglous, G., Burton, F. L., & Stensel, D. H. (2014). *Metcalf & Eddy Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. Barcelona: Ed Labor.
49. Thomson, C. (2016). Deammonification Process Brings Carbon, Energy, and Sludge Reductions.
50. Trela, J., Malovanyy, A., Yang, J., Plaza, E., Trojanowicz, K., Sultana, R., . . . Baresel, C. (2014). *Deammonification Synthesis report 2014*. Estocolmo: Swedish Environmental Research Institute.
51. UN. (2014). *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision Highlights_Final_Report.pdf*. Nueva York: UN. Retrieved from <http://www.un.org/esa/population/publications/WUP2005/2005WUP>
52. van der Star, W., Abma, W., Blommers, D., Mulder, J.-W., Tokutomi, T., Strous, M., . . . Van Loosdrecht, M. (2007). Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: experiences from the first full-scale anammox reactor in Rotterdam. *Water Res* 41, 4149–4163.
53. van Niftrik, L., Geerts, W., van Donselaar, E., Humbel, B., Webb, R., Fuerst, J., . . . Strous, M. (2008). Linking Ultrastructure and Function in Four Genera of Anaerobic Ammonium-Oxidizing Bacteria: Cell Plan, Glycogen Storage, and Localization of Cytochrome c Proteins. *Journal of Bacteriology*.

54. Wall, D. (2013). *Nitrogen in Minnesota Surface Waters*. Minneapolis: Minnesota Pollution Control Agency.
55. Wang, X., Xia, S., Chen, L., Zhao, J., Renault, N., & Chovelon, J. (2006). Nutrients removal from municipal wastewater by chemical precipitation in a moving bed biofilm reactor. *Process Biochemistry Volume 41 Issue 4*, 824-828.
56. Ward, M. H. (2005). Workgroup Report: Drinking-Water Nitrate and Health-Recent Findings and Research Needs.
57. Water Environment Federation. (2011). *Biofilm reactors, WEF Manual of Practice No. 35*. New York, USA: McGraw-Hill,.
58. Watkins, K. (2006). *Human Development Report, 2006. Beyond scarcity: Power poverty and the global water crisis*. Nueva York: UNDP. Retrieved from <http://hdr.undp.org/en/media/HDR06-complete.pdf>
59. Weber, S., Ludwig, W., Schleifer, K., & Fried, J. (2007). Microbial Composition and Structure of Aerobic Granular Sewage Biofilms. *Applied Environmental Microbiology*, 6233-6240.
60. WHO;FAO. (2006). *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and grey water in agriculture and aquaculture*. Geneve: World health Organization. Retrieved from http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/gsuww/en/index.htm
61. Winkler, M., Yang, J., Kleerebezem, R., Plaza, E., Trela, J., Hultman, B., & van Loosdrecht, M. C. (2012). Nitrate reduction by organotrophic anammox bacteria in a partial nitrifying granular sludge and a moving bed biofilm reactor. *Bioresource Technology*, 114, 217-223.
62. World Bank Group. (2016). *Activated Sludge Treatment Process*. Washington: World Bank Group.
63. World Bank Group. (2016). *Introduction to Wastewater treatment process*. Washington: World Bank Group. Retrieved from <http://water.worldbank.org/shw-resource-guide/infrastructure/menu-technical-options/wastewater-treatment>
64. Xiao, H., Peng, H., & Yang, P. (2011). Performance of a new-type integrated biofilm reactor in treating high concentration organic wastewater. *College of resource and environment Sichuan agricultural, University Yáan, China*, 674-679.

Anexo A

Demanda Química de Oxígeno Soluble (DQO)

Técnica de determinación de la DQO en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Determinación del índice de la demanda química de oxígeno, método de tubo sellado a pequeña escala. NMX-AA-030/2-SCFI-2011

Principio

Las muestras se oxidan mediante digestión con ácido sulfúrico y dicromato de potasio en presencia de sulfato de plata y sulfato de mercurio II. La plata actúa como catalizador para oxidar la materia orgánica más resistente. El mercurio reduce la interferencia causada por la presencia de iones cloruro. La cantidad de dicromato utilizada en la oxidación de la muestra se determina midiendo la absorbancia del Cromo (III) formado a una longitud de onda de 600 ± 20 nm para un intervalo hasta de 1000 mg/L. Las mediciones de la absorbancia se efectúan en el tubo de digestión y son convertidas a un valor de DQO por medio de una curva de calibración.

Reactivos y Procedimiento

1.-Estándar de biftalato de potasio [1000mgDQO/L]. Disolver 4.251 de biftalato ácido de potasio, previamente secado a $105 \pm 5^\circ\text{C}$ durante 2 horas, en 100 mL de agua y aforar a 500 mL. El biftalato de potasio tiene una DQO teórica de 1.1176 mgO₂/mg

2.-Dicromato de potasio. Disolver 29.418 de dicromato de potasio previamente secado a 105°C por 2h min en aproximadamente 600 mL de agua en un vaso de precipitado. Agregar cuidadosamente 160 mL de ácido sulfúrico concentrado con agitación. Dejar enfriar y diluir a 1 000 mL en un matraz volumétrico.

3.- Ácido sulfúrico diluido. A un vaso que contenga 180 mL de agua, añadir cuidadosamente con agitación 20 mL de ácido sulfúrico concentrado.



4.- Disolución de sulfato de mercurio II. Disolver 80 g de sulfato de mercurio grado reactivo en 200 mL de ácido sulfúrico diluido.

5.-Sulfato de plata en ácido sulfúrico. Disolver 24.0 de sulfato de plata en 2 L de ácido sulfúrico concentrado. Para obtener una disolución satisfactoria, agite la mezcla inicial. Deje reposar una noche y después agite nuevamente con el fin de disolver todo el sulfato de plata. Almacenar en botella de vidrio oscuro protegido de la luz directa del sol.

6.-Reactivos premezclados. Colocar en tubos de digestión individuales:

- 0.50 mL de dicromato de potasio
- 0.20 mL de disolución de sulfato de mercurio II
- 2.50 mL de sulfato de plata

Agitar cuidadosamente y a continuación, tapan los tubos. Dejar reposar una noche para enfriar. Agitar de nuevo antes de su uso.

*Se usaron tubos Hach 16 x 100mm.

7.-Preparar al menos cinco diluciones a partir de la disolución estándar de biftalato de potasio [1000 mgO₂/L] equivalentes de 50 a 1000 mgO₂/L. Se usa la

ecuación $V_1 = \frac{C_2 V_2}{C_1}$

V_1 =Volumen de disolución con C_1

C_1 =Concentración de solución estándar

C_2 =Concentración de solución diluida

V_2 = Volumen de disolución con C_2

Tabla 10: Volumen necesario de la disolución estándar para preparación de diluciones

C ₁	V ₁	C ₂	V ₂
1000	2.5	50	50
1000	5	100	50
1000	10	200	50
1000	15	300	50
1000	25	500	50
1000	40	800	50
1000	--	--	50

8.- Tratar muestras y diluciones estándar como sigue:

- Precalear a 150 °C digestor. Se usó Digestor digital HACH DRB200 de 15 celdas
- Colocar en los tubos con los reactivos premezclados 2 mL de muestra previamente filtrada a vacío a través de papel filtro de 0.45 µm. Tapar tubos y agitar en vortex. Tener precaución ya que los tubos se calientan.
- Como en el punto anterior preparar un tubo con 2 mL de agua destilada para usarse como blanco.
- Colocar todos los tubos preparados en el digestor caliente y poner a reflujo durante 2 horas
- Retirar los tubos del digestor y dejar enfriar a temperatura ambiente, permitiendo la sedimentación de cualquier precipitado.
- Medir absorbancia en espectrofotómetro, calibrado.

La curva de calibración obtenida y utilizada durante este proyecto se presenta enseguida (Figura 1).

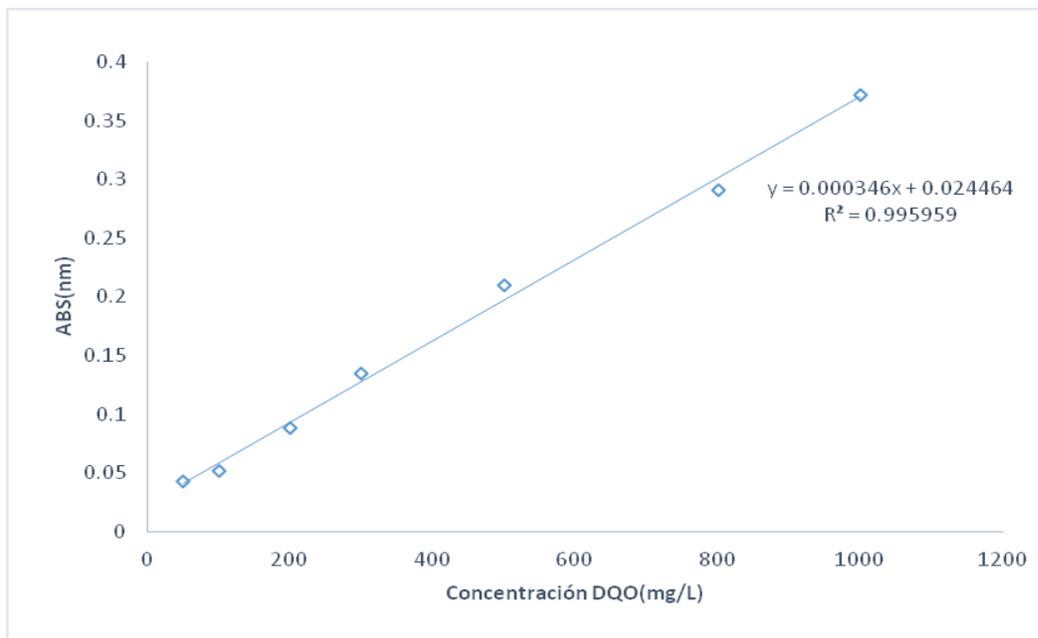


Figura 24: Curva de Calibración de Demanda Química de Oxígeno.

Manejo de resultados

9.-Para determinar el valor de DQO de la muestra, se usa la ecuación de la recta de la curva de calibración

$$DQO \left[\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right] = \frac{ABS - 0.024464}{0.000346}$$

Ejemplo:

Para una muestra con valor de 0.206 nm

$$DQO \left[\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right] = \frac{0.206 - 0.024464}{0.000346} = 524.7 \text{ mg/L}$$

Estandarización del Método de Nitrógeno Amoniacal

Medición de nitrógeno amoniacal en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. NMX-AA-026-SCFI-2010

Principio



El amonio (NH_4^+) presente en agua es estable en medios ácidos. Al aumentar el pH el amonio se volatiliza y se presenta como amoníaco (NH_3). El amoníaco liberado se destila y se adsorbe en una disolución de concentración conocida de ácido bórico y se forma borato de amonio en la solución $(\text{NH}_4)_3 \text{BO}_3$. El amonio puede ser determinado colorimétricamente, por un electrodo selectivo de amonio o por titulación con una solución ácida valorada.

Reactivo y Procedimientos

1. Se preparó una solución de 50 mg/L de amonio.
2. Disolución indicadora de ácido bórico. Pesar 20.0 g de ácido bórico disolver en 500 mL agua, agregar 10 mL de la mezcla de indicadores y aforar a 1 L. Guardar la disolución en un envase de plástico.
3. Se prepara una solución de ácido sulfúrico 0.01 N
4. Se preparó el indicador. Pesar aproximadamente 200,0mg de indicador rojo de metilo diluir a 100 mL con alcohol. Pesar aproximadamente 100,0 mg de indicador azul de metileno y diluir a 50 mL con alcohol. Mezclar las dos disoluciones en un frasco de vidrio. Mezclar en proporción 3/2 en función al rojo de metilo.
5. Se tomó una muestra de 5 mL de la solución preparada de amonio.
6. Se añade una cantidad de 5 mL de hidróxido de sodio para basificar el medio.
7. Se destila esa muestra
8. Se recibe la muestra en 20 mL de la solución de ácido bórico con 5 gotas de indicador
9. Se titula con la solución de ácido sulfúrico hasta el vire en la solución.

Manejo de resultados.

10. Se anota el volumen de ácido gastado en la titulación
11. Se calcula en la ecuación

$$\text{NH}_4^+ = \frac{(\text{Concentración del Ácido Sulfurico Usado})(\text{Masa molar del Amonio})(\text{Volumen del Ácido Usado})}{\text{Volumen de muestra utilizada}}$$

$$\text{NH}_4^+ = \frac{(0.005 \frac{\text{mol}}{\text{L}})(18 \frac{\text{g}}{\text{Mol}})(1.4 \text{ ml})}{5 \text{ mL}} = 50.4 \text{ mg/L}$$

Cantidad presente en la muestra preparada verificando la validez del método a usar.

Estandarización del Método de Nitrógeno Total Kjeldahl

Medición de nitrógeno total Kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. NMX-AA-026-SCFI-2010

Principio

El nitrógeno de la mayoría de los grupos funcionales orgánicos es convertido en amonio, en la presencia de H_2SO_4 , K_2SO_4 , CuSO_4 y calor. El nitrógeno amoniacal y nitrógeno orgánico son convertidos a sulfato de amonio $[(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4]$, bajo ciertas condiciones de digestión. Cuando la descomposición se ha completado la disolución se enfría, se diluye y se alcaliniza con hidróxido de sodio concentrado. El amoniaco liberado se destila y se adsorbe en una disolución de concentración conocida de ácido bórico y se forma borato de amonio en la solución $(\text{NH}_4)_3 \text{BO}_3$. El amonio puede ser determinado colorimétricamente, por un electrodo selectivo de amonio o por titulación con una solución ácida valorada.

Reactivo y Procedimientos

1. Se preparó una solución de 50 mg/L de nitrógeno orgánico en este caso urea.
2. Reactivo para la digestión. Pesar aproximadamente 134,0 g de sulfato de potasio y 7,3 g \pm de sulfato de cobre (II) anhidro disolver en 800 mL de agua destilada, agregar cuidadosamente 134 mL de ácido sulfúrico concentrado. Dejar enfriar hasta temperatura ambiente y diluir la mezcla a 1 L con agua.
3. Disolución indicadora de ácido bórico. Pesar 20.0 g de ácido bórico disolver en 500 mL agua, agregar 10 mL de la mezcla de indicadores y aforar a 1 L. Guardar la disolución en un envase de plástico.

4. Disolución indicadora de ácido bórico. Pesar 20.0 g de ácido bórico disolver en 500 mL agua, agregar 10 mL de la mezcla de indicadores y aforar a 1 L. Guardar la disolución en un envase de plástico.
5. Se preparó el indicador. Pesar aproximadamente 200,0mg de indicador rojo de metilo diluir a 100 mL con alcohol. Pesar aproximadamente 100,0 mg de indicador azul de metileno y diluir a 50 mL con alcohol. Mezclar las dos disoluciones en un frasco de vidrio. Mezclar en proporción 3/2 en función al rojo de metilo.
6. Solución de NaOH: pesar 240.0 g de hidróxido de sodio disolver en agua; dejar enfriar hasta temperatura ambiente y diluir a 1 L con agua
7. Se toma una muestra de 25 mL y se le adiciona un volumen de 25 ml de ácido sulfúrico concentrado para acidificar la muestra.
8. A esta muestra se le adiciona 50 ml del reactivo de digestión.
9. Esta solución se pone a digestión, el tiempo necesario para que se destile 50 mL
10. Se toman 5 ml de muestra resultado de la digestión.
11. Se añade 10 mL sosa para neutralizar el medio ácido y basificar el medio
12. Se destila esa muestra
13. Se recibe la muestra en 20 mL de la solución de ácido bórico con 5 gotas de indicador
14. Se titula con la solución de ácido sulfúrico hasta el vire en la solución.

Manejo de resultados.

15. Se anota el volumen de ácido gastado en la titulación.
16. Se calcula en la ecuación

17. NH_4^+

$$\frac{\text{(Concentración del Ácido Sulfúrico Usado)}(\text{Masa molar del Amonio})(\text{Volumen del Ácido Usado})}{\text{Volumen de muestra utilizada}}$$

$$18. \text{NH}_4^+ = \frac{(0.005 \frac{\text{mol}}{\text{L}})(18 \frac{\text{g}}{\text{Mol}})(1.4 \text{ ml})}{5 \text{ mL}} = 50.4 \text{ mg/L}$$

19. Cantidad presente en la muestra preparada verificando la validez del método a usar.



Estandarización del Método de Nitratos

La concentración de nitratos en una muestra de agua se determina midiendo la absorbancia en el ámbito de ultravioleta a 220 nm y comparándola con una curva de calibración.

Reactivos y procedimiento

- 1.- Solución madre de nitratos Secar nitrato de potasio (KNO_3) es una estufa a 378 K (105 C) por 24 horas enfriar en un desecador. Pesar 0.7218 g de nitrato de potasio anhidro y diluir a 1000 cm^3 con agua destilada. Preservar con 2 cm^3 de cloroformo (CHCl_3); 1 $\text{cm}^3 = 100 \mu\text{g N}_{\text{NO}_3}$. Esta solución es estable por seis meses.
- 2.- Solución patrón de nitrato Diluir 50 cm^3 de solución madre de nitratos a 500 cm^3 con agua destilada; 1 $\text{cm}^3 = \mu\text{g NNO}_3$.
- 3.- Solución de ácido clorhídrico (densidad 1.19 g/cm^3) 1N Diluir 83 cm^3 de ácido clorhídrico concentrado (HCl) a 1000 cm^3 con agua destilada
- 4.- *Curva de Calibración.* - Diluir los siguientes volúmenes de la solución patrón y aforar a 50 cm^3 , 0, 1, 3, 7, 10, 15, 20, 30 y 35 cm^3 obteniéndose las siguientes concentraciones; 0, 0.2, 0.6, 1.4, 2.0, 3.0, 4.0, 6.0, y 7.0 $\mu\text{g de N}_{\text{NO}_3}/\text{cm}^3$ (de 0 a 350 $\mu\text{g de N}_{\text{NO}_3}$).
- 5.- Añadir 1 cm^3 de solución de HCl 1N a cada una de las soluciones de la curva y agitar vigorosamente

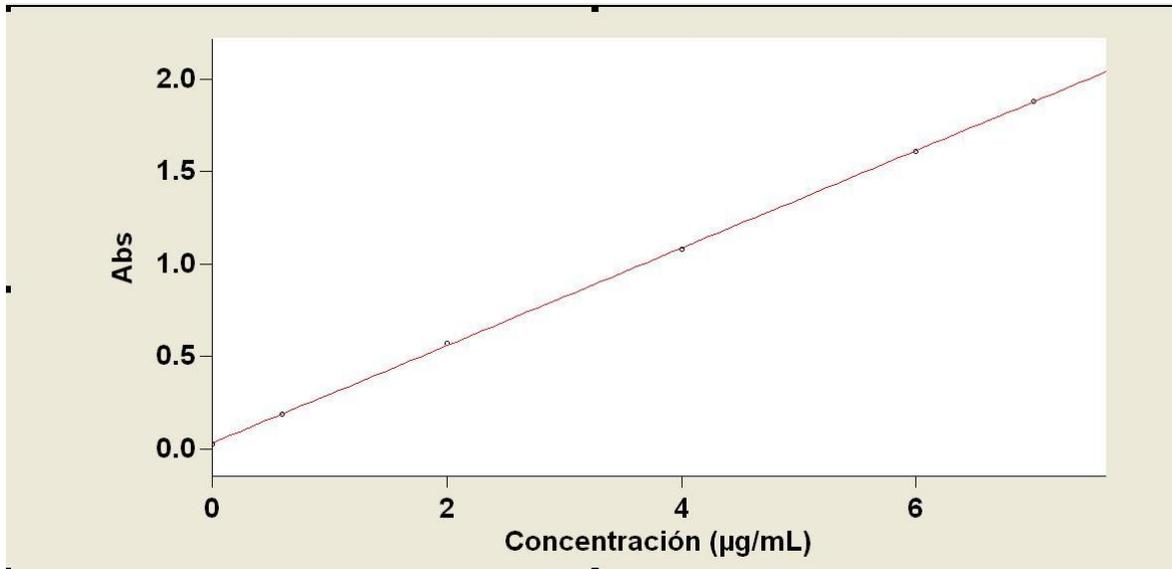


Figura 25: Curva de calibración de Nitratos.

Manejo de resultados

6.- De la muestra a analizar se toman 500 μ L.- De la muestra a analizar se toman 500 μ L y agitar vigorosamente concentraciones; 0, 0.2, 0.6

7.- Se mide la concentración de la solución

8.- Se multiplica por el factor de dilución que es $CN = \text{Concentración medida} * 50$

9.- Se anota el resultado.

Estandarización del método de Nitritos.

Principio

El compuesto diazonio formado por la diazotización de sulfanilamida con nitritos en el agua bajo condiciones ácidas es copulado con diclorhidrato N-(1-Naftil) etilendiamina para producir un color púrpura-rojizo que se mide espectrofotométricamente a 540 nm o 543 nm.

Reactivos y procedimiento

1.- Disolución de Ácido clorhídrico (HCl) 1:3 Diluir 10 mL de HCl y 30 mL de agua

2.- Reactivo de color-buffer: A 250 mL de agua destilada añadir 105 mL de ácido clorhídrico concentrado, 5,0 g de sulfanilamida y 0,5 g de diclorhidrato de N-(1-

naftil) etilendiamina. Agitar hasta disolver. Añadir 136 g de acetato de sodio y agitar hasta disolver. Diluir a 500 mL con agua destilada. Esta disolución es estable por varias semanas si se almacena en la oscuridad y en refrigeración.

3.- Disolución de referencia madre de concentración de masa (NO_2^-) = 100 mg/L de NO_2^- . Pesar 0,1493 g de nitrito de sodio (NaNO_2), previamente desecado 24 h en un desecador y disolver en agua y llevar a volumen de 1 L. Preservar con 2 mL de cloroformo por litro. 1,0 mL = 0,10 mg de NO_2^- .

3.- Disolución de referencia de trabajo de nitritos de concentración de masa (NO_2^-) = 1 mg/L de NO_2^- . Diluir 10 mL de la disolución de referencia madre a 1 L. 1,0 mL = 0,001 mg de NO_2^- .

4.- En matraces volumétricos de 50 mL preparar la siguiente serie de disoluciones de materiales de referencia que contengan de 0,01 mg/L a 0,20 mg/L de NO_2^- a partir de la disolución referencia de trabajo de nitrito de concentración de masa (NO_2^-) = 1 mg/L de NO_2^- llevar a la marca con agua y proseguir.

Tabla 11: Concentraciones para realizar la curva de calibración

Disolución de referencia (6.9) de concentración de masa $\gamma(\text{NO}_2^-)$ = 1 mg/L de NO_2^- mL	Concentración de masa final de $\gamma(\text{NO}_2^-)$ en mg/L de NO_2^- cuando se diluye a 50 mL
0,0	Blanco
0,5	0,01
1,0	0,02
1,5	0,03
2,0	0,04
3,0	0,06
4,0	0,08
5,0	0,10
10,0	0,20

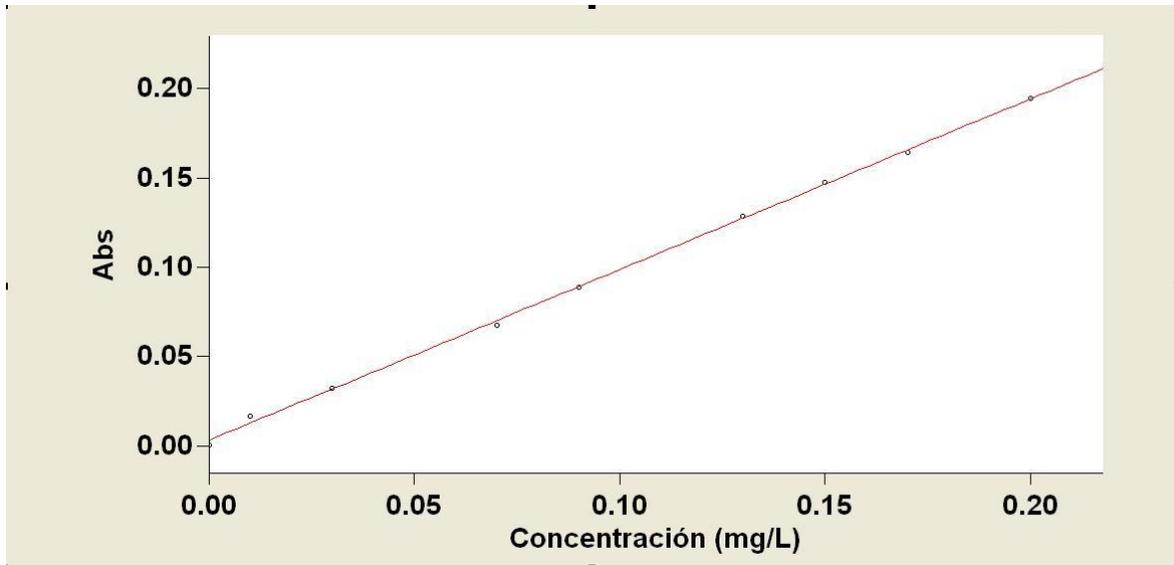


Figura 26: Curva de Calibración para nitritos.

- 5.- Se toman 2.5 mL de la muestra a analizar se ponen en un matraz aforado de 50 mL y se afora.
- 6.- Después se adiciona 2 mL de reactivo de color buffer
- 7.- Se mide la concentración
- 8.- Se multiplica por el factor de dilución $C_n = \text{concentración medida} * 25$

Calibración de Oxígeno disuelto

Para la prueba de oxígeno disuelto se utilizó un equipo Oakton DO 110. Para resultados más confiables se calibró en condiciones de 0 y 100 % de saturación.

- 1.-Se elaboró una solución de $S_2O_3^{2-}$ 2 M para calibrar a 0%
- 2.- Se sumergió en la solución y se calibró a 100 %
- 3.- Se agita el medidor en el aire
- 4.- Se calibró a 100 %.



Anexo B

Ecuaciones de balance de materia de Nitrógeno

1.-NTK

$$\text{Masa de nitrógeno} = \text{masa medida de NTK} * \frac{(\text{masa molar del nitrógeno})}{(\text{masa molar del ion amonio})}$$

2.- Nitratos

$$\text{Masa de nitrógeno} = \text{masa medida de nitratos} = \frac{(\text{masa molar del nitrógeno})}{(\text{masa molar del ion nitrato})}$$

3.- Nitritos

$$\text{Masa de nitrógeno} = \text{masa medida de nitritos} * \frac{(\text{masa molar del nitrógeno})}{(\text{masa molar del ion nitrato})}$$

Para la elaboración del balance se sumó la cantidad de nitrógeno presente en la entrada

$$\text{Cantidad de nitrógeno entrada} = \text{NTK}_{(\text{entrada})} + \text{Nitratos}_{(\text{entrada})} + \text{Nitritos}_{(\text{entrada})}$$

De la misma manera se sumó la cantidad de nitrógeno presente en la salida

$$\text{Cantidad de nitrógeno salida} = \text{NTK}_{(\text{salida})} + \text{Nitratos}_{(\text{salida})} + \text{Nitritos}_{(\text{salida})}$$

Teniendo las cantidades a la entrada y a la salida se efectuó propiamente el balance

$$\text{Nitrógeno}_{(\text{entrada})} = \text{Nitrógeno}_{(\text{salida})} + \text{Nitrógeno}_{(\text{removido})}$$

El nitrógeno removido es el nitrógeno usado por los microorganismos para su metabolismo y reproducción y que salió del reactor en forma de nitrógeno elemental.

Anexo C

Cálculo de cargas orgánicas

Se calculó la carga de nitrógeno. Las concentraciones de métodos analíticos son de (mg N-NH₄/L) y se necesitan en (Kg N- NH₄/m² día)

Datos Flujos de entrada de 5 L /min, 9 L/ min, 18 L/min.

Área de soporte = 15.7 m²

Con las unidades teniendo congruencia se hace el cálculo

$$Carga = \frac{Flujo * Concentración}{Área}$$

$$\frac{Cantidad\ medida(mg/L) * Flujo \frac{(L)}{min} * 1440 \frac{min}{día}}{1000\ mg * 15.7\ m^2}$$

Anexo D

Anexo Fotográfico

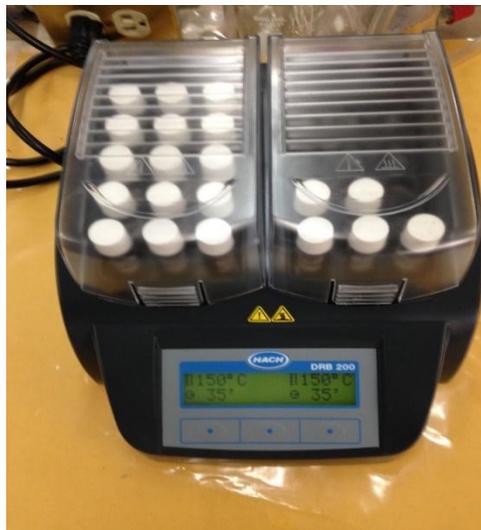


Figura 27: Digestor para la DQO



Figura 28: Determinación de Nitrógeno Amoniacal



Figura 29: Espectrofotómetro Cary 50 para la determinación de nitratos y nitritos



Figura 30: Destilador Büchi para determinación de nitrógeno amoniacal



Figura 31: Potenciómetro para determinación de pH



Figura 32: Comparación de agua de entrada filtro y salida

