



c i d e t e q

CENTRO DE INVESTIGACION Y DESARROLLO TECNOLÓGICO
EN ELECTROQUÍMICA, S.C.

**ELIMINACIÓN DE NITRÓGENO DE AGUAS RESIDUALES
PROVENIENTES DE RASTROS Y CASAS DE MATANZA.**

Tesis

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:

*Maestro en Ciencia y Tecnología
en la Especialidad de Ingeniería Ambiental*

PRESENTA:

I.Q. María Mayola Giselle Galván Mondragón



Santiago de Querétaro, Qro., México, Marzo del 2018.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) y al Programa Interinstitucional de Ciencia y Tecnología (PICyT), por la beca otorgada, con la cual pude realizar la Maestría Interinstitucional en Ciencia y Tecnología con línea terminal en Ingeniería Ambiental.

Al Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Querétaro (CONCyTEQ), por el apoyo brindado para la asistencia a Congresos.

Al Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica (Cideteq), por permitirme realizar mis estudios en esta institución.

Al Dr. Adrián Rodríguez García, por permitirme ser parte de este proyecto.

A la Dra. Erika Bustos Bustos y al M. en C. Jesús Cárdenas Mijangos, por su tiempo y apoyo brindado.

A todos aquellos compañeros y amigos que me acompañaron en este recorrido, por hacer más amena la vida, y darme ese impulso y apoyo que necesitaba.

A mi mamá, por todo el apoyo y entusiasmo incondicional a lo largo de este trabajo y de toda la vida.

A todos muchas gracias.

María Mayola Giselle Galván Mondragón



CIENCIA Y TECNOLOGÍA

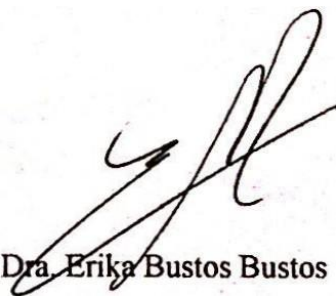
Dra. Erika Bustos Bustos
Subdirectora de Posgrado
PICYT- CIDETEQ
Querétaro

Los abajo firmantes, miembros del Comité Tutorial de la alumna **MARIA MAYOLA GISELLE GALVÁN MONDRAGÓN** una vez leída y revisada la Tesis: *"ELIMINACIÓN DE NITRÓGENO DE AGUAS RESIDUALES PROVENIENTES DE RASTROS Y CASAS DE MATANZAS"*, aceptamos que la referida tesis revisada y corregida sea presentada por la alumna para aspirar al grado de Maestra en Ciencia y Tecnología con la opción terminal en INGENIERIA AMBIENTAL durante el Examen de Grado correspondiente.

Y para que así conste firmó la presente a los 26 días del mes de febrero del año dos mil dieciocho.



Dr. Adrián Rodríguez García



Dra. Erika Bustos Bustos



M. en C. Jesús Cárdenas Mijangos





CIENCIA Y TECNOLOGÍA

Dra. Erika Bustos Bustos
Coordinadora de Estudios de Posgrado
PICYT- CIDETEQ
Querétaro

Los abajo firmantes, miembros del Jurado de Examen de la alumna MARÍA MA YOLA GISELLE GALVÁN MONDRAGÓN una vez leída y revisada la Tesis: *"EL/A/NACIÓN DE NITRÓGENO DE AGUAS RESIDUALES; PROVENIENTES DE RASTROS Y CAJAS DE MATANZAS"*, aceptamos que la referida tesis revisada y corregida sea presentada por la alumna para aspirar al grado de Maestra en Ciencia y Tecnología con la opción terminal en INGENIERIA AMBIENTAL durante el Examen de Grado correspondiente .

Y para que así conste firmó la presente a los 26 días del mes de febrero del año dos mil dieciocho.

Dr. **Victor O Badillo**
Presidente

Dr. Francisco Javier Valdez
Secretario



Dra. Erika Bustos Bustos
Vocal



**Este trabajo fue realizado en el Centro de
Investigación y Desarrollo Tecnológico en
Electroquímica (CIDETEQ), bajo la dirección de:**

Dr. Adrián Rodríguez García.

**ELIMINACIÓN DE NITRÓGENO DE
AGUAS RESIDUALES PROVENIENTES
DE RASTROS Y CASAS DE MATANZA**

RESUMEN

En este trabajo se muestran los resultados experimentales previos a la puesta en marcha de un sistema de remoción de nitrógeno amoniacal, para aguas residuales provenientes de rastros y casas de matanza, vía anammox.

Se logró establecer una relación Biomasa/Agua Residual para obtener una eficiencia de remoción del 92% de materia orgánica en un TRH de 6 h en el sistema anaerobio, y un 52.75% para el sistema anaerobio en un TRH de 24 h.

La segunda etapa de este proyecto consistió en el monitoreo de remoción de nutrientes en dos reactores anaerobios (UASB y EGSB) con un tratamiento aerobio posterior, para evaluar la eficiencia en la eliminación del nitrógeno total y materia orgánica, obteniendo un mejor rendimiento en el Reactor UASB con un promedio de remoción de nitrógeno del 47.38% y un 39.23% para la remoción de fósforo.

La tercera etapa correspondió a la obtención de biomasa anammox, se logró apreciar estable y en fase de crecimiento al mostrarse activa la enzima Nitrito Oxidoreductasa y Nitrito Reductasa.

Aunque no fue posible concretar la remoción de nitrógeno por el sistema anammox, con los resultados obtenidos podemos deducir que es una tecnología que se puede adaptar fácilmente a este tipo de aguas, ya que, al tener un buen porcentaje de remoción, en cuanto a materia orgánica se refiere, disminuye el costo de operación al llevar a cabo la aireación en el reactor de Nitritación Parcial, además que por el comportamiento de pH y O.D. mostrado en los reactores SBR, es posible deducir un bajo TRH.

ÍNDICE

ELIMINACIÓN DE NITRÓGENO DE AGUAS RESIDUALES PROVENIENTES DE RASTROS Y CASAS DE MATANZA RESUMEN	II
ÍNDICE DE ILUSTRACIONES.....	VI
ÍNDICE DE TABLAS	VII
ABREVIATURAS	VIII

1. INTRODUCCIÓN	
2. ANTECEDENTES	
2.1. Aplicación del proceso anammox en tratamiento de aguas residuales provenientes de rastros y casas de matanza	
2.1.1. Gran Escala.....	
3. FUNDAMENTO TEÓRICO.....	
3.1. CARACTERÍSTICAS DEL AGUA RESIDUAL A TRATAR	6
3.1.1. PRODUCCIÓN DE CARNE EN MÉXICO	
3.1.2. DESCRIPCIÓN Y CONSUMO DE AGUA POR ETAPAS EN EL PROCESOS DE SACRIFICIO. .	6
3.1.3. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE EFLUENTES DE RASTRO.....	7
3.2. EL NITRÓGENO COMO CONTAMINANTE	
3.2.1. TECNOLOGÍAS TRADICIONALES PARA LA REMOCIÓN DE NITRÓGENO	9
DESNITRIFICACIÓN AEROBIA POR CO-RESPIRACIÓN DE O ₂ Y DE NO _x	11
NITRIFICACIÓN Y DESNITRIFICACIÓN SIMULTÁNEA.....	11
DESNITRIFICACIÓN POR MICROORGANISMOS NITRIFICANTES	11
LA QUIMIO-DESNITRIFICACIÓN	
DESNITRIFICACIÓN AUTÓTROFA POR MICROORGANISMOS DESNITRIFICANTES ANÓXICOS ...	11
3.3. PROCESO ANAMMOX.....	
3.3.1. Estequiometria del metabolismo ANAMMOX.....	17
3.3.2. VARIABLES QUE AFECTAN DIRECTAMENTE EL PROCESO ANAMMOX.....	18
3.3.3. SISTEMAS ANAMMOX	
3.4. PROCESO DE NITRITACIÓN PARCIAL	
3.4.1. TECNOLOGÍAS USADAS PARA LA NITRITACIÓN PARCIAL.....	21

	4. JUSTIFICACIÓN	
	5. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS	
	5.1. HIPÓTESIS	
	5.2. OBJETIVO GENERAL	
	5.3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	
	6. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL	
	6.1. ACLIMATACIÓN DE LA BIOMASA	
6.1.1.	ANAEROBIA	24
6.1.2.	AEROBIA	25
	6.2. COMPORTAMIENTO DE NITRÓGENO Y FOSFÓRO	25
	6.3. CRECIMIENTO BACTERIANO ANAMMOX	
	7. RESULTADOS Y DISCUSIONES	
	7.1. ACONDICIONAMIENTO DE LODO ANAEROBIO	2
7.1.1.	DETERMINACIÓN DE LA RELACIÓN BIOMASA/AGUA RESIDUAL	27
7.1.2.	OPERACIÓN DE REACTORES UASB	28
.....		36
	7.2. MONITOREO DE N Y P	
7.2.1.	Comportamiento de DQO y pH	39
7.2.2.	Comportamiento de nitrógeno	39
7.2.3.	Comportamiento de Fósforo	40
	7.3. OBTENCIÓN DE BIOMASA ANAMMOX	
	8. CONCLUSIONES	
	9. BIBLIOGRAFIA	
	10. ANEXOS	

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

Ilustración 1. Fotos tomadas fuera y dentro del rastro de San Juan del Río, Qro.	1
Ilustración 2. Etapas del proceso de eutrofización.....	8
Ilustración 3. Primer mecanismo propuesto por Jetten en 1995	14
Ilustración 4. Segundo mecanismo propuesto por Jetten en 1995	15
Ilustración 5. Microfotografía electrónica de transmisión de una célula <i>Candidatus Kuenenia stuttgartiensis</i> , (L. van Niftrik, Universidad de Radboud, Nijmegen, Holanda) (Kuenen, 2008)	16
Ilustración 6. Lodos anaerobios provenientes de una PTAR de la industria procesadora de maíz.....	24
Ilustración 7. Residuos de la filtración de la muestra del agua residual	25
Ilustración 8. Botella Schott empleadas para el análisis a distintas Relaciones Biomasa/Agua Residual.....	27
Ilustración 9. Puesta en marcha de los reactores.....	29
Ilustración 10. Gráfico de comportamiento del influente	29
Ilustración 11. Gráfico comparativo DQO, Reactor #1	34
Ilustración 12. Gráfico comparativo DQO, Reactor #2	34
Ilustración 13. Gráfico comparativo de remoción de DQO	38
Ilustración 14. Gráfico comparativo de remoción de DQO Reactores SBR.....	38
Ilustración 15. Remoción de NT	42
Ilustración 16. Remoción de NT en los reactores SBR.....	42
Ilustración 17. Gráfico comparativo de Fósforo Total.....	43
Ilustración 18. Gráfico comparativo de remoción de Fósforo Total en los reactores SBR	43
Ilustración 19. Gráfico de concentración de Amonio	45
Ilustración 20. Gráfico de concentración de nitrito.....	46
Ilustración 21. Gráfico de concentración nitrato.....	46

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Número de cabezas de ganado sacrificadas y producción de carne por año en el Estado de Querétaro (INEGI, 2017)	6
Tabla 2. Desechos, agente contaminante y cantidad de residuos por etapas en el proceso de sacrificio (COFEPRIS, 2006).	7
Tabla 3. Concentraciones promedio por parámetro en efluentes de rastro. Tomada de Jarauta L. et al. 2005.	7
Tabla 4. Medio Sintético (Van De Graaf, 1996)	13
Tabla 5. Ubicación por especie de bacterias del tipo Anammox	15
Tabla 6. Control en la fase nitrificación parcial-ANAMMOX (Zhang et al., 2008)	20
Tabla 7. Caracterización fisicoquímica de lodos anaerobios a utilizar	27
Tabla 8. Valores de DQO y Remoción porcentual a distintas relaciones de biomasa	28
Tabla 9. Parámetros monitoreados en el Reactor #1 (22.5 B/127.5 AR).	30
Tabla 10. Parámetros monitoreados en el Reactor #2 (30 B/120 AR).	31
Tabla 11. Valores promedio de pH	32
Tabla 12. Análisis comparativo, DQO	32
Tabla 13. Parámetros analizados en los Reactores del tipo SBR	35
Tabla 14. Comparativos de Remoción en el reactor UASB	36
Tabla 15. Comparativo de Remoción reactor EGSB	37
Tabla 19. Análisis comparativo, remoción de N, reactores SBR	40
Tabla 20. Análisis comparativo, remoción de Fósforo.	41
Tabla 21. Análisis comparativo, remoción de P, reactores SBR	41
Tabla 22. Composición del Medio Sintético	44
Tabla 23. Resultados preliminares de la etapa de arranque para la obtención de biomasa anammox	45

ABREVIATURAS

AGV: Ácidos Grasos Volátiles.

AL: Amoniac Libre

AP: Alcalinidad Parcial

AT: Alcalinidad Total

AMO: Amonio Mono-Oxigenasa.

ANAMMOX: ANoxic Ammonium Oxidation (Oxidación Anaerobia de Amonio).

ANMR: Reactor Anaerobio con adaptación de Membrana No Tejida.

BAO: Bacterias Amonio Oxidativas.

BNO: Bacterias Nitro Oxidativas.

DQO: Demanda Química de Oxígeno

EGSB: Reactor de Lecho Expandido de Lodo Granular.

HAO: Hidroxilamina Oxido Reductasa.

NA: Nitrógeno Amoniacal

NOR: Nitrito Óxido Reductasa.

NT: Nitrógeno Total

NTK: Nitrógeno Total Kjeldahl.

OD: Oxígeno Disuelto.

SBR: Sequencing Batch Reactor (Reactor Discontinuo Secuencial).

SST: Sólidos Suspendidos Totales

SSV: Sólidos Suspendidos Volátiles

ST: Sólidos Totales

SV: Sólidos Volátiles

TIF: Tipo Inspección Federal

TRC: Tiempo de Retención Celular.

TRH: Tiempo de Retención Hidráulico.

UASB: Upflow Anaerobic Sludge Blanket. (Reactor Anaerobio Flujo Ascendente).

1. INTRODUCCIÓN

Uno de los problemas ambientales más sonados en la actualidad es la contaminación de agua, esto, debido al consumo excesivo en actividades industriales, domésticas, agrícolas, etc., y a que no se les da un tratamiento previo a ser vertidas al alcantarillado público. Cuando estas llegan a los cuerpos de aguas naturales, aún con contaminantes característicos del proceso en el que fue empleada, altera el ecosistema de diversas maneras.

Esta problemática es mayor, conforme aumenta la población y con esto la demanda de productos, un ejemplo son los recursos zoogénéticos los cuales son transformados en una gran cantidad de productos útiles para el ser humano, entre ellos la carne para consumo, la cual es producida en mataderos denominados rastros o casas de matanza.

En este tipo de establecimientos el agua residual producida contiene gran cantidad de residuos orgánicos, como lo son, cuernos, pezuñas, pelo, contenido ruminal e intestinal, vísceras, sangre, carne de desecho, agua de lavado, orina y estiércol.



Ilustración 1. Fotos tomadas fuera y dentro del rastro de San Juan del Río, Qro.

En el Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica (CIDETEQ), se han realizado estudios para este tipo de efluentes, logrando obtener porcentajes de remoción de materia orgánica altos, por medio de reactores anaerobios del tipo UASB, sin embargo después de este tratamiento se observa que el agua tratada aún muestra contenidos de nitrógeno, nutriente, que entre otros provocan el fenómeno conocido como eutrofización, que

consiste básicamente en el crecimiento excesivo de algas. Esto conlleva al agotamiento de nutrientes, provocando una muerte masiva de flora que cuando mueren, para poder ser degradadas, ocasionan una disminución del oxígeno disuelto, causando la muerte de las especies acuáticas y disminución de la calidad del agua.

A lo largo del tiempo se ha buscado procesos biotecnológicos, que remuevan de manera eficaz y económica a este tipo de contaminantes. Dentro de esta búsqueda fueron descubiertas las bacterias tipo Anammox, las cuales han sido implementadas en diversos sistemas de tratamiento de aguas, dando como resultado altas remociones, al ser evaluadas en diferentes efluentes.

2. ANTECEDENTES

2.1. Aplicación del proceso anammox en tratamiento de aguas residuales provenientes de rastros y casas de matanza.

Dentro de las aplicaciones que se le han dado a este proceso podemos encontrar las siguientes:

- Oxidación Anaerobia de Amonio en un Biorreactor tratando Aguas Residuales de Rastros publicado en el 2005 en Brazilian Journal of Chemical Engineering por V. Reginatto y colaboradores, en el cual se hace la remoción de nitrógeno por medio de Nitrificación-Desnitrificación, y posteriormente se enriquecen la biomasa para obtener lodos tipo anammox a partir de lodo anaerobio empleado para el tratamiento de aguas residuales provenientes de rastros, dando como conclusión el correcto crecimiento bacteriano tipo anammox.
- Remoción de nitrógeno y materia orgánica en un Reactor de Lecho Fijo con aireación intermitente para el post-tratamiento de un efluente de una Planta Tratadora de Aguas Residuales de rastro. Publicado en Journal Environmental Chemical Engineering, Elsevier en el año del 2013, por A. C. Barana et al. (Brasil). El reactor se alimentó continuamente con el efluente de un reactor UASB, usado para tratar aguas residuales de una casa de matanza de aves. El tiempo de retención hidráulico (TRH) se mantuvo a 24 h con variaciones de ciclo, siendo 8 ciclos diarios de 1 h de aireación y 2 h sin aireación, el mejor promedio de eficiencia de remoción de nitrógeno fue de 62%, con presencia de bacteria tipo anammox.
- Influencia del tipo y fuente del inóculo, en la puesta en marcha de un reactor anammox por lotes secuenciales (SBR), publicado en septiembre del 2014 por Guerrero L. et al., en Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering. Se pretende poner en marcha un reactor anammox, para probar que la procedencia del inóculo afecta a la presencia bacteriana, se prueban cuatro inóculos: Reactor UASB de una fábrica de

cigarrillos, mezcla de lodos de la fábrica de cigarrillos con biomasa de un reactor piloto de la Universidad de Santiago de Compostela 3:1, Lodos procedentes de un reactor UASB de una casa de matanza avícola y un Reactor SBR de aguas residuales domésticas.

- Estabilización de Nitrificación Parcial para agua residual de casas de matanza avícolas en un Reactor Secuencial tipo Batch (SBR), publicado en el 2017 por De Assis, T. y colaboradores, en Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering, el objetivo principal es la preparación de dicha agua para un post tratamiento en un reactor con bacterias anammox, logrando la estabilización del proceso, solo con el monitoreo en tiempo real.

2.1.1. Gran Escala

- En Holanda en el año del 2012, la empresa con el nombre Rendac Son (parte de VION Ingredients), y la compañía de tecnología del agua Paques acordaron la construcción de una planta de tratamiento de aguas residuales innovadora que produciría energía verde. En Rendac Son se procesan residuos de animales (animales muertos y desechos de matadero) para convertirlos en biocombustible, produciendo una gran cantidad de aguas residuales. Se combinaría la digestión anaerobia y el proceso ANAMMOX, para tener una eficiente remoción de materia orgánica y nitrógeno, así como el aprovechamiento del biogás producido. Este proyecto se mencionó como uno de los más grandes, ya que ahorraría la energía que se podría suministrar a 300,000 casas, sin embargo, no se le da seguimiento a la información, por lo que queda en duda si se llevó a cabo la construcción de esta PTAR, o cuales fueron las causas del abandono del proyecto (Paques, 2012).
- En noviembre del 2013 Jensen y colaboradores del Centro Avanzado de Gestión del Agua de la Universidad de Queensland, Australia, realizó el trabajo de, revisión y evaluación de la aplicación de la tecnología de eliminación anaerobia de amonio para el tratamiento de aguas residuales. Dado que Australia es un país con alto consumo

de carne, proponen y dan justificaciones teóricas para la posible creación de un Planta de Tratamiento para aguas residuales de rastro a gran escala, que integre la remoción de materia orgánica y el proceso ANAMMOX para la eliminación de nitrógeno. Sin embargo, al hacer seguimiento de la existencia de una Planta a gran escala, no es posible encontrar la información.

3. FUNDAMENTO TEÓRICO

3.1. CARACTERÍSTICAS DEL AGUA RESIDUAL A TRATAR

3.1.1. PRODUCCIÓN DE CARNE EN MÉXICO

La carne, como un alimento básico en la dieta diaria, debido a su alto contenido de proteína animal (Medina, 2013), y a su creciente popularidad, aunado al crecimiento poblacional, ha desarrollado una demanda de producción alta, que se ve reflejado directamente al número de cabezas sacrificadas. Por ejemplo, a nivel nacional en el año del 2016, se sacrificaron 1,576,560 cabezas de ganado bovino y 4,776,393 cabezas de ganado porcino (INEGI, 2017). En el estado de Querétaro actualmente se cuenta con cuatro rastros Tipo Inspección Federal (TIF), y ocho rastros municipales con mala infraestructura y condiciones de operación. Así como también existen espacios de sacrificio inadecuados y sin regulación, lo que representa un problema sanitario (Gobierno del Estado de Querétaro). En la siguiente tabla se muestra el número de cabezas sacrificadas y la producción en kilogramos por año en el Estado de Querétaro.

Tabla 1. Número de cabezas de ganado sacrificadas y producción de carne por año en el Estado de Querétaro (INEGI, 2017).

AÑO	BOVINO		PORCINO	
	No. Cabezas	Producción (Ton)	No. Cabezas	Producción (Ton)
2014	49,698	14,440	204,272	15,689
2015	43,821	13,084	193,746	15,448
2016	39,733	11,572	222,960	17,724

3.1.2. DESCRIPCION Y CONSUMO DE AGUA POR ETAPAS EN EL PROCESOS DE SACRIFICIO.

El consumo total de agua en un rastro depende de varios factores, como son la frecuencia de limpieza, procesos de matanza, la especie en sacrificio, y el tamaño del establecimiento. En la siguiente tabla se muestra un promedio de las cantidades de desecho, que se emiten por cada etapa en el proceso de sacrificio.

Tabla 2. Desechos, agente contaminante y cantidad de residuos por etapas en el proceso de sacrificio (COFEPRIS, 2006).

ETAPA	DESECHOS	AGENTE CONTAMINANTE	RESIDUOS GENERADOS
RECEPCIÓN Y MANEJO DEL GANADO	Agua de limpieza de camiones, corrales y animales; orina y heces	Bionutrientes	21 litros /día*porcinos 105 litros/día*bovinos
ATURDIMIENTO O INSENSIBILIZACIÓN			
FAENADO	Sangre	Compuestos químicos orgánicos, Bionutrientes	7% del peso en porcinos y 10% del peso en bovinos
ESCALDADO	Agua caliente (75°C), pelo, grasas, materia orgánica.	Compuestos químicos orgánicos, Bionutrientes, Físico	60 litros por animal
DESOLLÉ EN BOVINOS	Cabeza, pezuñas, cola, piel, agua y sangre.	Compuestos químicos orgánicos, Bionutrientes	5 litros de agua por animal
EVISCERACIÓN Y DIVISIÓN DE LA CANAL	Rumen, contenido orgánico, grasas.	Compuestos químicos orgánicos, Bionutrientes, Biológicos.	36-45 kg de rumen 300-700 litro de agua por animal
INSPECCIÓN POST-MORTEM			
LAVADO DE LA CANAL	Agua y sangre.	Compuestos químicos orgánicos, Bionutrientes	No cuantificada.
LIMPIEZA DE LAS INSTALACIONES	Sangre, orina, heces, pelo, grasa, detergentes y desinfectantes	Compuestos químicos orgánicos, Bionutrientes	No cuantificada.

3.1.3. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE EFLUENTES DE RASTRO

Las características principales promedio que podemos encontrar en un efluente de rastro son las siguientes:

Tabla 3. Concentraciones promedio por parámetro en efluentes de rastro. Tomada de Jarauta L. et al. 2005.

PARÁMETRO	CONCENTRACIÓN (mg/L)
DQO	4000 – 12000
DBO	1200 – 7000
SST	300 – 2500
GRASAS	100 – 600
N ₂	200 – 750
pH	6.8 – 7.8

Los parámetros en los que se han enfocado más las investigaciones, en cuanto a remoción se refiere, es la carga orgánica medida como DQO y el nitrógeno medido como nitrógeno total Kjeldahl, que cuantifica el nitrógeno amoniacal, nitrógeno oxidado y nitrógeno orgánico.

3.2.EL NITRÓGENO COMO CONTAMINANTE

Es sabido que la presencia de nitrógeno y fósforo, son benéficos para el ambiente, sin embargo, cuando se encuentra en cantidades no apropiadas, es decir, que exceden la cantidad normal del medio (20-70 mg N/L), genera daños en los ecosistemas.

Cuando las aguas residuales no son tratadas, o bien, aún contienen cantidades significativas de nutrientes, al incorporarse a cuerpos de agua, el exceso de estos, hace que la vegetación acuática crezca desmedidamente, y a su vez retiene sedimentos, lo que provoca la reducción volumétrica del cuerpo de agua, además de que el crecimiento vegetal evita el paso de la luz solar, provocando muerte de especies que necesitan de esta y agotan de manera rápida los nutrientes, reduciendo su tiempo de vida, por lo que al ser biodegradadas disminuye el oxígeno disuelto contenido en el agua, provocado así el fenómeno conocido como eutrofización, que a grandes rasgos es la aceleración del envejecimiento del cuerpo acuático. Este proceso de envejecimiento consiste en cuatro etapas, que se nombran de acuerdo con el contenido de nutrientes:

- 1.- Oligotróficos: Pocos nutrientes
- 2.- Mesotróficos: Contenido intermedio de nutrientes
- 3.- Eutrófico: Gran cantidad de nutrientes
- 4.- Tierra húmeda o marisma

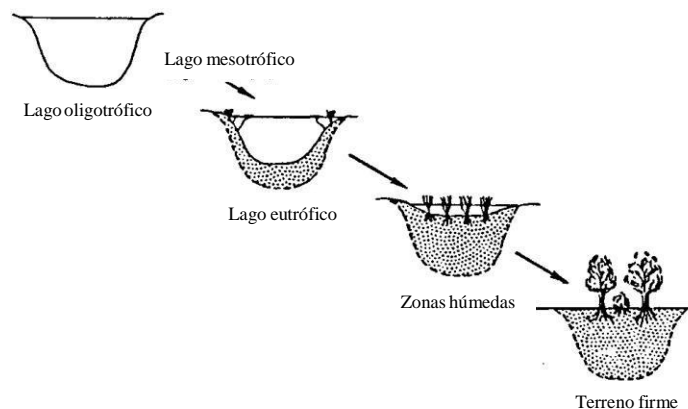


Ilustración 2. Etapas del proceso de eutrofización

Aunque este es un proceso natural, la contaminación de aguas por estos nutrientes, favorecen y aceleran este fenómeno.

3.2.1. TECNOLOGÍAS TRADICIONALES PARA LA REMOCIÓN DE NITRÓGENO

3.2.1.1. FISICOQUÍMICAS

Este tipo de técnica logra remociones muy altas en periodos de tiempo cortos, sin embargo, no son aplicados con la misma proporción que los sistemas biológicos, ya que tienen un mayor costo, requieren de capacitación más técnica para su aplicación, además de que algunos generan subproductos muchas veces tóxicos, que requieren de disposición especial, trasladando el problema de un lugar a otro. Entre alguno de ellos está la desorción, intercambio iónico, cloración, ozonización.

3.2.1.2. BIOLÓGICAS

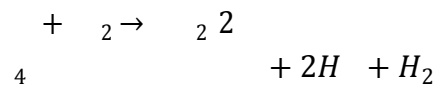
PROCESO NITRIFICACIÓN-DESNITRIFICACIÓN (NDN).

En el medio ambiente la forma natural de eliminar el nitrógeno es el proceso de nitrificación y desnitrificación (NDN).

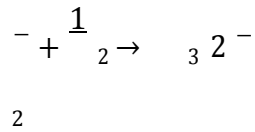
La nitrificación es llevada a cabo por bacterias autótrofas aerobias, más específicamente, bacterias quimiolitautótrofas (que usan sustancias químicas como fuente de energía), estos organismos nitrificantes los podemos clasificar en dos grandes grupos, las Bacterias Amino Oxidantes (BAO) y las Bacterias Nitrito Oxidantes (BNO). Obtienen su energía de compuestos reducidos del nitrógeno y como fuente de carbono el CO₂ disuelto y el Oxígeno como aceptor de electrones.

El proceso consta de dos etapas. La primera es la oxidación de amonio (NH₄⁺) a nitrito (NO₂⁻), proceso conocido como nitritación, llevada a cabo por las BAO. El amonio es transformado en Hidroxilamina (NH₂OH) por la enzima Amonio Mono-Oxigenasa (AMO), y por medio de la enzima Hidroxilamina Óxido-Reductasa (HAO), es convertida a nitrito, consumiendo en esta etapa, la mayor cantidad de oxígeno disuelto. La reacción de nitritación es la siguiente:

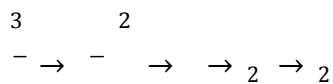




En la segunda etapa ocurre la oxidación de nitrito (NO_2^-) a nitrato (NO_3^-), nitratación, que se lleva a cabo por las BNO mediante el complejo enzimático Nitrito Óxido-Reductasa (NOR).



Una vez que se ha realizado el proceso de nitrificación, el nitrato producido es reducido mediante un proceso heterotrófico y anóxico, denominado desnitrificación, realizado por diferentes enzimas. Los géneros más comunes de bacterias desnitrificantes son: *Alcaligenes* y *Thiosphaera*: que oxidan el ion amonio (NH_4^+) en nitritos (NO_2^-) solamente en presencia de una fuente de carbono diferente al CO_2 (heterótrofos) y, posteriormente, bajo condiciones aerobias con alta concentración de oxígeno (5 a 7 mg OD/L), reducen los NO_2^- en N_2O y consumen DQO. (Castignetti y Hollocher, 1984), *Paracoccus*: oxidante de nitrógeno en presencia de oxígeno, *Pseudomonas*: desnitrificantes heterótrofos, capaces de desnitrificar bajo condiciones aerobias debido a que pueden utilizar indistintamente el O_2 y los NO_x como receptores de electrones (Lloyd et al., 1987), *Thiobacillus*: bacterias aerobias facultativas que utilizan el oxígeno molecular como aceptor final de electrones. Cuando se encuentran en ausencia de O_2 y en presencia de nitratos o de nitritos (medio anóxico), estos microorganismos son capaces de cambiar su metabolismo y de utilizar los óxidos de nitrógeno (NO_x) como aceptores finales de electrones (Ralph, 1974; Knowles, 1982).



En base a este proceso se desarrollaron tecnologías para el tratamiento de aguas, sin embargo, al tener un alto coste de operación, ya que es necesario airear el efluente para lograr la nitrificación y al necesitar suficiente carga orgánica, se adicionan reactivos químicos que funjan con esta operación, para así lograr una buena eficiencia en este tipo de tratamientos. Lo que llevo a la búsqueda de nuevas alternativas para desnitrificar aguas residuales.

DESNITRIFICACIÓN AEROBIA POR CO-RESPIRACIÓN DE O₂ Y DE NO_x

Este proceso es realizado por un grupo de microorganismos desnitrificantes heterótrofos, capaces de desnitrificar bajo condiciones aerobias debido a que pueden utilizar indistintamente el O₂ y los NO_x como aceptores de electrones (Lloyd, Boddy, & Davies, 1987).

NITRIFICACIÓN Y DESNITRIFICACIÓN SIMULTÁNEA

Es uno de los métodos más estudiados, consiste en crear condiciones aerobias para la nitrificación y anóxicas para la desnitrificación, se logra por microzonas anóxicas al interior de los consorcios bacterianos en condiciones aeróbicas. En estas microzonas, el oxígeno es incapaz de penetrar, pero no así los NO_x generados por las bacterias nitrificantes (Masuda, S., Watanabe, Y. e Ishiguro, 1991).

DESNITRIFICACIÓN POR MICROORGANISMOS NITRIFICANTES

Se lleva a cabo en un sistema de Biodiscos, presentando una nitrificación completa en altas cargas, y una pérdida de aproximadamente del 60% del nitrógeno (soluble), que es transformado por la acción de microorganismos nitrificantes en N₂ sin consumo de DQO, en condiciones aerobias de aproximadamente 1.0 mg OD/l (Helmer et al., 1999).

LA QUIMIO-DESNITRIFICACIÓN

Este proceso se basa en una serie de reacciones del tipo óxido-reducción, las cuales llevan a la formación de HNO₂, NO y N₂O. La reacción más importante es la reducción de nitritos, catalizada por un pH bajo que da como productos finales NO, N₂O y N₂ (Weaver, Angle, & Bottomley, 1994).

DESNITRIFICACIÓN AUTÓTROFA POR MICROORGANISMOS DESNITRIFICANTES ANÓXICOS

En 1995 Mulder y colaboradores observaron por primera vez la oxidación de amonio bajo condiciones anaerobias nombrado este proceso como Oxidación Anóxica de Amonio o por

sus siglas en inglés, ANAMMOX, donde este tipo de bacterias desamonifica el amonio y desnitrifica el nitrito. Sin embargo, en este proceso, los microorganismos requieren de nitrito, por lo que es necesario realizar una nitrificación parcial. Es en este dónde se mantienen altas expectativas, al ser un bioproceso, económico y eficiente en cuanto a la remoción de altas cargas de nitrógeno. Desde su descubrimiento, hasta la fecha ha sido utilizado en diversos tratamientos, variando desde el proceso de obtención del consorcio, el tipo de reactor que lo contendrá en el tratamiento, y el efluente a tratar.

CÁTODOS DE AIRE DE PANEL PLANO (CELDA DE COMBUSTIBLE MICROBIANAS MFCS).

Consta de cinco unidades de MFCs conectadas en serie, con un TRH de 2.5 h, y con eliminación de DQO al 85% y remoción de N del 94%, con concentraciones de DQO de 20.7 mg/L y NT 1.7 mg/L (Park Y., et al. 2017).

LODO ACTIVADO DE PELÍCULA FIJA INTEGRADO (IFAS).

Al evaluar a escala piloto (500-800 L) de aguas residuales domésticas, con remociones del 83% DQO y 80% NT (Bengtsson, S., et al, 2017).

3.3.PROCESO ANAMMOX.

En 1977, Broda plantea la posible existencia de una variedad de microorganismos capaces de oxidar el amonio a N_2 por medio del nitrato u Oxígeno, todo esto por medio de cálculos termodinámicos, pero sin ninguna demostración (Mulder et al, 1995). Es 10 años después, cuando en una compañía holandesa de fermentación Gist Brocades, Arnold Mulder, observa la conversión de Amonio a N_2 en su planta piloto de desnitrificación, ya que noto la oxidación del Amonio en condiciones anaerobias, decide nombrarlo: ANAMMOX, por sus siglas en inglés (ANaerobic AMMonium Oxidation) (Kuenen, 2008).

Posteriormente a su descubrimiento, Mulder, al no poder enriquecer, desarrollar o identificar a los microorganismos, decide acudir a J. Gijs Kuenen, que, junto con su alumna, Astrid van De Graaf y Lesley Robertson, descubrieron que realmente se trataba de un proceso biológico, y que el microorganismo oxida el amonio en presencia de nitrito, ya que este actúa como

receptor de electrones. También se determinó que por cada 5 moles de Amonio se requerían 3 moles de nitrato (Mulder, 1995).

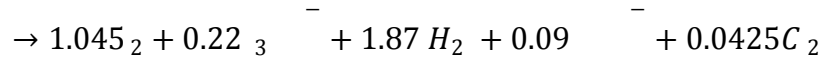
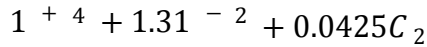
En este mismo tiempo Mike Jetten se unió al grupo de trabajo de Kuenen y fue clave para determinar que la biomasa no puede desarrollarse en sistemas por lotes, ya que en un periodo de entre 24 y 48 h el sistema se inhibe. Así mismo observaron que las bacterias solo podían crecer al unirse a partículas de arena, convirtiéndose en un floculo cuyo 60 % de su biomasa correspondía a células cocoides, que compartían similitudes a los planctomicetos.

En 1996 Van De Graaf y colaboradores dan a conocer el primer medio sintético autotrófico, para el enriquecimiento de los microorganismos ANAMMOX el cual consistió en:

Tabla 4. Medio Sintético (Van De Graaf, 1996)

Composición Medio Sintético		
	Reactivo	Cantidad
	Sulfato de Amonio	330 mg
	Nitrito de Sodio	345 mg
	Bicarbonato de Potasio	500 mg
	Fosfato de Potasio Monobásico	27.2 mg
	Sulfato de Magnesio	300 mg
	Cloruro de Calcio Dihidratado	180 mg
Solución I	Ácido etilendiaminotetraacético	5 g
	Sulfato Ferroso	5g
Solución II	EDTA	15 g
	Sulfato de Zinc Heptahidratado	0.43 g
	Cloruro de Cobalto Hexahidratado	0.24 g
	Cloruro de Manganeso Tetrahidratado	0.99 g
	Sulfato de Cobre Pentahidratado	0.25 g
	Ácido Bórico	0.014 g
	Molibdato de Sodio Dihidratado	0.22 g
	Cloruro de Níquel Hexahidratado	0.19 g
	Selenato de Sodio Decahidratado	0.21 g

Logrando una mejora en el proceso Anammox al tener dicho enriquecimiento, y se obtuvo una primera posible ecuación estequiométrica.



Además de demostrar que algunos reactivos, como lo son: Glucosa, Acetato, Fructuosa, Azufre y Tiosulfato, ayudan a incrementar la formación de nitritos, mientras el Sulfato y Sulfuro incrementan la actividad Anammox.

En 1997 este mismo grupo de trabajo, identifico lo que podrían ser una de las rutas intermedias del proceso, determinaron que el amonio se oxidó biológicamente usando Hidroxilamina como un probable aceptor de electrones, produciendo Hidracina. Posteriormente la Hidracina se convierte en N₂ al oxidarse.

Se propone que la Hidracina podría servir como fuente de energía para la reducción de nitritos. Sin embargo, salieron a la luz, algunas incógnitas en cuanto a las enzimas que pueden estar presentes en el proceso.

Es en 1999, cuando Jetten y colaboradores nombran por primera vez a esta bacteria, y la denominan Candidatus Brocadia Anammoxidans, a su vez explican los posibles mecanismos de reacción y localización celular de los sistemas enzimáticos implicados en la oxidación anaeróbica de amonio.

El primer mecanismo consiste en que “El amonio y la hidroxilamina se ven convertidos en hidracina por un complejo enzimático unido a la membrana, la hidracina se oxida en el periplasma a N₂, el nitrito se reduce a hidroxilamina en el sitio citoplásmico del mismo complejo enzimático responsable de la oxidación de hidracina con un transporte interno de electrones” (Jetten, 1999).

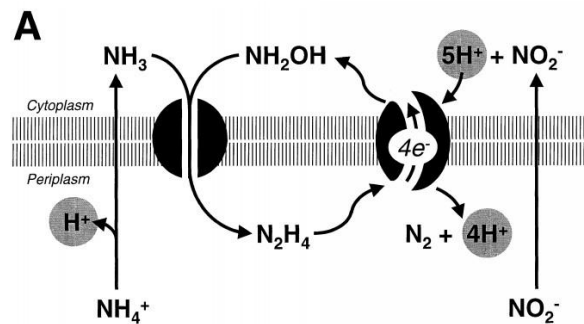


Ilustración 3. Primer mecanismo propuesto por Jetten en 1995

El segundo mecanismo propuesto, dice que, “El amonio y la hidroxilamina se convierten en hidracina por un complejo enzimático unido a la membrana, la hidracina se oxida en el periplasma a N₂, los electrones generados se transfieren a través de una cadena de transporte de electrones a la enzima reductora del nitrito en el citoplasma” (Jetten,1999).

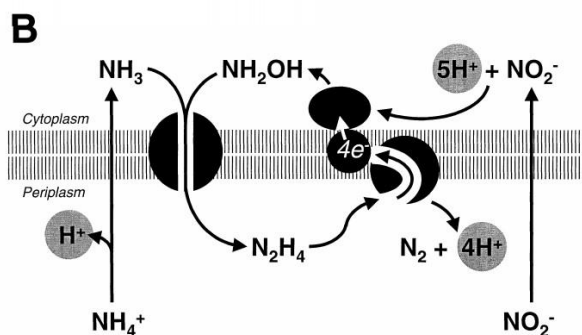


Ilustración 4. Segundo mecanismo propuesto por Jetten en 1995

Al pasar de los años, se fueron encontrando distintos tipos de bacterias capaces de llevar a cabo este proceso, sin embargo, entre las diferentes familias y especies, no hay indicios de que su fisiología, metabolismo o estructura sean significativamente diferentes (Kuenen, 2008). En la siguiente tabla se muestra una recopilación de las bacterias hasta ahora conocidas y su posible localización.

Tabla 5. Ubicación por especie de bacterias del tipo Anammox.

FAMILIA	ESPECIE	Ubicación Principal	REFERENCIA
Brocadia	<i>Ca. Brocadia anammoxidans</i>	Enriquecimientos de plantas de	Strous et al. 1999
	<i>Ca. Brocadia fulgida</i>	Tratamiento de Aguas Residuales y reactores	Kartal et al. 2004
Kuenenia	<i>Ca. Kuenenia stuttgartiensis</i>	Anammox a Gran Escala.	Schmid et al. 2000
Sacalindua	<i>Ca. Sacalindua sorokinii</i>	Ambientes Marinos, Mar Negro,	Kuypers et al. 2003
	<i>Ca. Sacalindua brodae</i>	Namibia, Chile, Perú, Tanganica,	Schmid et al. 2003
	<i>Ca. Sacalindua wagneri</i>	Tanzania, Gotemburgo.	
	<i>Ca. Sacalindua arábica</i>		Woebken et al. 2008
Otras	<i>Ca. Jettenia asiática</i>	No reportado	Tsushina et al. 2007
	<i>Ca. Anammoxoglobus propionicus</i>	Laboratorio (medio mineral)	Kartal et al. 2007

*Ca. = Candidatus

A su vez, se fue descubriendo la forma general de la célula. Estas bacterias carecen de peptidoglicanos y contienen compartimientos rodeados por membranas en el interior celular. El componente principal en estas bacterias es el anammoxosoma, el cual representa el 30% del volumen interno, y protege a la célula de la hidracina, compuesto intermedio de la reacción, que puede ser tóxico si se acumula en largos periodos. Esta membrana contiene grandes cantidades de la enzima Hidroxilamina Oxidoreductasa (HAO), encargada de oxidar la Hidracina y es capaz de oxidar también Hidroxilamina. El riboplasma, otro compartimiento subcelular, es el equivalente del citoplasma que contiene ribosomas en la mayoría de las otras bacterias. Un análisis de los balances de masa mostró que el organismo es autótrofo, es decir, usa dióxido de carbono como fuente de carbono para producir biomasa ($\text{CH}_2\text{O}_{0.5}\text{N}_{0.15}$) y que el nitrito no solo funciona como un aceptor de electrones para la oxidación de amonio, sino también como un donante de electrones para la reducción de dióxido de carbono (Kuenen, 2008).

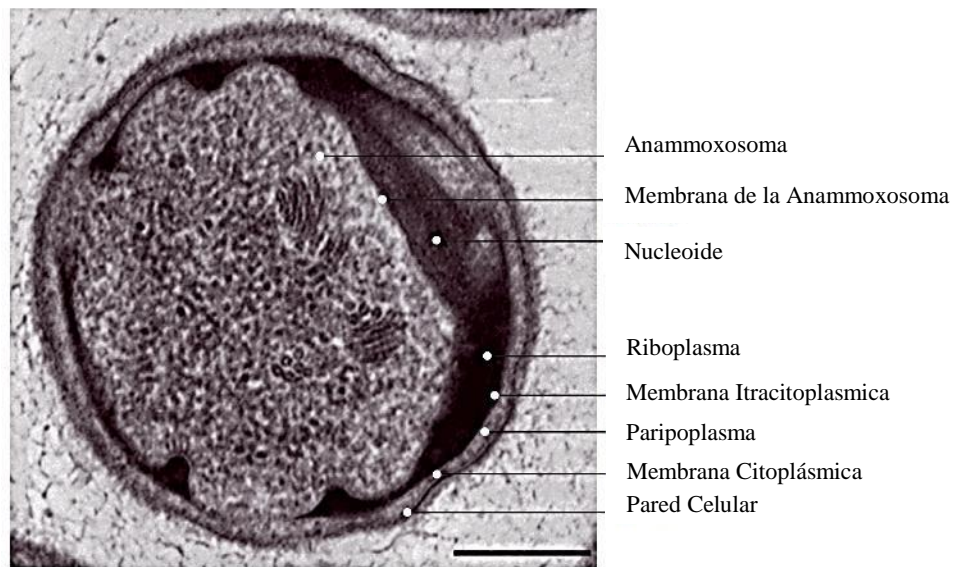
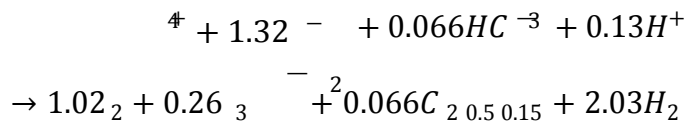


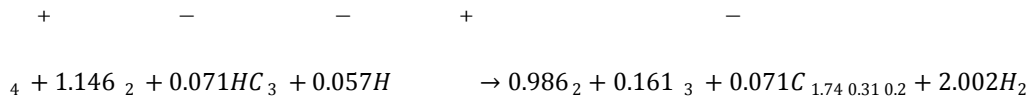
Ilustración 5. Microfotografía electrónica de transmisión de una célula *Candidatus Kuenenia stuttgartiensis*, (L. van Niftrik, Universidad de Radboud, Nijmegen, Holanda) (Kuenen, 2008).

3.3.1. Estequiometria del metabolismo ANAMMOX

La estequiometria en cualquier proceso es una pieza clave para determinar la estabilidad y poder controlarlo. La estequiometria Anammox más reconocida es la propuesta en 1998 por Strous y colaboradores, obtenida de un reactor tipo SBR.

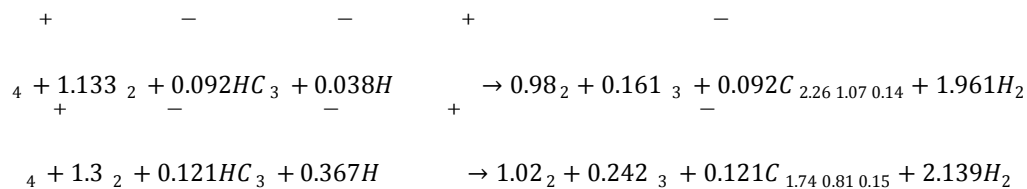


En el 2014, Lotti y colaboradores propone una nueva ecuación estequiométrica, deducida a través de un reactor MBR con una precisión mayor en el balance de carbonos y un balance de electrones con un menor error.



Ambas ecuaciones se proponen con condiciones estables a NLR (<1,5 gN / L / d). En diversas publicaciones se hace ver que la estequiometría anammox varía según las condiciones operativas y el estado fisiológico del proceso (Ni et al., 2012; Zhang et al., 2016a).

Zhang, Y., y colaboradores en 2018, hace un nuevo estudio con cargas altas y bajas de N, en un reactor Anammox de Película Adjunta a un Lecho Expandido (AAFEB), obteniendo las siguientes ecuaciones, a 5 y 50 gN/L/d respectivamente.



Concluyendo así, que la estequiometria anammox se ve afectada por las condiciones de crecimiento y que existe un deterioro del proceso, conforme aumenta la carga de N.

3.3.2. VARIABLES QUE AFECTAN DIRECTAMENTE EL PROCESO ANAMMOX

- **pH:** El rango de pH para este tipo de bacterias está entre 6.7 y 8.3, el rango óptimo para la degradación de amonio y nitrito depende de la especie de bacteria empleada.
- **Temperatura:** Para llevar a cabo el proceso la temperatura debe de mantenerse entre 25 y 43 °C.
- **Oxígeno Disuelto:** menor a 0.5% de Oxígeno disuelto de saturación.
- **Velocidad de agitación:** Debe de estar entre 60 y 180 rpm, para que no exista muerte celular ya que provocaría rompimiento granular.
- **Sustrato:** El proceso es inhibido a concentraciones mayores a 100 mg de nitrito/L

3.3.3. SISTEMAS ANAMMOX

Ya que el crecimiento de las bacterias tipo Anammox es lento, se requiere de una retención de biomasa alta. Entre los reactores que se han utilizado son:

LECHO FLUIDIZADO: Fueron de las primeras tecnologías empleadas para cultivar este tipo de bacterias, utilizaron arena como soporte. En 1995 Mulder y colaboradores, logran una alta remoción, sin embargo, el reactor presento inestabilidad.

LECHO FIJO: Strous y colaboradores en 1997, emplearon diversos soportes para estudiar el cultivo, se obtuvieron remociones del 88%, sin embargo, por la estructura del reactor, el nitrito se acumuló en la parte inferior, inhibiendo a la bacteria.

SBR (Reactor Discontinuo Secuencial): Es un sistema de lodos activados, opera de manera cíclica, siguiendo el procedimiento de llenado, reacción, purga, sedimentación y vaciado, en

un mismo reactor. La etapa de llenado puede ser estática o dinámica. La biomasa degrada los contaminantes en la etapa de reacción, en constante agitación. La etapa fundamental en este reactor es la purga, ya que regula la concentración biológica en el reactor. Después se sedimentan y se vacía el agua ya tratada.

Debido a su simplicidad, homogeneidad, distribución del contenido, retención de biomasa y estabilidad, es una tecnología apropiada para enriquecer a las bacterias Anammox. Ha sido una de las tecnologías más empleadas, en el 2004 Dapena-Mora et al., enriqueció un reactor de este tipo, con una mezcla de lodos activos de tres plantas de tratamiento de aguas residuales diferentes, obteniendo una eliminación de nitrógeno del 99%.

UASB (Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente): Este tipo de reactor opera en régimen continuo y en flujo ascendente, es decir, el afluente ingresa por la parte inferior, atraviesa el reactor, y sale por la parte superior. Su principal característica es que las bacterias se agrupan de manera natural y forman flóculos y gránulos, es por esto y por la retención de biomasa, lo que lo hace apropiado para un buen tratamiento, y una gran oportunidad para dar paso a la formación de gránulos tipo Anammox, en últimas investigaciones Niu Quigui (2016), en un reactor de este tipo, realizo una mezcla de 2 L de lodos activados Anammox, 2 L de lodos de digestión anaerobia y 1 L de lodo granular aerobio, tomados de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales, obteniendo como resultado remociones del 95 al 99%.

3.4.PROCESO DE NITRITACIÓN PARCIAL.

Es necesario, considerar la estequiometría del proceso ANAMMOX (Strous et al., 1998), y asegurarse que el afluente alimentado al proceso tenga una relación $\text{NO}_2^- : \text{NH}_4^+$ de 1.32, aunque es recomendable alimentar Amonio en exceso, ya que la acumulación de nitrito inhibe a la bacteria, cuando las concentraciones son mayores a 100 mg N- NO_2 /L (Strous et al., 1999). Una consideración importante, propuesta por Peng y Zhu en el 2006, es que se debe de evitar la acción de las BNO, para mantener una correcta relación estequiométrica, esto puede lograrse teniendo en cuenta los parámetros de operación:

- **Temperatura:** Es un punto clave en el crecimiento de las bacterias, las BAO a los 26 °C tienen una razón de crecimiento mayor a las BNO, y a los 35 °C las BAO duplican en número a las BNO.
- **Alcalinidad:** Basándonos de nuevo en la estequiometría de la reacción es importante mantener la alcalinidad a 1 mol de HCO_3^- por mol de NH_4^+ oxidado para una relación $\text{NH}_4^+ : \text{HCO}_3^-$ de 1.14 para obtener una producción de 1.32 moles de nitrito por mol de amonio oxidado.
- **Concentración de oxígeno disuelto:** Se ha comprobado que a una concentración menor de oxígeno disuelto será más apropiado para las BAO, lo cual conllevará la acumulación de nitrito (Peng et al., 2004). Garrido et al, en 1997 determinaron que el nivel de máxima oxidación de amonio y acumulación de nitrito se presenta en los 1.5 mg O_2/L . Bajo los 0.5 mg O_2/L no se observa oxidación del amonio y también puede presentarse crecimiento de organismo filamentosos, y por sobre los 1.7 mg O_2/L ocurre una completa nitrificación hasta nitrato (Ruiz et al., 2003). Una concentración idónea de oxígeno disuelto está entre 1 y 1.5 mg O_2/L para llevar a cabo la nitrificación parcial (Peng y Zhu, 2006).

Tabla 6. Control en la fase nitrificación parcial-ANAMMOX (Zhang et al., 2008).

REACTOR	pH	T (°C)	DO (mg/L)	TRH (d)	$\text{NH}_4^+ - \text{N} / \text{NO}_2^- - \text{N}$	REFERENCIAS
CSTR (Reactor Continuo de Tanque Agitado)	7.23	30-40	Control en cascada 3-4	1	1.09	Van Dongen et al., 2001
		30		1.2	1.10	Fux et al., 2002
NR					Volcke et al., 2006	
SBR		15-30		1	0.60	Hwang et al., 2005
Lecho fluidizado	0.5-0.25		0.61	Yamamoto et al., 2006		

3.4.1. TECNOLOGÍAS USADAS PARA LA NITRITACIÓN PARCIAL

Reactor SHARON (Single reactor for High activity Ammonia Removal Over Nitrite):

Opera a temperatura de 35 °C, en el cual no hay retención de biomasa, tiene la ventaja de no necesitar un control riguroso, ya que cuando se ha oxidado un 50% de amonio, el pH baja a 6.7 aproximadamente, con lo cual las BAO se inhiben automáticamente (Dapena-Mora, 2002). No son considerados para su aplicación debido al alto coste operacional.

Reactores SBR (Sequential Batch Reactor): Esta tecnología es más fácil de controlar ya que la biomasa generada puede ser retenida, en este tipo de equipos las bacterias nitrato oxidantes son inhibidas por factores tales como limitaciones de oxígeno disuelto, o por la concentración de amoniaco o ácido nítrico libre (Ganigué et al., 2008).

- **CANON (Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite):** Consiste en el acoplamiento de la nitrificación parcial y el proceso ANAMMOX en un mismo reactor aireado (Third K. et al, 2001). Su facilidad operacional radica en que no es necesario tener varios equipos, ya que todo el proceso es llevado a cabo en un mismo reactor. Las BAO oxidan parcialmente el amonio a nitrito y al mismo tiempo consumen el oxígeno disuelto. Esto genera las concentraciones apropiadas de amonio, nitrito y oxígeno para la biomasa Anammox. La biomasa forma una biopelícula estratificada, donde, la capa exterior está conformada por organismos nitrificantes que consumen el oxígeno disponible y la capa interior no alcanza a difundir el oxígeno y da lugar a la biomasa Anammox.

4. JUSTIFICACIÓN

De acuerdo con lo anteriormente mencionado, los efluentes de las industrias cárnicas forman parte de una problemática ambiental en todo el mundo, principalmente por dos razones, la cantidad de efluente emitido y las características de este. Por ejemplo, en el Estado de Querétaro, se emiten aproximadamente 227,097 litros diarios, en la producción de carne bovina y porcina. La segunda razón, y quizás la más importante, recae en el impacto ambiental que provocan los residuos que contiene, los cuales son contaminantes físicos, compuestos químicos orgánicos, nutrientes y agentes biológicos.

Este trabajo está enfocado a la remoción de los nutrientes, en especial los compuestos de nitrógeno, por ejemplo, el amonio, que se produce por la degradación anaeróbica de la materia orgánica, a través de la amonificación y la reducción disimilatoria de nitratos y/o nitritos; el nitrito puede originarse a partir de la reducción de nitrato, que a su vez puede deberse a organismos desnitrificantes comunes (litoautótrofos u organoheterotróficos) (Jetten, 1999).

La concentración promedio de NTK, en este tipo de efluentes es de, 200 – 750 mg/L (Jarauta L. 2005). Si se realiza una comparación de valores teóricos con los límites máximos permisibles que establece la NOM-001-SEMARNAT-1996, que en este caso es un Promedio Diario de 60 mg/L y un Promedio Mensual de 40 mg /L, podemos concluir que es necesario buscar un proceso que reduzca las cantidades de nitrógeno contenidas.

Al pasar de los años, se han realizado estudios con diversos sistemas, justamente con esta finalidad, y es donde surge, el proceso ANAMMOX, que ha resaltado en las últimas investigaciones, mostrando altos porcentajes de remoción en los diferentes efluentes tratados, así como la disminución del consumo de energía, otra ventaja es la baja producción de biomasa, estequiométricamente hablando, es de 0.066 mol C/mol Amonio eliminado, que al compararla con los procesos convencionales (0.105 mol C/mol Amonio eliminado), podemos deducir que se produce casi un 43% de biomasa menos, lo cual nos lleva a reducir costos de operación y tratamiento de lodos (López Castillo, 2008), así como una reducción de emisiones de CO₂. Sin embargo, este proceso se caracteriza solo por desnitrificar en presencia de nitritos, lo que hace necesaria una nitrificación parcial previa, que se lleva a cabo por el acoplamiento a un reactor aerobio.

5. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS.

5.1.HIPÓTESIS

El porcentaje de remoción de nitrógeno en efluentes de rastros y casas de matanza se ve afectado directamente por el tipo de reactor en el que se encuentra el consorcio microbiano.

5.2.OBJETIVO GENERAL

Optimizar la remoción de nitrógeno en el sistema de tratamientos de aguas residuales provenientes de Rastros y Casas de Matanza.

5.3.OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar la relación óptima Biomasa/Agua Residual.
- Estudiar el tratamiento de efluentes de rastro sometidos en un reactor tipo anaerobio, evaluando dos tipos de reactores UASB y EGSB.
- Estudiar el comportamiento de remoción de materia orgánica, así como los parámetros de pH y oxígeno disuelto en el tratamiento aerobio (post anaerobio).
- Estudiar el comportamiento de nitrógeno y fósforo de los efluentes provenientes de rastros y casas de matanza después del tratamiento anaerobio y aerobio.
- Desarrollar la biomasa Anammox a partir de lodos activados.
- Encontrar las condiciones de operación óptimas, para un reactor tipo SBR, para la nitrificación óptima previa al proceso Anammox, para lograr de 40 a 45 % de conversión a nitritos.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

9. BIBLIOGRAFIA

Barana A., Lopes D., Martins T., Pozzi E, Damianovic M., Del Nery V., Foresti E. (2013) *Nitrogen and organic matter removal in an intermittently aerated fixed-bed reactor for post-treatment of anaerobic effluent from a slaughterhouse wastewater treatment plant*. Journal of Environmental Chemical Engineering 1:453-459.

Bengtsson, S., Karlsson, A., Alexandersson, T., Quadri, L., Hjort, M., Johansson, P., Morgan-Sagastume, F., Anterrieu, S., Arcos Hernandez, M., Karabegovic, L., Magnusson, P., Werker, A. (2017). *A process for polyhydroxyalkanoate (PHA) production from municipal wastewater treatment with biological carbon and nitrogen removal demonstrated at pilot-scale*. New Biotechnology, Volume 35, Pages 42-53.

Broda E. (1977). *Two kinds of lithotrophs missing in nature*. Journal of Basic Microbiology. Environment Health Techniques. Volume 17. Pages 491-493

Cajicas, C. A., Pérez V. A., Torres L. P. 2005. *Importancia del pH y la alcalinidad en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca*. Scientia et Technica Año XI. (27) pág. 243-248

Castillo Rivera, L., Montoya Herrera, L., & Ruíz García, J. (2001). *Tratamiento integral de residuos de rastro*. Ciencia y Desarrollo, 48-53.

COFEPRIS. (2006). *Evaluación de riesgos de los rastros y mataderos municipales*. 37-41

Dalsgaard, T., Thamdrup, B. y Canfield, D. E. (2005). *Anaerobic Ammonium Oxidation (Anammox) in the marine environment*. Res. Microbiol.

Dapena-Mora, A., Campos, J.L., Mosquera-Corral, A., Jetten, M.S.M., Mendez, R., (2004). *Stability of the Anammox process in a gas-lift reactor and a SBR*. J. Biotechnol. 110, 159–170.

De Assis T., Schiliching M., Lopes K., Kunz A., Gomes S. (2017). *Stability of partial nitrification of poultry slaughterhouse wastewater in a sequential batch reactor*. Eng. Agríc. vol.37 no.2, 323-332.

Ferrara, G., & Ramírez, A. (2010). *Influencia De La Relación C: N En La Remoción De Nitrógeno Influence of C / N Ratio on the Removal of Nitrogen by Using a Combined System of Sequential Batch Reactors*. Revista de La Facultad de Ingeniería Universidad Central de Venezuela, 25(4), 41–51.

Fux C, Boehler M, Huber P, Brunner I, Siegrist H. (2002). *Biological treatment of ammonium - rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (Anammox) in a pilot plant*. Journal of Biotechnology. 99, 295–306.

Fux, C., Marchesi, V., Brunner, I. and Siegrist, H. (2004). *Anaerobic ammonium oxidation of ammonium- rich waste streams in fixed-bed reactors*. Water Sci. Technol., 49(11–12), 77–82.

Ganigué, R., López, H., Ruscalleda, M., Balaguer, M., Colprim, J. (2008). *Operational strategy for a partial nitrification-SBR (PN-SBR) treating urban landfill leachate to achieve a stable influent for an anammox reactor*. J. Chem. Technol. Biotechnol. 83(3), 365–371.

Guerrero L, Van Diest F, Barahona A, Montalvo S, Borja R. (2013). *Influence of the type and source of inoculum on the start-up of anammox sequencing batch reactors (SBRs)*. J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng. 2013;48(10):1301-10

Gobierno del Estado de Querétaro. (s.f.). *Plan Querétaro 2010-2015*. Querétaro.

Helmer, C., Kunst, S., Juretschko, S., Schmid, M.C., Schleifer K.-H. Y Wagner, M. *Nitrogen loss in a nitrifying biofilm system*. Wat. Sci. Tech. Vol. 39, núm. 7, 1999, pp. 13-21.

Hwang, I.S., Min, K.S., Choi, E., Yun, Z., 2005. *Nitrogen removal from piggery waste using the combined SHARON and ANAMMOX process*. Water Sci. Technol., 52(10-11):487-494.

INEGI. (2014). *Estadística de sacrificio de ganado en rastros (2008-2013)*. INEGI.

Jarauta L., (2005). *Digestión anaerobia para el tratamiento de residuos orgánicos: estudio de las necesidades para la implantación en Perú*. Proyecto de fin de carrera, ETSEIB-UPC.

Jensen, P., Huelsen, P., Batstone D., Keller J. (2013). *Review and evaluation of the application of anaerobic ammonium removal technology for wastewater treatment*. Final Report. Advanced Water Management Centre. Meat and Livestock Australia Limited.

Jetten, M., Strous, M., Pas-Schoonen, T., Schalk, J., Van Dongen, U., Van De Graaf, A., Logemann, S., Muyzer, G., Van Loosdrecht, M., Kuenen J. (1999). *The anaerobic oxidation of ammonium*. FEMS Microbiology Reviews 22., 424-437

Kuenen J. (2008). *Anammox bacteria: from Discovery to application*. Nature Reviews Microbiology. Pages 320-326.

LGPGIR. (2015). *Ley General Para La Prevención Y Gestión Integral De Los Residuos*, 1–63.

Lloyd, D., Boddy, L., & Davies, K. J. P. (1987). *Persistence of bacterial denitrification capacity under aerobic conditions: The rule rather than the exception*. FEMS Microbiology Letters, 45(3), 185–190.

López Castillo, H. (2008). *Desarrollo del proceso Anammox para el tratamiento de lixiviados: puesta en marcha y aplicación*. Cataluña: Universitat de Girona.

Madigan, M., Martinko, J., & Parker, J. (1997). *Brock, Biología de los Microorganismos*. En M. T. (págs. 565-567). Madrid: PEARSON, Prentice Hall.

Ruiz, G., Jeison, D. and Chamy, R., (2003) *Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration*. Water Research, 37, No. 6, 1371

Lotti, T., Kleerebezem, R., Lubello, C., van Loosdrecht, M., (2014) *Physiological and kinetic characterization of a suspended cell anammox culture* Water Res., 60, pp. 1-14

Third K., Sliemers A., Kuenen J., Jetten M. (2001). *The CANON system (completely autotrophic nitrogen-removal over nitrite) under ammonium limitation: interaction and competition between three groups of bacteria*. Syst Appl Microbiol 24:588–596

Masuda, S., Watanabe, Y. e Ishiguro, M. (1991). *Biofilm properties and simultaneous nitrification and denitrification in aerobic rotating biological contactors*. Water Science and Technology, 23, 1355–1363.

Medina, R. L. (2013). *Consejo Mexicano de la Carne. Obtenido de Consejo Mexicano de la Carne*.

Mulder, A., Van de Graaf, A., Robertson, L.A. and Kuenen, J. G. (1995). *Anaerobic Ammonium Oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor*. FEMS Microbiol. Ecol. 16, 177-184.

Ni, S., Ni, J., Hu, D. Sung, S. 2012. *Effect of organic matter on the performance of granular anammox process*. Bioresource Technology 110, 701–705.

Niu, Q. e. (2016). *Reactor kinetics evaluation and performance investigation of a long-term operates UASB-anammox mixed culture process*. ELSEVIER, 24-33.

Paques. (06 de junio de 2012). *Paques Dutch Water Sector*.

Peng, Y., & Zhu, G. (2006). *Biological nitrogen removal with nitrification and denitrification via nitrite pathway*. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 73(1), 15–26.

Reginato, V., Teixeira, R.M., Pereira, F., Schmidell, W., Furigo, A.Jr., Menes, R., Etchebehere, C., Soares, H.M., 2005. *Anaerobic ammonium oxidation in a bioreactor treating slaughterhouse wastewater*. *Braz. J. Chem. Eng.*, 22(4):593-600.

Strous, M., Van Gerven, E., Kuenen, J. G. y Jetten, M. S. M. (1997). *Effects of aerobic and micro-aerobic conditions on Anaerobic Ammonium oxidizing (Anammox) Sludge*. *Appl. Environ. Microbiologic.* 63 (6), 2446-2448.

Van De Graaf, A. A. (1996). *Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing micro-organisms in a fluidized bed reactor*. *Microbiology*, 142(1 996), 2187–2196.

Van Dongen, L.G.J.M., Jetten, M.S.M. y Van Lloosdrecht, M.C.M. *The combined Sharon /Anammox process*. Londres: IWA Publishing, 2001a, 64 pp.

Volcke E.I.P. (2006). *Modelling, analysis and control of partial nitrification in a SHARON reactor*. PhD thesis, Ghent University, Belgium, 300p

Weaver, R. W., Angle, J. S., & Bottomley, P. S. (1994). *Methods of soil analysis, Part 2*. *American Society of Agronomy*. Retrieved.

Yamamoto T., Takaki K., Koyama T., Furukawa K. (2006). *Novel partial nitritation treatment for anaerobic digestion liquor of swine wastewater using swim-bed technology*. *J Biosci Bioeng.* 102(6):497–503

Zhang, L., Zheng, P., Tang, C-J., and Jin, R-C. (2008). *Anaerobic ammonium oxidation for treatment of ammonium-rich wastewaters*. *J. Zhejiang Univ. Sci B.*,9, 416–426.

Zhang, Z., Zhang, Q., Xu, J., Deng, R., Ji, Z., Wu, Y., Jin, R. C. (2016a). *Evaluation of the*

inhibitory effects of heavy metals on anammox activity: a batch test study. *Bioresource Technology* 200, 208–216.

Park, Y., Park, S., Nguyen, V., Yu, J., Torres, C., Rittmann, B., Lee, T. (2017). *Complete nitrogen removal by simultaneous nitrification and denitrification in flat-panel air-cathode microbial fuel cells treating domestic wastewater.* *Chemical Engineering Journal*, Volume 316, Pages 673-679.

10. ANEXOS

NMX-AA-115-SCFI ANÁLISIS DE AGUA - MEDICIÓN DE SÓLIDOS Y SALES DISUELTAS EN AGUAS NATURALES, RESIDUALES Y RESIDUALES TRATADAS – MÉTODO DE PRUEBA

Preparación de cápsulas

- Introducir las cápsulas al horno a una temperatura de $105\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$, por 20 min como mínimo. Únicamente en el caso de la medición de sólidos volátiles, las cápsulas posteriormente se introducen a la mufla a una temperatura de $550\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 50\text{ }^{\circ}\text{C}$, durante 20 min como mínimo. Después de este tiempo transferirlas al horno.
- Trasladar la cápsula al desecador y dejar enfriar por 20 min como mínimo.
- Pesar las cápsulas y repetir el ciclo horno-desecador, hasta obtener una diferencia $\leq 0,0005\text{ g}$ en dos pesadas consecutivas. Registrar como m_1 considerando para los cálculos el último valor de la masa.

Preparación de la muestra

- Las muestras deben estar a temperatura ambiente al realizar el análisis. Agitar las muestras para asegurar la homogeneización.

Medición de sólidos totales (ST).

- Se recomienda seleccionar el volumen de muestra de tal manera que el residuo seco sobre la cápsula se encuentre en un intervalo de masa de 2,5 mg a 200 mg.
- Transferir la muestra a la cápsula previamente puesta a masa constante y evaporar a sequedad en el horno de secado a $105\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$.
- Trasladar la cápsula al desecador y dejar enfriar por 20 min como mínimo. Llevar la cápsula a masa constante repitiendo el ciclo horno-desecador, hasta obtener una diferencia $\pm 0,0005\text{ g}$ en dos pesadas consecutivas.
- Registrar como m_3 , la última masa obtenida.

Medición de sólidos totales volátiles (STV).

- Introducir la cápsula conteniendo el residuo a la mufla a $550 \text{ }^\circ\text{C} \pm 50 \text{ }^\circ\text{C}$ durante 15 min a 20 min, transferir la cápsula al horno a $105 \text{ }^\circ\text{C} \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$, 20 min como mínimo.
- Trasladar la cápsula hasta llegar a peso constante, y registre el valor como m_4 .

CÁLCULOS

Calcular el contenido de sólidos totales de las muestras como sigue:

$$ST = \frac{m_3 - m_1}{V} \cdot 1,000,000$$

Donde:

ST = Sólidos totales, en mg/L.

m_3 = Masa de la cápsula con el residuo, después de la evaporación, en g.

m_1 = Masa de la cápsula vacía a masa constante, en g.

V = Volumen de muestra, en mL.

Calcular el contenido de sólidos totales volátiles (STV) de las muestras como sigue:

$$STV = \frac{m_3 - m_4}{V} \cdot 1,000,000$$

Donde:

STV = Sólidos totales volátiles, en mg/L.

m_3 = Masa de la cápsula con el residuo, después de la evaporación, en g.

m_4 = Masa de la cápsula con el residuo, después de la calcinación, en g.

V = Volumen de muestra, en mL.

Calcular el contenido de sólidos totales fijos (STF) de las muestras como sigue:

$$STF = \frac{m_4 - m_1}{V} \cdot 1,000,000$$

**NMX-AA-030/2-SCFI-2011 ANÁLISIS DE AGUA - DETERMINACIÓN DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO EN AGUAS NATURALES, RESIDUALES Y RESIDUALES TRATADAS - MÉTODO DE PRUEBA - PARTE 2
DETERMINACIÓN DEL ÍNDICE DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO – MÉTODO DE TUBO SELLADO A PEQUEÑA ESCALA**

SOLUCIONES

- Dicromato de potasio, disolución de referencia certificada, ($K_2Cr_2O_7$) = 0.10 mol/L. Disolver (29.418 ± 0.005) g de dicromato de potasio (secado a 105 °C por 2 h ± 10 min) en aproximadamente 600 mL de agua en un vaso de precipitado. Agregar cuidadosamente 160 mL de ácido sulfúrico concentrado (1.84 g/mL) con agitación. Dejar enfriar y diluir a 1 000 mL en un matraz volumétrico. La disolución es estable al menos por seis meses.
- Sulfato de plata en ácido sulfúrico, (Ag_2SO_4) = 0,038 5 mol/L. Disolver (24,0 ± 0,1) g 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. La disolución es estable por doce meses.

Reactivos premezclados preparados (con un intervalo de DQO-TS de hasta 1 000 mg/L). Colocar (0,50 ± 0,01) mL de dicromato de potasio en tubos de digestión individuales, seguido de (2,50 ± 0,01) mL de sulfato de plata. Agitar cuidadosamente y a continuación, tape los tubos. Deje reposar una noche para enfriar. Agitar de nuevo antes de su uso. Este reactivo preparado es estable por un año si se almacena en lugar oscuro a temperatura ambiente.

REACTIVOS CURVA DE CALIBRACIÓN

Disolución madre de referencia de concentración de masa de ftalato acido de potasio (KHP) γ (DQO-TS) de 10 000 mg/L

Disolver (4,251 ± 0,002) g de ftalato hidrógeno de potasio, previamente secado a (105 ± 5) °C durante 2 h ± 10 min, en aproximadamente 350 mL de agua. Diluir con agua a 500 mL en un matraz volumétrico. Almacenar la disolución en refrigeración de 2 °C a 8 °C y preparar

nuevas disoluciones cada mes.

Una alternativa para el almacenamiento por refrigeración es añadir 2 mL de ácido sulfúrico diluido, antes de diluir a 500 mL, para inhibir la degradación microbiológica. Esta disolución, si es almacenada adecuadamente, en un frasco de vidrio ámbar y en refrigeración de 2 °C a 8 °C, puede durar al menos un año. Esta disolución puede adquirirse comercialmente.

Disoluciones de referencia para calibración instrumental, con valores de concentración de masa γ (DQO-TS) de 200 mg/L, 400 mg/L, 600 mg/L, 800 mg/L y 1 000 mg/L.

Diluir, por separado, 20 mL, 40 mL, 60 mL, 80 mL y 100 mL de la disolución madre de referencia de concentración de masa de 10 000 mg/L (véase 6.8.1), con 4 mL de ácido sulfúrico diluido (véase 6.4.2) a 1 000 mL con agua. Almacenar estas disoluciones de 2 °C a 8 °C y prepare nuevas disoluciones cada mes (cuando aplique).

PROCEDIMIENTO ANALÍTICO PARA MEDICIÓN DE MUESTRAS

Etapa de digestión

- Inspeccione con cuidado todos los tubos nuevos sellados de digestión para ver si tienen algún defecto. Verificar si la disolución en el tubo muestra alguna traza de color verde; si es así, rechace el tubo.
- Encender la placa de calentamiento y precalentar a 150 °C.
- Quitar la tapa del tubo de digestión.
- Agitar vigorosamente y homogenizar la muestra e inmediatamente pipetear 2 mL de la muestra en el tubo de digestión. Para cualquier muestra que se prevé que tenga un valor de DQO-TS mayor a 1 000 mg/L, pipetear en el tubo de digestión 2 mL de una porción de la muestra diluida apropiadamente. Llevar a cabo una determinación de blanco utilizando agua con cada lote de análisis.
- Colocar la tapa firmemente y mezclar el contenido invirtiendo suavemente el tubo varias veces.
- Limpiar el exterior del tubo con un papel suave.
- Colocar el tubo en la placa de calentamiento.
- Reflujar el contenido a 150 °C durante 2 h \pm 10 min.

- Retirar los tubos de la placa de calentamiento y dejar enfriar a 60 °C o menos. Mezclar el contenido invirtiendo cuidadosamente cada tubo varias veces mientras permanezcan calientes. Después, dejar enfriar los tubos a temperatura ambiente antes de medir la absorbancia.

RESULTADOS

Obtener los resultados de las mediciones a través de la lectura directa del espectrofotómetro o a partir de la curva de calibración. Registrar estos resultados. Si algún resultado está fuera del intervalo de trabajo, repetir el análisis mediante dilución de la muestra original.

Calcular el valor de la γ (DQO-TS), en miligramos de oxígeno por litro, hasta tres cifras significativas.

Method 10072 HACH NITROGEN, TOTAL, HR, Test 'N Tube™ (10.0 to 150.0 mg/L N).

- Encender la placa de calentamiento a 103-106 °C
- Preparar la muestra, usando el contenido de un sobre de Total Nitrogen Persulfate Reagent Powder Pillow en un vial de HR Total Nitrogen Hydroxide Digestion.
- Agregar 0.5 mL de la muestra o agua destilada en caso de blanco. Tapar el vial y agitar vigorosamente for 30 segundos.
- Llevar a digestión por 30 minutos.
- Remover los viales exactamente a los 30 minutos, y esperar a que se enfríen a temperatura ambiente.
- Una vez que estén a temperatura ambiente, agregar el contenido de un sobre de Total Nitrogen Reagent A Powder Pillow en el vial donde se digesto la muestra. Tapar y agitar por 15 segundos. Dejar reaccionar por 3 minutos.
- Agregar el contenido de un sobre Total Nitrogen Reagent B Powder Pillow a el vial. Tapar y agitar por 15 segundos. Dejar reaccionar 2 minutos.
- Tomar un vial Total Nitrogen Reagent C, y adicionar 2 mL del vial anterior. Tapar e invertir 10 veces para mezclar, el vial se tornará caliente. Dejar reposar por 5 minutos.
- Medir en el espectrofotómetro.

**Phosphorus, Total DOC316.53.01123 - Molybdovanadate with Acid
Persulfate Digestion Method1 Method 10127**

- Encender la placa de calentamiento a 150 °C
- Adicionar 5 mL de muestra o agua destilada, según sea el caso, a un vial de Total Phosphorus Test.
- Adicionar el contenido de un sobre de Potassium Persulfate Powder Pillow.
- Agitar el vial, invirtiéndolo, hasta disolver.
- Insertar el vial en la placa de calentamiento, y dejar reaccionar por 30 minutos.
- Al terminar retirar del reactor, cuidadosamente, y dejar enfriar a temperatura ambiente.
- Agregar 2 mL de Sodium Hydroxide Standard Solution (1.54 N). Invertir para agitar.
- Usar una pipeta de polietileno y agregar 0.5 mL de Molybdovanadate Reagent. Invertir para mezclar. Dejar reaccionar por 7 minutos.
- Medir en el espectrofotómetro.