



**COORDINACIÓN DE DESARROLLO  
PROFESIONAL E INSTITUCIONAL**

**SUBCOORDINACIÓN DE POSGRADO**

**T E S I S**

**EFFECTO DE UN CAMPO MAGNÉTICO EN UN PROCESO DE LODOS  
ACTIVADOS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES  
MUNICIPALES.**

que para obtener el grado de

**Maestra en Ciencias y Tecnología del Agua**

p r e s e n t a

**Reyna Martínez Aranda**

**Tutor: M.I. Luciano Sandoval Yoval**

**Jiutepec, Morelos**

**Año 2022**





Con fundamento en los artículos 21 y 27 de la Ley Federal del Derecho de Autor y como titular de los derechos moral y patrimoniales de la obra titulada **"EFECTO DE UN CAMPO MAGNÉTICO EN UN PROCESO DE LODOS ACTIVADOS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES"**, otorgo de manera gratuita y permanente al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, autorización para que fijen la obra en cualquier medio, incluido el electrónico, y la divulguen entre su personal, estudiantes o terceras personas, sin que pueda percibir por tal divulgación una contraprestación.

**NOMBRE Y FIRMA DEL ESTUDIANTE**

Reyna Martínez Aranda

Jiutepec Morelos, noviembre 30, 2022



# MAESTRÍA EN CIENCIAS Y TECNOLOGÍA DEL AGUA (SISTEMAS AMBIENTALES)

**Ante el Jurado integrado por:**

**Presidente:** Dr. Edson Baltazar Estrada Arriaga

**Secretario:** M.C. Sara Pérez Castrejón

**Vocal 1:** M.I. Luciano Sandoval Yoval

**Vocal 2:** M.I. Mercedes Esperanza Ramírez Camperos

**Vocal 3:** Dra. Tania Gutiérrez Macías

**Director de tesis**



---

**M.I. Luciano Sandoval Yoval**

Jiutepec, Morelos, México, octubre 2022  
Instituto Mexicano de Tecnología de Agua

## *Dedicatoria*

*A Dios nuestro señor y la virgen de Guadalupe por darme la paciencia, templanza y entendimiento para continuar con este sueño de siempre ser mejor, por siempre iluminar mi camino y nunca soltarme de la mano...*

*A mis padres por siempre confiar en mí y apoyarme incondicionalmente, por darme la vida, por darme su amor, por darme todo...*

*A quien siempre creyó en mí, y se fue antes de tiempo, descansa en paz en el cielo, siempre te llevaré en mi corazón...*



## **Agradecimientos**

A mi mentor, maestro y sobre todo, gran amigo y modelo a seguir, el M.I. Luciano Sandoval Yoval por compartirme sus conocimientos, por su paciencia y apoyo incondicional, por enseñarme tanto no sólo en el ámbito profesional, sino en la vida, por su gran calidad humana, por sus consejos llenos de sabiduría, por creer en mí, de todo corazón, ¡Muchas Gracias!.

A mi familia; Mónica y Hernán, tíos, abuelos, mi pareja Gabriel Iván y su familia por apoyarme y siempre estar al pendiente de mí, por confiar y creer en mi trabajo.

A mi primo y hermano Jorge, por darme ánimos y motivarme siempre para seguir adelante, por ser mi apoyo y fortaleza.

A los integrantes del comité: Dra. Tania Gutierrez, M.C. Sara Pérez, M.I. Mercedes Esperanza Ramírez, Dr. Edson Baltazar Estrada, por apoyarme en la realización de esta investigación, por el aporte de sus conocimientos y seguimiento constante.

Al personal de mantenimiento, Salvador y Luis, por apoyarme en el acondicionamiento de la configuración experimental.

Al I.T.A. Jonathan Galindo por el apoyo otorgado en la realización de las determinaciones analíticas y seguimiento constante.

Al M.I.A.T.S. José Roberto Bermúdez, profesor, pero sobre todo amigo, por resolver mis dudas y siempre mostrarme su apoyo incondicional.

A los catedráticos del IMTA que me compartieron sus conocimientos y coadyuvaron a la realización de esta investigación: Dr. David, Dra. Julia, M.C. Sara, Dra. Alejandra, Dra. Petia, M.C. César, Dra. Sasirot, Biol. Lorena, Dra. Sofía, muchas gracias por todo.

Al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua por abrirme las puertas para realizar esta investigación.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada para cursar los estudios de posgrado.

A una gran colega y sobre todo amiga, Gloribel Vázquez por ser parte fundamental en mi trabajo, por su apoyo y atenciones.

A Belém, Maria Elena y Lisset por el apoyo constante, gracias por todas sus atenciones y eficiencia en el desarrollo de su labor.

Agradezco de manera atenta a todas y cada una de las personas que fueron parte fundamental para el desarrollo de esta investigación, las mencionadas y omitidas también, de todo corazón ¡Gracias infinitas!.

# Índice

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN .....	1
1.1. Planteamiento del problema .....	1
1.2. Justificación .....	4
1.3. Antecedentes .....	5
CAPÍTULO 2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS .....	9
2.1. Objetivo general .....	9
2.2. Objetivos específicos .....	9
2.3. Hipótesis .....	10
CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA .....	11
3.1. Actividades .....	11
3.1.1. Marco teórico .....	11
3.1.2. Selección de campos magnéticos .....	11
3.1.3. Diseño de experimentos .....	11
3.1.4. Acondicionamiento del prototipo .....	12
3.1.5. Arranque y estabilización del prototipo .....	13
3.1.6. Operación del prototipo .....	14
3.1.6.1. Sin campo magnético .....	14
3.1.6.2. Con campo magnético .....	14
3.1.7. Análisis de resultados .....	14
3.2. Diagrama metodológico .....	15
3.3. Configuración experimental .....	17
CAPÍTULO 4. MARCO TEÓRICO .....	20
4.1. Fundamentos generales del tratamiento de aguas residuales .....	20
4.1.1. Aguas Residuales .....	20
4.1.2. Aguas residuales municipales .....	20
4.1.3. Tratamiento de aguas residuales .....	20
4.1.4. Tratamiento aerobio .....	20
4.1.5. Lodos activados .....	20
4.1.6. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO <sub>5</sub> ) .....	21
4.1.7. Demanda Química de Oxígeno (DQO) .....	21
4.1.8. Nitritos (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ), Nitratos (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) y Nitrógeno Total (NT) .....	22

4.1.9.	Nitrógeno amoniacal (NH <sub>3</sub> -N).....	22
4.1.10.	Fósforo Total (PT) .....	22
4.1.11.	Sólidos suspendidos totales (SST) .....	22
4.1.12.	Sólidos suspendidos volátiles (SSV).....	23
4.1.13.	Índice volumétrico de lodos (IVL): Índice Mohlman .....	23
4.1.14.	Relación alimento / microorganismos (A/M).....	23
4.1.15.	Tiempo de Retención Medio Celular (TRMC).....	23
4.2.	Proceso de lodos activados.....	24
4.2.1.	Generalidades.....	24
4.2.2.	Eliminación biológica de nutrientes .....	25
4.2.2.1.	Eliminación biológica del nitrógeno .....	26
4.2.2.2.	Eliminación biológica del fósforo .....	27
4.2.3.	Proceso de lodos activados en su modalidad Ludzack-Ettinger.....	29
4.2.3.1.	Convencional.....	29
4.2.3.2.	Modificado .....	30
4.2.4.	Microbiología.....	31
4.2.4.1.	Bacterias .....	31
4.2.4.2.	Protozoarios .....	32
4.2.4.3.	Rotíferos .....	32
4.2.5.	Factores limitantes en el crecimiento de microorganismos .....	33
4.2.5.1.	Temperatura.....	33
4.2.5.2.	Oxígeno disuelto.....	33
4.2.5.3.	pH .....	33
4.3.	Aplicación del campo magnético al tratamiento de aguas residuales .....	34
4.3.1.	Generalidades.....	34
4.3.1.1.	Campo magnético .....	35
4.3.1.2.	Intensidad de campo magnético.....	35
4.3.1.3.	Gauss (G) .....	35
4.3.2.	Efectos del campo magnético sobre los microorganismos.....	35
4.3.3.	Campo magnético aplicado al tratamiento de aguas residuales municipales	39
4.4.	Análisis estadístico .....	48
4.4.1.	Análisis de varianza .....	48

4.4.2.	Diseño factorial 2 <sup>2</sup> .....	48
4.4.3.	Factoriales 2k con punto al centro .....	49
CAPÍTULO 5. SELECCIÓN DE CAMPOS MAGNÉTICOS .....		51
5.1.	Elaboración de resumen de los efectos del campo magnético en el tratamiento de aguas residuales .....	51
5.2.	Cuadro de análisis simplificado, de intensidades de cm y sus efectos, a partir de la clasificación elaborada en el paso 5.1. ....	55
5.3.	Selección de intensidades de campo magnético .....	56
5.3.1.	Elección de imanes permanentes con base a las intensidades de campo magnético elegidas.....	57
CAPÍTULO 6. DISCUSIÓN DE RESULTADOS .....		59
6.1.	Caracterización del agua residual de entrada.....	59
6.2.	Análisis de variables de respuesta .....	62
6.2.1.	Análisis de la remoción de DQO .....	62
6.2.1.1.	Carga y remoción de DQO.....	62
6.2.1.2.	Análisis estadístico para la remoción de DQO .....	65
6.2.2.	Análisis de la remoción de DBO <sub>5</sub> .....	68
6.2.2.1.	Carga y remoción de DBO <sub>5</sub> .....	68
6.2.2.2.	Análisis estadístico para la remoción de DBO <sub>5</sub> .....	70
6.2.3.	Análisis de la remoción de PT .....	73
6.2.3.1.	Carga y remoción de PT.....	73
6.2.3.2.	Análisis estadístico para la remoción de PT .....	76
6.2.4.	Análisis de la remoción de NT .....	80
6.2.4.1.	Carga y remoción de NT .....	80
6.2.4.2.	Análisis estadístico para la remoción de NT .....	83
6.2.5.	Análisis de la remoción de NH <sub>3</sub> -N.....	87
6.2.5.1.	Carga y remoción de NH <sub>3</sub> -N .....	87
6.2.5.2.	Análisis estadístico para la remoción de NH <sub>3</sub> -N.....	92
6.3.	Análisis de parámetros de control .....	96
6.3.1.	pH.....	96
6.3.2.	OD .....	96
6.3.3.	Relación A/M .....	97
6.3.4.	Remoción de sólidos suspendidos totales .....	98



6.3.5.	Tiempo de Retención Medio Celular (TRMC).....	100
6.3.6.	Índice Volumétrico de Lodos (IVL).....	101
CAPÍTULO 7.	CONCLUSIONES .....	105
CAPÍTULO 8.	RECOMENDACIONES .....	107
CAPÍTULO 9.	ANEXOS .....	108
9.1.	Acondicionamiento, arranque y estabilización del prototipo .....	108
9.2.	Análisis estadístico de variables respuesta: efectos principales, diagrama de superficie y coeficientes de regresión .....	111
9.2.1.	Demanda Química de Oxígeno (DQO).....	111
9.2.2.	Demanda bioquímica de oxígeno (DBO <sub>5</sub> ).....	112
9.2.3.	Fósforo total (PT) .....	114
9.2.4.	Nitrógeno total (NT) .....	115
9.2.5.	Nitrógeno amoniacal (NH <sub>3</sub> -N).....	117
9.3.	Determinaciones analíticas .....	119
9.4.	Parámetros de control.....	136
CAPÍTULO 10.	REFERENCIAS .....	148

## Índice de tablas

Tabla 3-1. Matriz experimental .....	12
Tabla 3-2. Factores de estudio y sus niveles .....	12
Tabla 3-3 Determinaciones analíticas.....	13
Tabla 3-4. Parámetros de control en reactores .....	13
Tabla 3-5 Orden de experimentación del prototipo con campo magnético.....	14
Tabla 3-6 Tiempo de contacto del agua residual con el campo magnético.....	18
Tabla 4-1 Resumen tecnológico de la aplicación de un campo magnético al tratamiento de aguas residuales .....	40
Tabla 4-2. Seis maneras de escribir tratamientos del diseño $2^2$ .....	49
Tabla 5-1 Clasificación de los efectos de la intensidad de un campo magnético en el tratamiento de aguas residuales .....	52
Tabla 5-2 Cuadro de análisis de intensidades de campo magnético simplificado (mT) .....	55
Tabla 5-3 Características de los imanes.....	57
Tabla 6-1 Caracterización del agua residual (influyente).....	59
Tabla 6-2 Comparación de calidad del agua: empleada-típica .....	59
Tabla 6-3 Remoción de DQO a diferentes intensidades de campo magnético .....	65
Tabla 6-4 Corridas experimentales y remoción de DQO .....	66
Tabla 6-5 Análisis de Varianza para DQO .....	67
Tabla 6-6 Valores óptimos de los factores estudiados para incrementar la remoción de DQO .....	67
Tabla 6-7 Remoción $DBO_5$ a diferentes intensidades de campo magnético .....	71
Tabla 6-8 Corridas experimentales y remoción de $DBO_5$ .....	72
Tabla 6-9 Análisis de varianza para $DBO_5$ .....	72
Tabla 6-10 Valores óptimos de los factores estudiados para incrementar la remoción de $DBO_5$ .....	73
Tabla 6-11 Remociones de PT .....	76
Tabla 6-12 Remoción PT a diferentes intensidades de campo magnético .....	77
Tabla 6-13 Corridas experimentales y remoción de PT.....	78
Tabla 6-14 Análisis de varianza para PT .....	79
Tabla 6-15 Valores óptimos de los factores estudiados para incrementar la remoción de PT .....	79
Tabla 6-16 Remoción NT a diferentes intensidades de campo magnético.....	83
Tabla 6-17 Corridas experimentales y remoción de NT .....	85
Tabla 6-18 Análisis de varianza para NT .....	86
Tabla 6-19 Valores óptimos de los factores estudiados para incrementar la remoción de NT.....	86
Tabla 6-20 Remoción $NH_3-N$ a diferentes intensidades de campo magnético .....	92

Tabla 6-21 Corridas experimentales y remoción de $\text{NH}_3\text{-N}$ .....	94
Tabla 6-22 Análisis de varianza para $\text{NH}_3\text{-N}$ .....	95
Tabla 6-23 Valores óptimos de los factores estudiados para incrementar la remoción de $\text{NH}_3\text{-N}$ .....	95
Tabla 6-24 IVL en los distintos tratamientos .....	102
Tabla 9-1 Coeficiente de regresión para DQO.....	112
Tabla 9-2 Coeficiente de regresión para $\text{DBO}_5$ .....	113
Tabla 9-3 Coeficiente de regresión para PT .....	115
Tabla 9-4 Coeficientes de regresión para NT .....	116
Tabla 9-5 Coeficientes de regresión para $\text{NH}_3\text{-N}$ .....	118

## Índice de figuras

Figura 3-1. Diagrama metodológico de la investigación .....	16
Figura 3-2. Configuración experimental del proceso de lodos activados en su modalidad Ludzack-Ettinger convencional (Vista frontal).....	17
Figura 3-3 Configuración experimental del proceso de lodos activados en su modalidad Ludzack-Ettinger convencional (Vista de planta) .....	17
Figura 3-4. Vista frontal del proceso de lodos activados Ludzack-Ettinger convencional ...	18
Figura 3-5. Sistema de difusores y agitadores del prototipo .....	19
Figura 3-6 Vista frontal del proceso de lodos activados Ludzack-Ettinger convencional con sedimentador .....	19
Figura 4-1. Remoción de materia orgánica. Extraído de CONAGUA (2019).....	25
Figura 4-2. Proceso de predesnitrificación Ludzack-Ettinger. Extraído de Liu y Liptak, 1997 y Wang et al. 2010 citados en Martínez y Beatriz (2016). .....	30
Figura 4-3. Proceso de predesnitrificación Ludzack-Ettinger modificado. Extraído de Liu y Liptak, 1997 y Wang et al. 2010 citados en Martínez y Beatriz (2016).....	31
Figura 4-4 A) Representación esquemática del acople hidrofóbico del fragmento TM2 del canal MsCL ante un incremento en la tensión lateral de la bicapa y su adelgazamiento resultante, abriendo el canal. (B) Modelos del canal MsCL en su estado cerrado y abierto (Cortesía del Dr. S. Sukharev, obtenido de Balleza, 2015). .....	36
Figura 4-5 Transporte de iones a través de un canal iónico en la membrana celular. Obtenido de Liboff et al. 2003.....	37
Figura 4-6 Esquema que representa el funcionamiento de la vía metabólica alterna que encienden las BAF bajo condiciones de estrés. Obtenido de: Stephenson et al. (1985), modificado por Dr. Marco Antonio Garzón Zuñiga .....	37
Figura 4-7 Eliminación de fósforo al interior de un organismo acumulador. Obtenido de Venegas-Martínez, 2015.....	38
Figura 4-8. Ejemplos de efecto lineal y efecto con curvatura. Extraído de Pulido et al. (2008).....	50
Figura 5-1 Imanes de ferrita elegidos para generar el campo magnético .....	57
Figura 5-2 Medición de intensidad de campo magnético .....	57
Figura 5-3 Acoplamiento de distancia entre imanes y mangueras .....	58
Figura 5-4 Configuración experimental, campo magnético 26.5 mT .....	58
Figura 5-5 Configuración experimental, campo magnético 50 mT .....	58
Figura 6-1 Caracterización del agua residual. a) DQO, DBO <sub>5</sub> , SST. b) NH <sub>3</sub> -N, NT, PT y pH...	61
Figura 6-2 Carga contaminante y remoción de DQO .....	62
Figura 6-3 Tasa de remoción DQO.....	64
Figura 6-4 Gráfico de cajas y bigotes DQO .....	66
Figura 6-5 Carga contaminante y remoción de DBO <sub>5</sub> .....	68

Figura 6-6 Tasa de remoción $DBO_5$ .....	70
Figura 6-7 Gráfico de cajas y bigotes $DBO_5$ .....	72
Figura 6-8 Carga contaminante y remoción de PT .....	74
Figura 6-9 Tasa de remoción PT .....	75
Figura 6-10 Gráfico de cajas y bigotes PT.....	78
Figura 6-11 Carga contaminante y remoción NT.....	80
Figura 6-12 Tasa de remoción NT.....	82
Figura 6-13 Gráfico de cajas y bigotes NT .....	85
Figura 6-14 Carga contaminante y remoción $NH_3-N$ .....	87
Figura 6-15 Tasa de remoción $NH_3-N$ .....	89
Figura 6-16 Tasas de nitrificación, carga de N y concentración .....	90
Figura 6-17 Tasas de nitrificación promedio .....	91
Figura 6-18 Gráfico de cajas y bigotes $NH_3-N$ .....	94
Figura 6-19 pH en reactor biológico .....	96
Figura 6-20 Oxígeno Disuelto en reactor biológico.....	97
Figura 6-21 Relación A/M.....	98
Figura 6-22 Remoción de sólidos suspendidos totales .....	99
Figura 6-23 Efluente y sedimentador secundario 50 mT-100 mL/min .....	100
Figura 6-24 Tiempo de Retención Medio Celular.....	100
Figura 6-25 Índice Volumétrico de Lodos.....	101
Figura 6-26 IVL 50 mT-100 mL/min .....	102
Figura 9-1. Aseo del prototipo experimental (Izquierda: sedimentador secundario, Derecha: efluente del reactor) .....	108
Figura 9-2. Pruebas hidráulicas y operación de bombas peristálticas .....	108
Figura 9-3. Pruebas de difusión y control de aire, monitoreo de agitador en tanque anóxico .....	109
Figura 9-4. Arranque y estabilización del prototipo.....	109
Figura 9-5. Tanque anóxico y aerobio .....	110
Figura 9-6 Efectos principales para DQO.....	111
Figura 9-7 Diagrama de superficie de respuesta DQO .....	111
Figura 9-8 Gráfica de interacción para DQO .....	112
Figura 9-9 Efectos principales $DBO_5$ .....	113
Figura 9-10 Diagrama de superficie de respuesta $DBO_5$ .....	113
Figura 9-11 Efectos principales PT.....	114
Figura 9-12 Diagrama de superficie de respuesta PT.....	115
Figura 9-13 Efectos principales NT .....	116
Figura 9-14 Diagrama de superficie de respuesta NT .....	116
Figura 9-15 Efectos principales $NH_3-N$ .....	117

Figura 9-16 Diagrama de superficie de respuesta NH <sub>3</sub> -N.....	118
Figura 9-17. Índice Volumétrico de Lodos en probetas de 1000 mL. Extraído de CONAGUA (2019).....	136
Figura 9-18 Curva de sedimentación. Extraído de CONAGUA, (2019). ....	138
Figura 9-19 Relación Alimento/Microorganismos. Extraído de CONAGUA, (2019).....	139
Figura 9-20 Prueba de consumo de oxígeno. Extraído de CONAGUA, (2019) .....	143
Figura 9-21 Consumo de oxígeno. Extraído de CONAGUA, (2019) .....	143
Figura 9-22 Escala de pH y procesos biológicos. Extraído de CONAGUA, (2019) .....	146

## Resumen

En esta investigación se evalúa el efecto de la aplicación de un campo magnético permanente (MF) sobre la biodegradación de materia orgánica y nutrientes en un proceso de lodos activados Ludzack-Ettinger. Una de las premisas más aceptadas es que la mayor parte de la interacción entre el CM (o MF por sus siglas en inglés) y las células se da en la membrana, ya que sus características eléctricas la hacen “apantallar” (Funk et al., 2009), los campos magnéticos, es decir, impiden que estos penetren dentro de la célula mientras el CM se mantenga en un rango de frecuencia relativamente bajo, por lo tanto, el campo externo debe ser mayor que el potencial transmembrana si se desea observar algún cambio (Oliva Brañas, 2014).

Los microorganismos (MOS) presentes en los lodos activados son los encargados de metabolizar la materia orgánica y los nutrientes que se encuentran en las aguas residuales, razón por la cual se les considera la clave del proceso de tratamiento y por ello el interés de conocer el efecto de los CM sobre la biodegradación de la demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>), nitrógeno total (NT), nitrógeno amoniacal (NH<sub>3</sub>-N) y fósforo total (PT).

Para determinar el efecto del CM en un proceso de lodos activados se empleó un diseño de experimentos 2<sup>2</sup> con puntos al centro, cuyos factores independientes estudiados fueron: la intensidad de campo magnético (ICM), con valores de 3, 26.5 y 50 mT, y el flujo de recirculación de lodos (FRL) con valores de 50, 75 y 100 mL/min. Las variables respuesta observadas fueron: DQO, DBO<sub>5</sub>, NT, NH<sub>3</sub>-N y PT.

Para el sistema sin campo magnético, las mayores remociones de las variables respuesta se obtuvieron en 100 mL/min de FRL, con valores del 90.22-93.41% para DQO, de 91.90% para la DBO<sub>5</sub>, 61.10% en NT, 51.08% para PT y 99.34% en la eficiencia de remoción del NH<sub>3</sub>-N.

El análisis del diseño de experimentos indica que una intensidad magnética de 3 mT tiene efectos negativos en la mayoría de los parámetros estudiados, mientras que 26.5 mT aumentan la eficiencia de remoción en los mismos. Las condiciones óptimas de operación del sistema, donde se logran efectos positivos en todas las variables respuesta son, 100% de FRL y 50 mT de ICM las mayores eficiencias de remoción obtenidas a estas condiciones son: DQO: 95.52%, DBO<sub>5</sub>: 93.50%, PT: 59.83%, NT: 67.68% y NH<sub>3</sub>-N: 100%. Por lo tanto, el rango de intensidades de campo magnético donde el sistema mejora su eficiencia es 26.5-50 mT.

Los coeficientes de determinación obtenidos del análisis estadístico, R<sup>2</sup>: son 76.5, 85.0, 66.6, 90.4 y 83.6% para las remociones de las 5 variables respuesta estudiadas; DQO, DBO<sub>5</sub>, PT, NT y NH<sub>3</sub>-N respectivamente, por lo tanto, el campo magnético si tiene un efecto sobre las variables respuesta estudiadas.

## Abstract

In this research, the effect of the application of a permanent magnetic field (MF) on the biodegradation of organic matter and nutrients in a Ludzack-Ettinger activated sludge process is evaluated. One of the most accepted premises is that most of the interaction between the CM and the cells takes place in the membrane, since its electrical characteristics make it "shielding" (Funk et al. 2009), the magnetic fields, that is, they prevent these from penetrating inside the cell while the CM remains in a relatively low frequency range, therefore, the external field must be greater than the transmembrane potential if it is desired to observe some change (Oliva Brañas, 2014).

Microorganisms (MOS) present in activated sludge are responsible for metabolizing organic matter and nutrients found in wastewater, which is why they are considered the key to the treatment process and therefore the interest in knowing the effect of MC on the biodegradation of chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD<sub>5</sub>), total nitrogen (TN), ammoniacal nitrogen (NH<sub>3</sub>-N) and total phosphorus (TP).

To determine the effect of MF in an activated sludge process, a design of experiments 2<sup>2</sup> with points in the center was used, whose independent factors studied were: the intensity of the magnetic field (IMF), with values of 3, 26.5 and 50 mT, and the sludge recirculation flow (SRF) with values of 50, 75 and 100 mL/min. The response variables observed were: COD, BOD<sub>5</sub>, TN, NH<sub>3</sub>-N and TP.

For the system without magnetic field, the greatest removals of the response variables were obtained at 100 mL/min of SRF, with values of 90.22-93.41% for COD, 91.90% for BOD<sub>5</sub>, 61.10% for TN, 51.08% for TP and 99.34% in the NH<sub>3</sub>-N removal efficiency.

The analysis of the design of experiments indicates that a magnetic intensity of 3 mT has negative effects on most of the parameters studied, while 26.5 mT increases their removal efficiency. The optimal operating conditions of the system, where positive effects are achieved in all the response variables, are 100% of SRF and 50 mT of IMF, the highest removal efficiencies obtained at these conditions are: COD: 95.52%, BOD<sub>5</sub>: 93.50%, TP: 59.83%, TN: 67.68% and NH<sub>3</sub>-N: 100%. Therefore, the range of magnetic field strengths where the system improves its efficiency is 26.5-50 mT.

The coefficients of determination obtained from the statistical analysis, R<sup>2</sup>: are 76.5, 85.0, 66.6, 90.4 and 83.6% for the removal of the 5 response variables studied; COD, BOD<sub>5</sub>, TP, TN and NH<sub>3</sub>-N respectively, therefore, the magnetic field does have an effect on the response variables studied.



# CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

## 1.1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El uso del agua ha venido aumentando un 1% anual en todo el mundo desde los años 80 del siglo pasado, se espera que la demanda mundial siga aumentando a un ritmo parecido hasta 2050, lo que representa un incremento del 20 al 30% por encima del nivel actual de uso del agua, debido principalmente al aumento de la demanda en los sectores industrial y doméstico, sin embargo, a pesar de que las proyecciones específicas pueden variar un poco, el análisis actual sugiere que gran parte de este crecimiento se atribuirá a los aumentos en la demanda de estos dos sectores (OCDE, 2012; Burek et al. 2016 citados en UNESCO, 2019, p.14) puesto que son los que generan una mayor cantidad de aguas posteriores al uso denominadas como aguas residuales.

En todo el mundo, más del 80% de todas las aguas residuales municipales e industriales regresan al medio ambiente sin recibir tratamiento (WWAP, 2012; ONU, 2015 citados en WWAP, 2017, p.9).

Ahora bien, en México; en el 2019 se suministraron 347.46 m<sup>3</sup>/s de agua potable, que generó 261.2 m<sup>3</sup>/s de agua residual municipal, de los cuales sólo se colectaron 215.3 m<sup>3</sup>/s y en ese año se contaba con una capacidad instalada de tratamiento de 194.7 m<sup>3</sup>/s, lo que muestra un déficit de 20.6 m<sup>3</sup>/s en relación a la colectada, pero si se toma en cuenta la que se genera, este valor se incrementa a 66.5 m<sup>3</sup>/s, sin embargo, lo más preocupante es que sólo se tratan 141.5 m<sup>3</sup>/s lo que proporciona un déficit de tratamiento de 119.7 m<sup>3</sup>/s, en otras palabras, el 45.83 % del agua residual que se genera es vertida a los cuerpos de agua superficiales sin recibir ningún tratamiento. Para afrontar esta problemática, el país cuenta con 2 642 plantas de tratamiento de agua residual municipal, con diferentes capacidades y tecnologías, dentro de las que destaca el proceso biológico de lodos activados, en sus diferentes modalidades, con 761 instalaciones y una capacidad de tratamiento de 69.4 m<sup>3</sup>/s (49% del caudal tratado a nivel nacional), lo que lo hace ser el proceso preferido (CONAGUA, 2020).

En sus inicios este proceso fue ideado solo para remover materia orgánica biodegradable, pero con el pasar de los años se observó que existía una problemática aún sin resolver, esto es: el nitrógeno amoniacal, por lo que el proceso fue modificado para realizar la nitrificación. En México, cerca del 85% de las plantas de lodos activados han sido diseñadas bajo este esquema de tratamiento, en la actualidad las grandes plantas que han sido construidas están contemplando la eliminación de nutrientes, nitrógeno y fósforo, y con esto favorecer, en primera instancia, la reducción del impacto a los cuerpos de agua y en un segundo plano promover su reúso en distintas actividades. En este aspecto, en el 2016 CONAGUA reportó que se reusó de una manera directa (saliendo de la planta de tratamiento) o indirecta (aguas abajo del río donde se hizo la descarga,

por ejemplo, reúso en la agricultura), cerca de 107.4 m<sup>3</sup>/s de agua residual tratada la cual fue producto de algún tipo de tratamiento ya sea físico o químico.

A lo largo de los últimos años, estos procesos de tratamiento tanto físicos como químicos han sido utilizados en numerosas investigaciones para sanear las aguas residuales municipales. El aumento de la atención se ha enfocado en revelar la teoría y mejorar el tratamiento de estas aguas por la aplicación de un campo magnético externo, el cual afecta a las propiedades físicas de los contaminantes que contiene y la actividad metabólica de los microorganismos presentes en un proceso biológico.

El método de tratamiento magnético de un fluido ha sido hasta el momento aplicado sobre todo en sistemas en los que se observó la formación de incrustaciones en tuberías, debido principalmente a un factor; la temperatura, que se hace presente por medio del intercambio de calor, y donde la red y los tanques estaban sujetos a la incrustación interna. Se ha demostrado que la exposición de soluciones salinas acuosas a un Campo Magnético (CM) provoca la cristalización de las formas de calcio en la aragonita y vaterita. Ambas formas no causan la deposición de incrustaciones en las paredes de la tubería, sino que permanecen en suspensión, por lo que carece de propiedades de cementación (Lipus et al. 2011; Szczes et al. 2011 citados en Zielinski et al. 2014, p.1).

Parece, sin embargo, que los métodos de tratamiento magnético de fluidos pueden ser explotados en una escala significativamente más amplia, ya que, con una selección apropiada de los parámetros, el proceso ejerce un efecto positivo en muchas otras propiedades de un fluido, incluyendo las aguas residuales. Los cambios en las propiedades de soluciones que están siendo expuestas directamente al efecto del Campo Magnético Estático o Constante (CME) están vinculados, entre otras cosas, con la modificación de su estructura molecular, la polarización y ordenación de partículas, así como con un cambio en la carga eléctrica (Krzemieniewski et al. 2004, p.50).

En el sitio de la exposición directa al CME se produce ionización selectiva, formación de corrientes rotatorias, generación de campos eléctricos y magnéticos interiores, producción de cambios en la conductancia eléctrica de soluciones, y aparecen momentos magnéticos adicionales. Las moléculas se polarizan, se ordenan, y reciben una carga apropiada (Zielinski et al. 2014, pp.255-256).

Según los autores citados en Zielinski et al. (2014), p.256 las investigaciones realizadas hasta ahora de los efectos del CM en los cambios en las propiedades del fluido han demostrado que existe la posibilidad de modificar el valor de pH del medio a tratar. Este hecho ha sido confirmado por muchos investigadores (Lipus et al. 2011), y se ha encontrado que el fenómeno también aplica a las aguas residuales municipales (Celebi y Yavuz, 2000; Liu et al. 2011). Los estudios también han corroborado la eficacia de la aplicación del CME sobre la actividad biológica y enzimática de los microorganismos responsables de los procesos de tratamiento de aguas residuales (Szczes et al. 2011).

En los últimos años, el campo magnético se ha aplicado para la eliminación de metales pesados, la turbidez, sólidos en suspensión, compuestos orgánicos, nutrientes y compuestos químicos tóxicos. Generalmente, la mayoría de los procesos de tratamiento indican una mejoría en condiciones magnéticas específicas (Muda y Nulhazwany, 2010, p.110).

Los efectos de los campos magnéticos sobre los sistemas biológicos han atraído la atención desde inicios del presente siglo. Se sabe que el campo magnético cambia la actividad enzimática, el metabolismo, el crecimiento de bacterias, es decir, los llamados bio-efectos magnéticos, sin embargo, aún no están claros los mecanismos ni sus efectos en muchos de los casos. Hoy en día, los efectos del campo magnético en los sistemas biológicos se han utilizado para mejorar la actividad de las bacterias, aumentar la acumulación de productos de fermentación, y la producción de lípidos en la biomasa de las aguas residuales municipales. El campo magnético se ha empleado en el proceso de lodos activados para promover la sedimentación de los flóculos o para mejorar el rendimiento del tratamiento (Liu et al. 2016, p.413).

Hasta el momento, hay muy pocos informes sobre el aumento del saneamiento de las aguas residuales mediante la exposición de los microorganismos a un campo magnético, además de que los resultados sobre la mejora de remoción de materia orgánica han sido todavía escasos, sin embargo, no ha habido ninguna explicación inequívoca acerca de los mecanismos y modificaciones en el agua residual tratada magnéticamente (Krzemieniewski et al. 2004, p.45).

A pesar de la limitada información y datos relativos a la preparación magnética de las aguas residuales, se puede concluir que un campo magnético provocado por imanes permanentes puede ser una de las inversiones ecológicas justificadas más simples y económicas, y que tienen efectos medibles (Łebkowska, 1991; Szczypiorkowski y Nowak, 1995; Baker y Judd, 1996; Coey y Cass, 2000; Gabrielli et al. 2001; Pesta et al. 2002 citados en Krzemieniewski et al. 2004, p.45).

Por lo anterior, para subsanar esta problemática, recientemente se han realizado diversas investigaciones sobre la aplicación de un CM en el tratamiento de las aguas residuales dado que es una inversión económicamente rentable y que otorga resultados positivos cuando se encuentran las condiciones adecuadas de operación de los sistemas de tratamiento, bajo este panorama, en la presente investigación se pretende conocer el efecto producido por un campo magnético constante en un proceso de lodos activados para el tratamiento de aguas residuales municipales, con el fin de conocer la influencia del mismo en la tasa de degradación de materia orgánica y nutrientes.

## 1.2. JUSTIFICACIÓN

En años recientes en diversas partes del mundo se ha tomado un interés particular por la aplicación de campos magnéticos de distinta intensidad en las áreas de la salud para resolver diversos tipos de enfermedades, así como en la agricultura para mejorar los rendimientos de los diversos cultivos, en especial el de las hortalizas. Por lo anterior surge el interés de conocer los efectos de un campo magnético en un área diferente, el proceso de lodos activados, con el fin de determinar el comportamiento que éstos presentan bajo la influencia del mismo, puesto que la información en cuanto al tema es aún escasa, aunado a la necesidad de incrementar las tasas de biodegradación dentro de los procesos de tratamiento de aguas residuales de origen municipal, y de esta manera disminuir el impacto ambiental negativo ocasionado por las descargas de las mismas, además de eficientar el sistema de tratamiento.

En este trabajo de investigación se evaluará el efecto en la biodegradación de materia orgánica y nutrientes mediante la aplicación de un campo magnético estático con intensidad de 3-50 mT en un proceso de lodos activados modalidad Ludzack-Ettinger.

Si los resultados son favorables, la calidad del agua residual tratada que descargan las plantas de tratamiento de aguas residuales contendrá una menor carga contaminante, por lo que puede pasar de un cumplimiento de norma NOM-001-SEMARNAT-1996 (en vigor) y NOM-001-SEMARNAT-2021 (actualización, en vigor a partir del 2023) a NOM-003-SEMARNAT-1997 (de acuerdo con la normatividad mexicana) y que al ser vertida a un cuerpo de agua superficial reducirá su deterioro y mejorará su ecosistema acuático. Por otra parte, al obtener un agua residual tratada de excelente calidad, ésta puede ser usada para el riego de áreas verdes o empleada para riego agrícola o en procesos industriales, liberando así agua de primer uso. Pero sobretodo, esto se lograría con una inversión baja y única, al instalar imanes permanentes en tuberías y no se requerirá de modificaciones ni adecuaciones relevantes en la planta de tratamiento de aguas residuales.

### 1.3. ANTECEDENTES

La descarga al ambiente de aguas residuales municipales no tratadas representa un grave problema de salud pública para la población, así como para los ecosistemas en general, ya que ocasiona diversos fenómenos negativos en los cuerpos receptores, como el agotamiento del oxígeno disuelto y la eutrofización, debido a la presencia, en el agua residual, de nutrientes (nitrógeno, fósforo) y de materia orgánica. El uso de efectos físicos, tales como los campos magnéticos aplicados al proceso de tratamiento de lodos activados es una tecnología que ha tomado gran importancia en los últimos años.

Los investigadores Celebi y Yavuz (2004), mostraron la influencia de la aplicación del campo magnético inducido por un electroimán en el crecimiento microbiano y utilizaron un método simplificado en un estudio por lotes para determinar esta influencia en los parámetros cinéticos biológicos. Los parámetros cinéticos de  $\mu_{max}$  (tasa de crecimiento máximo específico de los microorganismos),  $K_s$  (Concentración de sustrato a la mitad del máximo de velocidad de crecimiento),  $Y_{x/s}$  (Coeficiente de crecimiento o producción de células) y  $m$  (factor de mantenimiento de los microorganismos) del lodo activado en la eliminación de glucosa como sustrato modelo para el tratamiento de aguas residuales fueron determinados de manera simple utilizando los datos de un solo experimento por lotes en una condición definida. A la misma condición, en lugar de varios estudios continuos, difíciles, costosos y que consumen mucho tiempo, con diferentes concentraciones de sustrato influyeron los resultados de un solo experimento por lotes de dos reactores idénticos, uno con y el otro sin aplicación de campo magnético, esto pudo ser suficiente para la evaluación.

Además, estos autores observaron que los parámetros cinéticos estaban cambiando con intensidades de campo magnético de 8.9, 17.8, 24.4, 36.6 y 46.6 mT, aunado al valor de 17.8 mT, el cual fue el óptimo para la eliminación de la glucosa, de esta manera, mientras  $\mu_{max}$  y  $m$  aumentaron con la aplicación de 17.8 mT,  $K_s$ , y  $Y_{x/s}$  disminuyeron, lo que implica que la afinidad promedio de los microorganismos presentes en el lodo activado al sustrato y sus tasas de crecimiento aumentaron bajo estas condiciones. En conclusión, este resultado obtenido por Celebi y Yavuz (2004), muestra una mejora eficiente en el tratamiento por medio de la aplicación de campo magnético.

Gutiérrez-López y Ramírez-Camperos (2015), investigaron el efecto del campo magnético (inducido por imanes de ferrita) de densidad de flujo variable en la remoción de contaminantes (DQO,  $PO_4^{3-}$ , NT y coliformes fecales) por medio de un proceso de lodos activados, donde se trabajó simultáneamente con dos reactores. Uno de los reactores fue sometido a un campo magnético estático de densidad de flujo variable (0.5-79.0 mT) para estudiar los efectos del campo sobre los procesos de nitrificación-desnitrificación, captura de fósforo, remoción de materia orgánica y de coliformes fecales. Los efectos del campo magnético empleado, bajo las condiciones reportadas se clasificaron como “no observables”

para la remoción de materia orgánica y nitrógeno, sin embargo, la remoción de fosfatos fue mayor en un 17% y de un 14% para coliformes fecales en el reactor con imanes además de observarse una mejor conformación del flóculo y por lo tanto una mejor sedimentabilidad del lodo.

Este trabajo presenta relevancia para la investigación en curso, puesto que el reactor que se empleó está dividido en dos tanques, uno anóxico y otro aerobio, y en el trabajo citado cada reactor fue dividido en 3 celdas que posteriormente se acondicionaron como anaerobia, anóxica y aerobia donde fueron estudiados los efectos provocados por el campo magnético.

Si bien en el estudio realizado por Gutiérrez-López y Ramírez-Camperos (2015), se obtuvieron resultados satisfactorios para la remoción de fosfatos y coliformes fecales, en el apartado de conclusiones se menciona la necesidad de buscar modificaciones en la configuración u operación de los equipos experimentales para lograr encontrar las condiciones óptimas en que se pueda exaltar y hacer evidentes los efectos del campo magnético sobre la remoción de materia orgánica y nitrógeno. Las modificaciones recomendadas podrían consistir en la aclimatación previa del lodo bajo una densidad de flujo magnético más homogénea, probar variaciones del Tiempo medio de Retención Celular (TRC) o Tiempo de Retención Hidráulica (TRH) entre otros parámetros de operación. Es necesario además mantener el pH en el rango óptimo para el funcionamiento tanto de las bacterias nitrificantes, como de las bacterias acumuladoras de fosfatos, ya que es una variable delicada para el control del proceso y tiende a ser muy cambiante.

Los investigadores Liu et al. (2016), propusieron la mejora de las características del tratamiento de aguas residuales y de lodos biológicos mediante la aplicación de campos magnéticos inducidos por imanes permanentes y electroimán. En este trabajo se estudiaron los efectos de los campos magnéticos con baja intensidad y baja cobertura en la granulación de lodos aerobios, remoción de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y remoción de nitrógeno de amonio en 3 columnas de burbujas, una configurada como testigo y 2 experimentales. Se investigaron los tipos y la intensidad de los campos magnéticos en un rango inferior, mediante el uso de imanes permanentes con campo magnético no uniforme, y electroimán con campo magnético uniforme. La formación de gránulos aerobios no se mejoró mediante el empleo de campo magnético con una intensidad de hasta 30 mT (imanes permanentes) y una cobertura de campo magnético de menos de 7% del volumen de trabajo del reactor.

Sin embargo, las tasas de degradación tanto en la DQO y el nitrógeno de amonio en el estado estacionario se incrementaron significativamente mediante la aplicación de intensidad de campo magnético de 3-5 mT (electroimán). Incluso con la operación de ciclo de lote incluido el período de inanición, la eficiencia de eliminación de DQO fue estadísticamente significativa, lo que fue probablemente debido al cambio metabólico de los lodos en el campo magnético mediante la producción de más sustancias poliméricas extracelulares (*EPS* por sus siglas en

inglés) en lodo granular en lugar de compuestos solubles microbianos (*SMP por sus siglas en inglés*). Por lo tanto, los resultados mostrados en este estudio indican que el campo magnético de baja intensidad y la cobertura de reactor pequeña tiene un gran potencial para ser utilizado en la mejora de remoción de DQO y nitrógeno de amonio para un tratamiento mejorado de aguas residuales.

Zieliński et al. (2017), investigaron el tratamiento de aguas residuales en un reactor aerobio con lodo activado expuesto a CME con inducción media de 8.1 mT. La eficiencia de la DQO fue de aproximadamente 90% en un reactor de control y un reactor expuesto a CME. Aunque la nitrificación fue superior al 95% en ambos reactores, la actividad de las bacterias oxidantes de amoníaco fue mayor en el reactor expuesto al CME, esto dio como resultado un acortamiento del tiempo de reacción de nitrificación a 4 h en comparación con 8 h en el reactor de control. Los resultados indicaron que CME mejoró la nitrificación, el proceso más sensible de las transformaciones biológicas de nitrógeno. El CME influyó en el contenido general de biomasa que fue del 14% mayor en el reactor expuesto a CME que en el reactor control, mediante los resultados de este trabajo de investigación se concluye que es necesario probar otras intensidades de campo magnético donde se tengan resultados significativos en cuanto a la remoción de DQO.

Łebkowska et al. (2018) investigaron el efecto de un CME inducido por bobinas de electroimán en la biodegradación de aguas residuales por lodo activado y por la actividad deshidrogenasa de microorganismos de lodo activado. Los resultados obtenidos demostraron que un CME de 7.5 mT aumenta la eficiencia de eliminación de DQO por microorganismos de lodos activados por 25% en comparación con los experimentos de control. La densidad de 140 mT inhibe la biodegradación de las aguas residuales. La aplicación de un CME de 7.5-8 mT resultó en un 35% de pliegue en la actividad deshidrogenasa de los microorganismos del lodo activado comparados con muestras de control. Los valores de flujo magnético de 100 mT y superiores afectaron a los protozoos y rotíferos que causan un movimiento de rotación. Un CME de 7 mT aumenta la eficiencia de biodegradación de p- nitroanilina en un 30% en comparación con experimentos del biorreactor de control.

El efecto positivo de un CME de 7.5 mT en la biodegradación de aguas residuales muestra que los CME son viables en aplicaciones biológicas de tratamiento de aguas residuales y justifican aún más la presente investigación, aunado al trabajo realizado por Peña-Guzmán et al. (2019), quienes presentaron el efecto respuesta de diferentes microorganismos contenidos en un lodo activado a densidades de campo magnético (inducidas por electroimán) de 5, 10 y 20 mT en períodos de tiempo de 30, 60 y 120 minutos, encontrando que para campos magnéticos de 10 mT durante 60 minutos y 20 mT durante 30 minutos hay un aumento en la tasa de crecimiento cercano al 68% en bacterias, mientras que para hongos, el mayor incremento se encontró en el campo magnético de 5 mT durante todos los tiempos de exposición cercanos a 50%. Por otro lado, también hubo un efecto inhibitorio

para bacterias y hongos en campos magnéticos de 10 y 20 mT para diferentes tiempos.

La conclusión de los autores es que la exposición de los microorganismos de un lodo activado a los campos magnéticos de baja frecuencia puede ser beneficiosa para el proceso biológico de tratamiento de aguas residuales, sin embargo esto requiere una mayor comprensión debido a la susceptibilidad que cada microorganismo tiene ante la exposición de los campos magnéticos y su función o presencia dentro del tratamiento.

El trabajo anteriormente citado sirve como referente a la investigación en curso dado que presenta las bases para aumentar la tasa de crecimiento en bacterias de lodos activados, las cuales son los microorganismos más importantes dentro del proceso, por las diferentes actividades bioquímicas que estas realizan, las cuales permiten metabolizar una gran parte de los compuestos orgánicos que están presentes en las aguas residuales.

Estudios sobre el efecto de aplicación de campo magnético inducido por imanes permanentes o electroimanes en el tratamiento de aguas residuales con los lodos activados son muy limitados aunado a que algunos de los pocos resultados obtenidos no son realmente significativos o factibles de aplicar en condiciones reales de operación, algunos de los trabajos anteriores declaran que el campo magnético aumenta el crecimiento, mejora la sedimentación y las tasas de remoción de sustrato a la intensidad óptima del campo magnético, sin embargo aún no se reivindican por completo estos hallazgos.



## **CAPÍTULO 2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS**

### **2.1. OBJETIVO GENERAL**

Evaluar el efecto que tiene un campo magnético de 3 a 50 mT en un proceso de lodos activados para la remoción de materia orgánica y nutrientes.

### **2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

1. Conocer el efecto que provoca un campo magnético estático en el proceso de lodos activados en su modalidad Ludzack-Ettinger sobre la remoción de materia orgánica medida como demanda química de oxígeno y demanda bioquímica de oxígeno, y de nutrientes: nitrógeno y fósforo, contenidos en un agua residual de origen municipal.
2. Determinar que intensidad de campo magnético mejora la remoción de las variables de respuesta: demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno, nitrógeno total, nitrógeno amoniacal y fósforo total en un proceso de lodos activados en su modalidad Ludzack-Ettinger.

### **2.3. HIPÓTESIS**

La aplicación de un campo magnético de 3 mT a 50 mT en la entrada de agua residual, el paso del tanque anóxico al aerobio y la recirculación de lodos de un proceso de lodos activados en su modalidad Ludzack-Ettinger, da como resultado un incremento en la remoción de materia orgánica y de nutrientes, elevando así la eficiencia del sistema.

## **CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA**

Para realizar esta investigación se contó con un prototipo en acrílico de un proceso de lodos activados que fue diseñado en su modalidad convencional, y que además elimina nitrógeno, por lo que está conformado por un tanque anóxico y otro aerobio. Las actividades que se llevaron a cabo son:

### **3.1. ACTIVIDADES**

#### **3.1.1. MARCO TEÓRICO**

- Tratamiento de aguas residuales
- Proceso de lodos activados
- Campo magnético permanente aplicado al tratamiento de aguas residuales municipales
- Análisis estadístico

#### **3.1.2. SELECCIÓN DE CAMPOS MAGNÉTICOS**

De acuerdo con la literatura, se realizó una búsqueda de imanes permanentes que existen en el mercado, tipos e intensidades, de tal manera de seleccionar aquellos que se encontraron comprendidos entre lo recomendado.

#### **3.1.3. DISEÑO DE EXPERIMENTOS**

Para determinar qué efecto tiene la intensidad del campo magnético se utilizó un diseño de experimentos de  $2^2$  con dos centros, en donde:

Variables independientes:

- Intensidad de campo magnético. Se fijaron de acuerdo con lo que se encontró en el mercado y se asemejó más a lo recomendado por la literatura consultada en la actividad 3.1.2.
- Flujo de recirculación de lodos. En un proceso convencional de lodos activados se recomienda una recirculación del 25 al 75% del flujo de entrada, en este caso se eligió 50% y 100% como los extremos y el valor del centro 75%.

Variables dependientes:

- Demanda bioquímica de oxígeno
- Demanda química de oxígeno
- Nitrógeno total
- Nitrógeno amoniacal

- Fósforo total

Para obtener la matriz del diseño de experimentos y analizar la información obtenida se empleó la versión de prueba del programa Statgraphics Centurion XVI, lo que dio como resultado la obtención de la siguiente matriz experimental.

**Tabla 3-1. Matriz experimental**

	Intensidad de campo magnético mT	Flujo de recirculación de lodos %
1	0	0
2	0	0
3	1	1
4	-1	-1
5	0	0
6	-1	1
7	1	-1

Los valores reales que corresponden a la codificación presentada en la matriz anterior se muestran en la siguiente tabla.

**Tabla 3-2. Factores de estudio y sus niveles**

Factor	Nivel Bajo (-1)	Nivel Alto (+1)	Punto al centro (0)
Intensidad de Campo Magnético (mT ó Gauss)	3 mT (30 Gauss)	50 mT (500 Gauss)	26.5 mT (265 Gauss)
Flujo de Recirculación de Lodos (%)	50%	100%	75%

Mediante el uso de la versión de prueba del software Statgraphics Centurión XVI se obtuvo la matriz del diseño experimental donde se muestra el número de experimentos o tratamientos a llevar a cabo según el diseño de experimentos propuesto ( $2^2$ ) y el orden en que como se ejecutarán los mismos para que se logre la aleatoriedad. Cuando se lleven a cabo cada una de las pruebas indicadas en la matriz, se registrarán los resultados que corresponden a cada experimento con el fin de obtener el análisis estadístico de los datos; ANOVA, selección del mejor modelo que represente el experimento, selección del mejor tratamiento y condiciones óptimas.

### 3.1.4. ACONDICIONAMIENTO DEL PROTOTIPO

Se realizaron pruebas hidráulicas para evitar posteriores fugas de agua en el reactor biológico y sedimentador secundario, así como pruebas de difusión y control de aire. Además, se verificó la operación de bombas

peristálticas para la recirculación de lodos y la alimentación del agua, así como del mezclador de velocidad baja en el tanque anóxico.

### 3.1.5. ARRANQUE Y ESTABILIZACIÓN DEL PROTOTIPO

Se realizaron las siguientes determinaciones analíticas al agua de entrada y salida del proceso de lodos activados del prototipo:

**Tabla 3-3 Determinaciones analíticas**

Parámetro	Lunes	Martes	Miércoles	Jueves	Viernes
DBO			X		
DQO			X		
NT			X		
NO <sub>3</sub>			X		
NH <sub>3</sub> -N			X		
PT			X		
SST	X	X	X	X	X
pH	X	X	X	X	X
Q entrada	X	X	X	X	X

En el tanque anóxico y aerobio se realizaron las siguientes determinaciones de control:

**Tabla 3-4. Parámetros de control en reactores**

Parámetro	Lunes	Martes	Miércoles	Jueves	Viernes
IVL	X	X	X	X	X
A/M	X				
TRMC	X				
SSV			X		
PL		X			
RL	X	X	X	X	X
OD	X	X	X	X	X
pH	X	X	X	X	X

### 3.1.6. OPERACIÓN DEL PROTOTIPO

#### 3.1.6.1. Sin campo magnético

Se realizaron las actividades que se describen en la Tabla 3-3 y Tabla 3-4.

Se registraron los resultados de las determinaciones analíticas y parámetros de control en una base de datos para posterior análisis y comparación con los resultados de la operación del prototipo con campo magnético.

#### 3.1.6.2. Con campo magnético

En cada uno de los experimentos de prueba individuales se realizaron las actividades que se describen en la Tabla 3-3 y Tabla 3-4. De acuerdo con las intensidades de campo magnético elegidas en el apartado 3.1.2 y el diseño experimental propuesto en el apartado 3.1.3, el orden de las pruebas a realizar en el prototipo con campo magnético, se muestra en la siguiente tabla.

**Tabla 3-5 Orden de experimentación del prototipo con campo magnético**

	Niveles		Centro	Matriz experimental		
Factor	-1	1	0		ICM	FRL
					mT	%
Intensidad de campo magnético (ICM) mT	3 mT (30 Gauss)	50 mT (50 Gauss)	26.5 mT (265 Gauss)	1	0	0
				2	0	0
				3	1	1
				4	-1	-1
				5	0	0
Flujo de recirculación de lodos (FRL) %	50%	100%	75%	6	-1	1
				7	1	-1

Se registraron los resultados en una base de datos para determinar el comportamiento del reactor sin campo magnético versus el comportamiento del reactor con campo magnético.

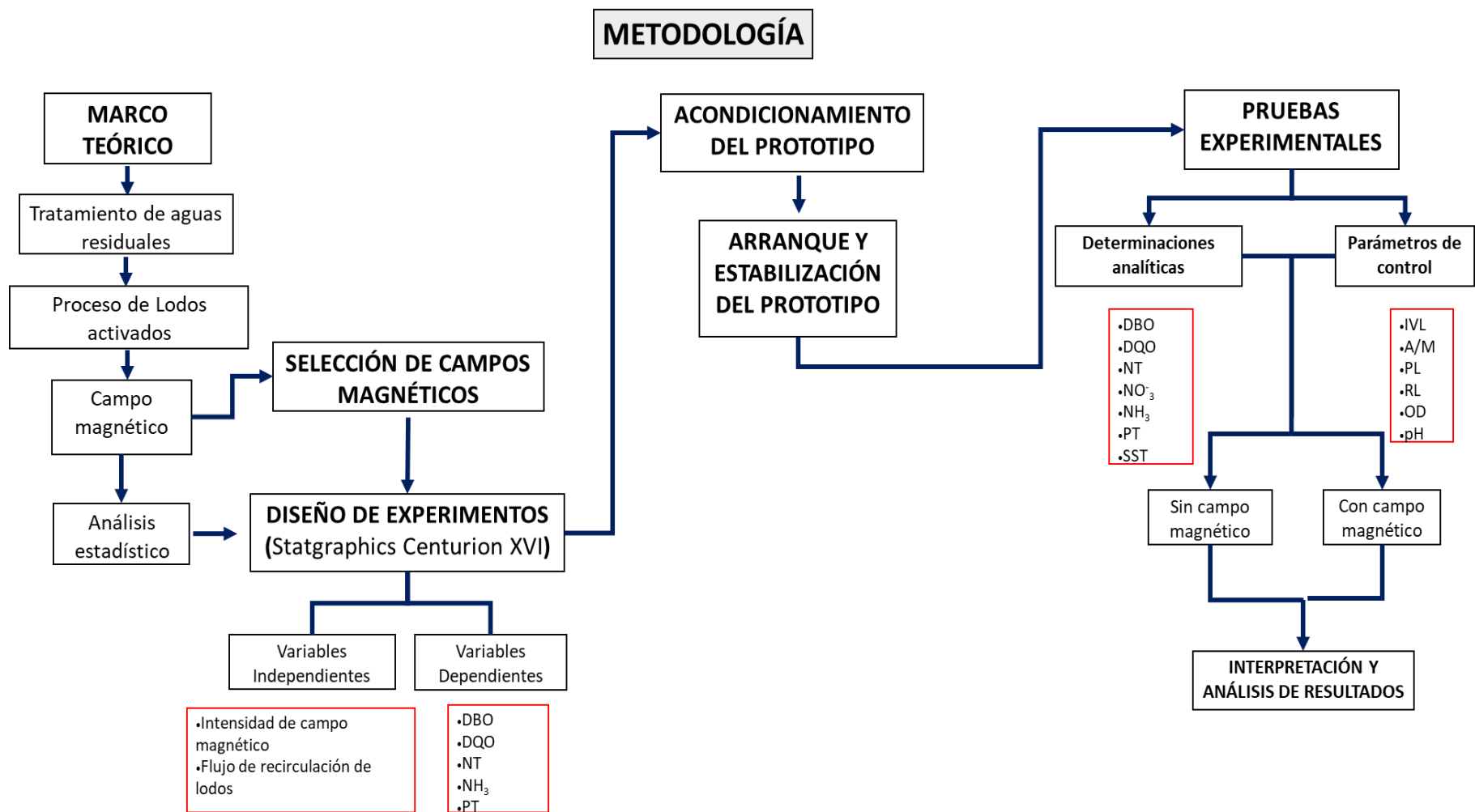
#### 3.1.7. ANÁLISIS DE RESULTADOS

- Estabilización
- Prueba sin campo magnético
- Pruebas con campo magnético

- Análisis estadístico con Statgraphics

### **3.2. DIAGRAMA METODOLÓGICO**

A continuación, se muestra el diagrama metodológico para el desarrollo de la presente investigación con base en las actividades descritas anteriormente.

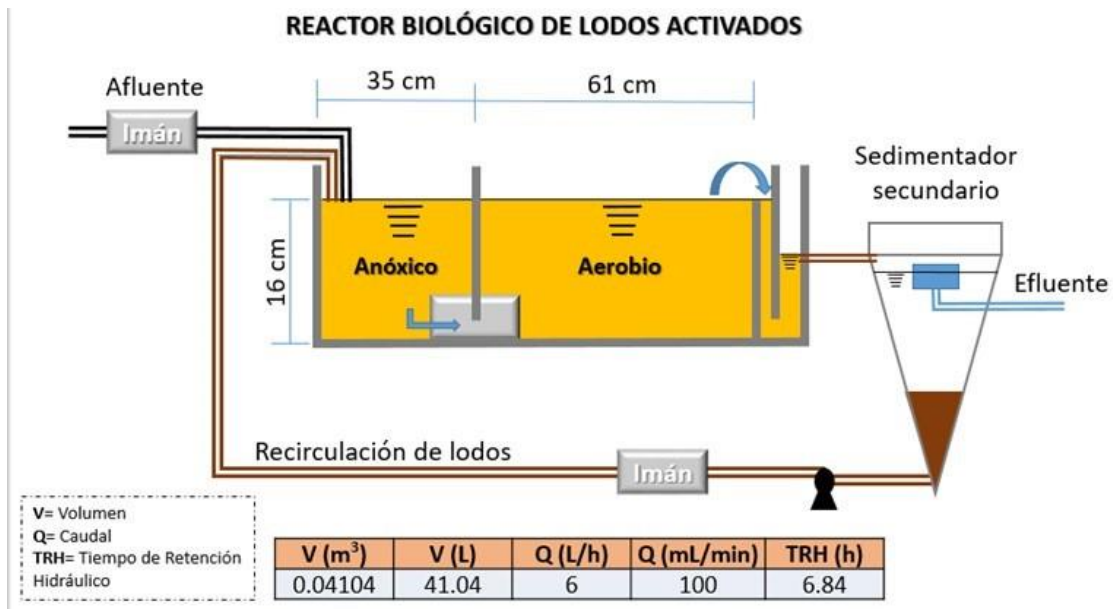


**Figura 3-1. Diagrama metodológico de la investigación**

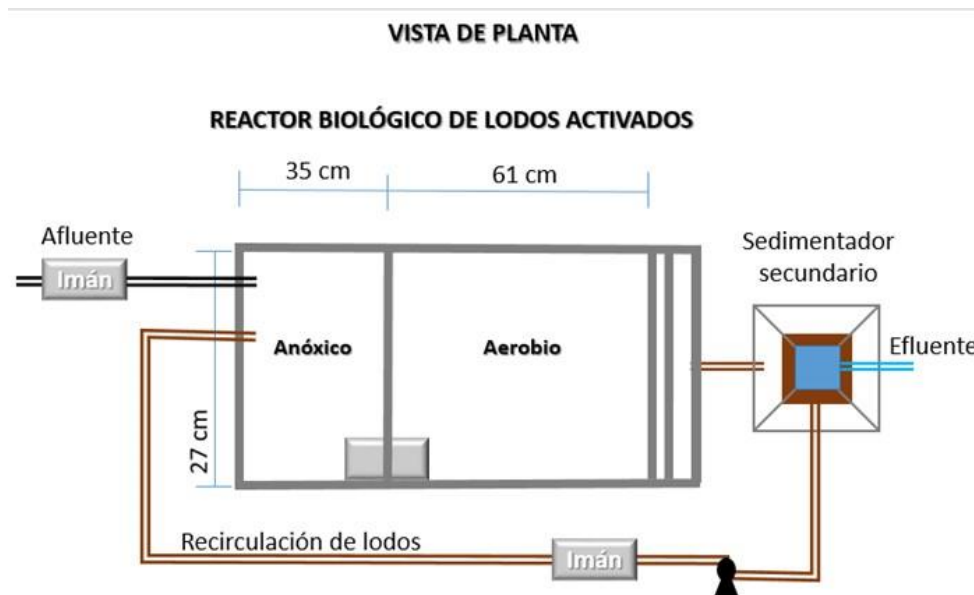


### 3.3. CONFIGURACIÓN EXPERIMENTAL

En las figuras siguientes, se muestra la configuración experimental del prototipo en acrílico del proceso de lodos activados en su modalidad Ludzack-Ettinger convencional, así como el volumen efectivo, el caudal y el tiempo de retención hidráulico.



**Figura 3-2. Configuración experimental del proceso de lodos activados en su modalidad Ludzack-Ettinger convencional (Vista frontal)**



**Figura 3-3 Configuración experimental del proceso de lodos activados en su modalidad Ludzack-Ettinger convencional (Vista de planta)**

El tiempo de contacto que tuvo el agua residual con el campo magnético se presenta en la siguiente tabla:

**Tabla 3-6 Tiempo de contacto del agua residual con el campo magnético**

Localización del campo magnético	D (cm)	A (cm <sup>2</sup> )	Q (ml/m in)	V (cm/min)	V (cm/s)	L (cm)	T (s)
Tubería de entrada al sistema de tratamiento	1	0.785	100	127.324	2.122	14.1	6.644
Tubería de paso del tanque anóxico al aerobio			100	127.324	2.122		6.644
Tubería de recirculación de lodos (25% de Q de entrada)			25	31.831	0.531		26.578
Tubería de recirculación de lodos (50% de Q de entrada)			50	63.662	1.061		13.289
Tubería de recirculación de lodos (75% de Q de entrada)			75	95.493	1.592		8.859

*D: diámetro de tubería*

*A: área de tubería*

*Q: caudal*

*V: velocidad*

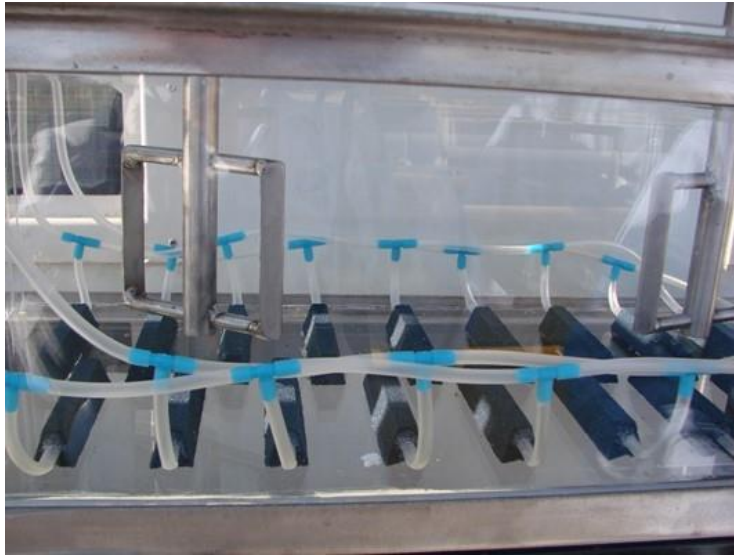
*L: longitud del imán*

*T: tiempo de contacto*

En las fotografías siguientes se muestra el prototipo Ludzack-Ettinger convencional, vista frontal del prototipo vacío (Figura 3-4), sistema de agitadores (reactor anóxico) y difusores (reactor aerobio) al interior del prototipo (Figura 3-5) y vista frontal del prototipo lleno (Figura 3-6).



**Figura 3-4. Vista frontal del proceso de lodos activados Ludzack-Ettinger convencional**



**Figura 3-5. Sistema de difusores y agitadores del prototipo**



**Figura 3-6 Vista frontal del proceso de lodos activados Ludzack-Ettinger convencional con sedimentador**

## **CAPÍTULO 4. MARCO TEÓRICO**

### **4.1. FUNDAMENTOS GENERALES DEL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES**

#### **4.1.1. AGUAS RESIDUALES**

De acuerdo con la normatividad mexicana, se denominan como “Las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, agrícolas, pecuarias, domésticos y similares, así como la mezcla de ellas” (SCFI, 2001, p.3).

#### **4.1.2. AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES**

“Aguas residuales provenientes de viviendas, edificios públicos y de la escorrentía urbana que se colecta en el drenaje. Sus principales contaminantes son el nitrógeno y fósforo, compuestos orgánicos, bacterias coliformes fecales, materia orgánica, entre muchos otros” (Jiménez et al. 2010 citados en SEMARNAT, 2014).

#### **4.1.3. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES**

También conocido como proceso de depuración, es un proceso utilizado para remover contaminantes del agua conocida como agua residual ya sea por medios físicos químicos o biológicos o también la combinación de estos.

#### **4.1.4. TRATAMIENTO AEROBIO**

Es el tipo de tratamiento de agua residual que se lleva a cabo en presencia de oxígeno, donde las condiciones aerobias y la materia en suspensión se mantienen por el suministro de aire, que se realiza mediante sistemas de difusión o de aeración mecánica (Ramírez Camperos, 2018, p. 47). La descomposición de la materia orgánica por vía aerobia se divide en tres fases principales: la hidrólisis de las moléculas orgánicas complejas en sus respectivos monómeros, la descomposición de estos monómeros en intermediarios comunes y la final en la que se realiza el ciclo de Krebs y la cadena respiratoria, en donde el aceptor final de electrones es el oxígeno molecular, para formar agua como producto final, junto con el bióxido de carbono y el amoníaco (Moeller y Tomasini Ortiz, 2019, p. 155).

#### **4.1.5. LODOS ACTIVADOS**

De acuerdo con lo establecido por Ramírez Camperos (2018), el proceso de lodos activados es estable y con altas eficiencias de remoción de materia orgánica, se integra por varios componentes que se interrelacionan entre sí siendo algunos de ellos los siguientes:

- a) Tanque de aeración diseñado para un mezclado completo o para trabajar como flujo pistón.

- b) Fuente de aeración que permite transferir el oxígeno y proporciona la mezcla que requiere el sistema. La fuente puede ser un soplador con difusores, aeración mecánica o a través de la inyección de oxígeno puro.
- c) Sedimentador para separar los sólidos biológicos del agua tratada.
- d) Sistema de tuberías y bomba para recircular los sólidos biológicos del sedimentador al reactor biológico, lo que se conoce como recirculación de lodos activados.
- e) Tubería para desechar el exceso de lodos biológicos del sistema, lo que se conoce como purga de lodos.

#### **4.1.6. DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO<sub>5</sub>)**

Se ha demostrado que existe una relación entre la concentración del Oxígeno Disuelto en el agua y su grado de contaminación, es decir; a mayor cantidad de materia orgánica contenida en una muestra de agua, más cantidad de oxígeno necesitan los microorganismos para oxidarla o degradarla. La actividad biológica dentro del proceso de lodos activados, es provocada por los microorganismos en condiciones aeróbicas, dando como consecuencia que la materia orgánica pierda sus propiedades contaminantes al ser consumida por los mismos. Aquí, existe el intercambio del oxígeno del aire con el agua, y a esa cantidad de oxígeno que necesitan los microorganismos para oxidar residuos orgánicos de modo aerobio se le denomina Demanda Bioquímica de Oxígeno (Raffo et al. 2014, p.75).

De acuerdo con Ramalho (1996), “La DBO se usa como una medida de la cantidad de oxígeno requerido para oxidación de la materia orgánica biodegradable, presente en la muestra de agua, como resultado de la acción de oxidación aerobia”.

En condiciones normales de laboratorio, la DBO se determina a una temperatura de 20 °C en un tiempo de 5 días, siendo expresado en mg/L O<sub>2</sub> y es conocido como DBO<sub>5</sub>. Este procedimiento fue adoptado en 1936 por la Asociación Americana de Salud Pública, y desde entonces ha permanecido como un indicador de la contaminación. La DBO es uno de los indicadores más importantes en la medición de la contaminación en Aguas Residuales (AR), como también en el control del agua potable (Raffo et al. 2014, p.76).

#### **4.1.7. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)**

Determina la cantidad de oxígeno requerido para oxidar la materia orgánica e inorgánica en una muestra de agua, bajo condiciones específicas de agente oxidante, temperatura y tiempo. Las sustancias orgánicas e inorgánicas oxidables presentes en la muestra, se oxidan mediante reflujo cerrado en solución fuertemente ácida por ejemplo ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), con un exceso de dicromato de potasio (K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>) en presencia de sulfato de plata (Ag<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) que actúa como agente catalítico, y de sulfato mercurico (HgSO<sub>4</sub>) adicionado para eliminar la interferencia de los cloruros. Después

de la digestión, el  $K_2Cr_2O_7$  remanente se titula con sulfato ferroso amoniacal para determinar la cantidad de  $K_2Cr_2O_7$  consumido. La materia orgánica se calcula en términos de oxígeno equivalente. Para muestras de un origen específico, la DQO se puede relacionar empíricamente con la DBO, el carbono orgánico o la materia orgánica (Subdirección de Hidrología, 2007, p.2).

#### **4.1.8. NITRITOS ( $NO_2^-$ ), NITRATOS ( $NO_3^-$ ) Y NITRÓGENO TOTAL (NT)**

En las aguas residuales el nitrógeno se encuentra en 4 formas básicas: nitrógeno orgánico, amonio, nitrito y nitrato. Si las aguas residuales son frescas, el nitrógeno se encuentra en forma de urea y compuestos proteínicos, pasando posteriormente a forma amoniacal por descomposición bacteriana. A medida que el agua se estabiliza por oxidación bacteriana en medio aerobio se generan nitritos y posteriormente nitratos. El predominio de la forma de nitrato en un agua residual es un fiel indicador de que el residuo se ha estabilizado con respecto a la demanda de oxígeno. El Nitrógeno total es la suma del nitrógeno orgánico, amonio, nitrito y nitrato (Claros Bedoya, 2015).

#### **4.1.9. NITRÓGENO AMONIACAL ( $NH_3-N$ )**

De acuerdo con González (2013), “El nitrógeno amoniacal, se origina de la degradación del nitrógeno orgánico y, este a su vez, por acción bacteriana, se va oxidando gradualmente a nitritos y finalmente a nitratos”.

#### **4.1.10. FÓSFORO TOTAL (PT)**

Según lo establecido en la NMX-AA-029-SCFI-2001:

El fósforo generalmente se encuentra en aguas naturales, residuales y residuales tratadas como fosfatos. Éstos se clasifican como ortofosfatos, fosfatos condensados y compuestos órgano fosfatados. Estas formas de fosfatos provienen de una gran cantidad de fuentes, tales como productos de limpieza, fertilizantes, procesos biológicos, etc. El fósforo es un nutriente esencial para el crecimiento de organismos, por lo que la descarga de fosfatos en cuerpos de aguas puede estimular el crecimiento de macro y microorganismos fotosintéticos en cantidades nocivas (SCFI, 2001, p.1).

#### **4.1.11. SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST)**

Todas las aguas contienen sustancias disueltas en cantidades variables que dependen de su origen. El agua puede contener varios tipos de sólidos, entre ellos, sólidos disueltos y los sólidos suspendidos. Los sólidos y sales disueltas pueden afectar adversamente la calidad de un cuerpo de agua, un efluente o un proceso de varias formas. Los SST se definen como el material constituido por los sólidos sedimentables, los sólidos suspendidos y coloidales que son retenidos por un filtro de fibra de vidrio con poro de  $1,5 \mu m$  secado y llevado a masa constante a una temperatura de  $105 \text{ }^\circ C \pm 2 \text{ }^\circ C$  (SCFI, 2015, p.1-3).

#### 4.1.12. SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES (SSV)

“Son aquellos sólidos suspendidos que se volatilizan en la calcinación a 550 °C ± 50 °C” (SCFI, 2015, p.1-3).

#### 4.1.13. ÍNDICE VOLUMÉTRICO DE LODOS (IVL): ÍNDICE MOHLMAN

Se define como “El volumen ocupado por un gramo de lodos activados después de sedimentarse bajo condiciones específicas por un tiempo determinado, usualmente 30 minutos” (SCFI, 2010, p.6).

#### 4.1.14. RELACIÓN ALIMENTO / MICROORGANISMOS (A/M)

Hay un punto en el que la cantidad de alimento disponible en el agua residual se agota, cesando con ello la actividad de las bacterias, su crecimiento, e incluso dando lugar a la muerte celular. La velocidad de crecimiento depende de la cantidad de comida disponible para los microorganismos presentes, a esta relación crítica se le llama relación alimento/microorganismos (A/M) (*F/M: Food/Microorganisms*) en consecuencia, la relación A/M es un factor importante que se relaciona bien con la velocidad de crecimiento de los microorganismos. Es expresada como kg o libras de DQO o DBO aplicada por kg, o libra de sólidos suspendidos del licor mezclado (SSLM) por día, en otras palabras representa la masa de sustrato aplicada diariamente al tanque de aeración, contra la masa de sólidos suspendidos (microorganismos) en el tanque de aeración (Moeller y Tomasini Ortíz, 2019, p.164).

#### 4.1.15. TIEMPO DE RETENCIÓN MEDIO CELULAR (TRMC)

El TRMC expresado en días, es una medida de la cantidad promedio del tiempo que los sólidos biológicos permanecen en el tanque de aireación. La concentración total de sólidos biológicos mantenida en el tanque de aireación varía normalmente entre 800 y 6000 mg/l. En general, 40 a 85% de los sólidos suspendidos totales se asumen como volátiles (Moeller y Tomasini Ortíz, 2019, p. 164).

De acuerdo con lo establecido por CONAGUA 2019, el TRMC es una medida del tiempo en que los microorganismos son retenidos en el sistema de tratamiento y se puede definir como sigue:

$$TRMC = \frac{SSVLM * Vr}{\Delta SSV}$$

Donde

*SSVLM*: SSV del licor mezclado, kg/m<sup>3</sup>

*Vr*: Volumen del reactor, m<sup>3</sup>

$\Delta SSV$ : Producción neta de biomasa, kg/d

## 4.2. PROCESO DE LODOS ACTIVADOS

### 4.2.1. GENERALIDADES

Con base en lo establecido por CONAGUA (2019), el proceso de lodos activados como tratamiento de aguas residuales fue desarrollado inicialmente en 1914, en Manchester, Inglaterra, por Fowler, Arden, Munford y Lockett, hasta el año de 1940 se dio el uso extensivo de este sistema. Los diseños desarrollados en esa época eran totalmente empíricos y uno de los primeros parámetros de diseño fue el tiempo de retención del tanque de aeración. Generalmente se seleccionaban tiempos cortos para cargas orgánicas bajas y altos tiempos de retención para cargas orgánicas altas. Posteriormente con el paso del tiempo surgieron criterios relacionados con la carga orgánica y los microorganismos del sistema, llegando a la relación conocida como alimento/ microorganismos (A/M) ya mencionada anteriormente.

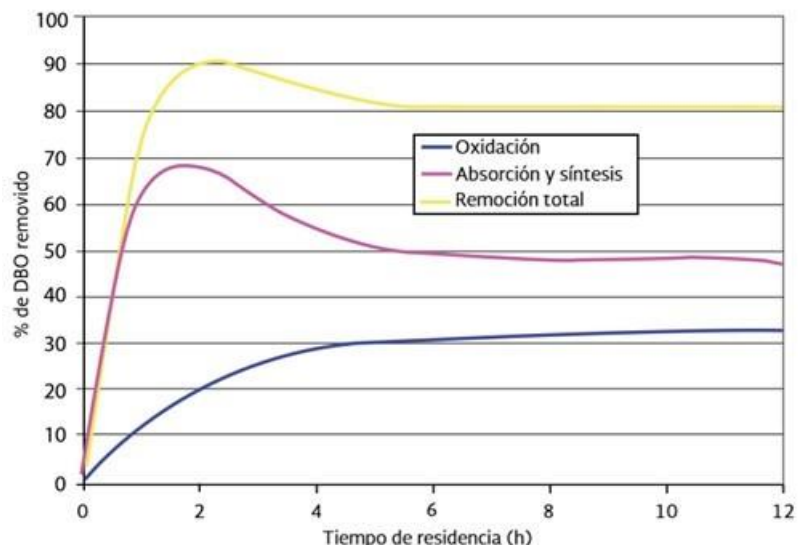
En México este proceso se inició en los años cincuenta; las plantas de tratamiento de aguas residuales de esa época eran concebidas para el reúso de las aguas tratadas para riego de áreas verdes, llenado de lagos y enfriamiento en la industria. Así fue como se construyeron las primeras plantas de este tipo en Monterrey, Nuevo León, y en la Cd. de México. La alta eficiencia del proceso, así como la posibilidad de ampliar la planta de lodos activados ya sea para la conversión de nutrientes o para remover mayor cantidad de sólidos mediante tratamiento adicional, hacen de este proceso un atractivo para descargas que requieren bajas concentraciones de nutrientes o para reúso (p.1).

Dentro de los aspectos principales a considerar en este proceso de lodos activados se encuentran: la operación y el control adecuado de los procesos de tratamiento biológico, para lo cual es indispensable entender que este es un sistema controlado por microorganismos y que estos responden a cualquier cambio del medio, ya sea físico o químico. Es así, que un proceso de lodos activados está constituido por microorganismos o por conglomerados bacterianos que forman flóculos, es por esto el nombre de activado, y el de lodo por el aspecto de color café. A su vez, el flóculo está constituido también por materia (coloidal o suspendida) orgánica e inorgánica que ha sido adsorbida y absorbida, ya que éste es poroso.

En la Figura 4-1 se presenta lo que ocurre, en condiciones ideales de funcionamiento en un tanque de aeración por lotes; lo primero que se da en cualquier sistema biológico es la adsorción o proceso de estabilización, una vez que ha sido cubierta esta capacidad del flóculo, es que inicia un proceso de absorción, síntesis y oxidación de la materia orgánica, algunas moléculas más complejas, son descompuestas por la acción de enzimas segregadas por las bacterias antes de ser absorbidas, sin embargo, es posible que exista una porción imposible de ser absorbida y permanezca en el flóculo, a esa porción se le denomina materia inerte. Todo lo anterior sucede bajo condiciones aerobias y la



suma de este proceso es el mecanismo para la remoción total de materia orgánica.



**Figura 4-1. Remoción de materia orgánica. Extraído de CONAGUA (2019).**

Este mecanismo de remoción de materia orgánica por medio de Microorganismos (MOS) convierte a estos en un factor importante, no sólo por remover la carga contaminante sino también por producir nuevos flóculos, sin embargo, éstos dependen para su buen desarrollo de la concentración de materia orgánica afluente, cantidad de oxígeno suministrado y de la mezcla que origine éste en el reactor, otro factor importante a considerar es la temperatura, la cual puede aumentar o disminuir la actividad microbiana y por último la cantidad de microorganismos presentes en el sistema, ya que es importante guardar una buena relación con la materia orgánica del afluente. En síntesis, para que se lleve a cabo el proceso de lodos activados, el agua residual con una concentración de materia orgánica es vertida a un tanque de aeración, en donde las bacterias la metabolizan mediante el empleo de oxígeno, produciendo nuevas bacterias y generando bióxido de carbono y agua, como productos principales, sin embargo, una parte de las bacterias mueren y liberan su contenido celular, que es utilizado por otras bacterias. Toda esta mezcla, cuantificada como Sólidos Suspendidos Totales en el Licor Mezclado (SSTLM), es separada en un sedimentador, en donde el agua tratada es clarificada y los lodos recirculados al tanque de aeración (CONAGUA, 2019).

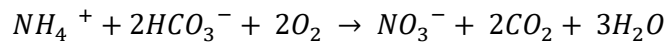
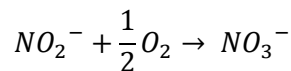
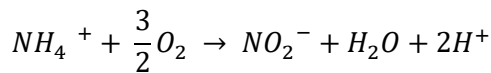
#### **4.2.2. ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NUTRIENTES**

Dado el aumento en la problemática de eutrofización de los cuerpos de agua, el interés por lograr la eliminación de los nutrientes nitrógeno y fósforo contenidos en las aguas residuales de origen municipal se ha incrementado de forma drástica en los últimos años. Recientemente se han desarrollado distintas configuraciones de plantas de lodos activados para lograr este objetivo.

#### 4.2.2.1. Eliminación biológica del nitrógeno

De acuerdo con lo establecido por Martínez y Beatriz, (2016):

La nitrificación es un proceso llevado a cabo por un grupo muy limitado de microorganismos autótrofos, el cual se produce en dos pasos, cada uno de ellos realizado por un tipo específico de bacterias. El primer paso se conoce como nitrificación, y consiste en la oxidación del amonio a nitrito, y es realizado por bacterias nitrosomonas, y el segundo, consiste en la oxidación de nitrito a nitrato y se conoce como nitratación, y es llevado a cabo por bacterias nitrobacter. Las reacciones químicas producto de la eliminación de nitrógeno, desprenden energía que es utilizada por las bacterias para su crecimiento y mantenimiento celular, bajo la siguiente relación estequiométrica:

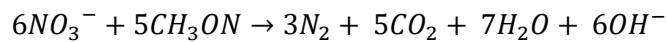
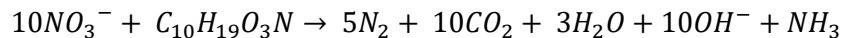


La reacción general tiene una demanda teórica neta de oxígeno de 4.3 mg de  $O_2/mgNH_4^+-N$  adicional a la necesaria para la oxidación de la materia orgánica carbonosa (Metcalf y Eddy, 2003 citados en Martínez y Beatriz, 2016).

En cuanto a las bacterias encargadas de este proceso: las nitrobacter, se caracterizan por una baja tasa de crecimiento, debido a la poca energía que se obtiene con la oxidación del ión amonio y nitrito. Este crecimiento lento puede llegar a ser un problema considerable para llevar a cabo con éxito el proceso de nitrificación. Tanto las nitrosomonas como las nitrobacter son bacterias autótrofas quimiosintéticas, es decir, que obtienen la energía necesaria para los procesos de síntesis celular mediante reacciones de oxidación-reducción.

Por otra parte, la desnitrificación es la reducción biológica del nitrato, a óxido nítrico, óxido nitroso y nitrógeno gas. Este proceso es llevado a cabo por una biocenosis heterótrofa y autótrofa. La mayoría de estos microorganismos son aerobios facultativos, es decir, pueden utilizar el oxígeno y el nitrato o nitrito como aceptores de electrones, y algunos casos, hasta pueden llevar a cabo el proceso de fermentación en ausencia de nitrato u oxígeno (Metcalf y Eddy, 2003 citados en Martínez y Beatriz, 2016).

La desnitrificación biológica contempla la oxidación biológica de sustratos orgánicos utilizando nitrito o nitrato como aceptor de electrones en vez de oxígeno. En ausencia de oxígeno o bajo condiciones limitantes de éste, se induce la enzima reductora de nitrato en la cadena respiratoria de transporte de electrones, y ayuda a transferir hidrógeno y electrones al nitrato como aceptor final de electrones. El donador de electrones como un sustrato orgánico, se obtiene a través de materia orgánica fácilmente biodegradable, en el agua residual afluyente, o producida durante la muerte endógena, o como una fuente exógena como el metanol o el acetato. Cada donador de electrones, presenta una relación estequiométrica diferente.



El término  $C_xH_xO_xN$ , es frecuentemente utilizado para representar la materia orgánica biodegradable.

#### 4.2.2.2. Eliminación biológica del fósforo

Los autores Metcalf y Eddy (1995), establecen que el fósforo se elimina en los tratamientos biológicos mediante la incorporación de ortofosfato, polifosfato y fósforo orgánico al tejido celular. La cantidad total de fósforo eliminado depende de la producción neta de sólidos. El contenido en fósforo del tejido celular es del orden de una quinta parte del contenido en nitrógeno; el contenido real de fósforo puede variar entre una séptima y una tercera parte del contenido en nitrógeno, en función de las condiciones ambientales específicas. El porcentaje de fósforo eliminado durante el tratamiento secundario por la purga de lodos oscila, en promedio, entre el 10 y el 30% de la cantidad total inicial (p.823).

Si se emplea uno de los procesos desarrollados específicamente para la eliminación biológica del fósforo, se pueden conseguir rendimientos de eliminación muy por encima de estos valores. El factor crítico en la eliminación biológica del fósforo es la exposición de los organismos a secuencias alternadas de condiciones aerobias y anaerobias, la exposición a condiciones alternadas fuerza a los microorganismos a consumir cantidades de fósforo superiores a los niveles de consumo normales. El fósforo, no sólo se emplea para el mantenimiento celular, síntesis, y transporte de energía, sino que también se almacena para su uso posterior. El lodo que contiene el exceso de fósforo se purga o se conduce a un proceso lateral complementario donde se procede a la eliminación del exceso de fósforo (pp.823-825).

Con base en distintos autores citados en Martínez y Beatriz, (2016) se establece lo siguiente.

El proceso de eliminación biológica de fósforo (PBF), permite eliminar fósforo del agua residual, utilizando un grupo de organismos acumuladores de polifosfatos (PAOs), durante mucho tiempo fue aceptado que los PAOs no podían utilizar el nitrato como aceptor de electrones y por lo tanto solo podían crecer y acumular fósforo bajo condiciones aerobias (Lee et al. 2001). Los autores: Z. Hu et al. 2002; Lee et al. 2001 y Tsuneda et al. 2006, han reportado que una fracción importante de los PAOs pueden, bajo condiciones anóxicas, consumir fósforo del medio, lo que revelaría que la población microbiana responsable del proceso de eliminación de fósforo por medios biológicos está conformada por al menos dos grupos de microorganismos: (1) un grupo capaz de utilizar tanto oxígeno como nitratos/nitritos como aceptor de electrones conocido como PAO desnitrificadoras o dPAO y (2) un grupo capaz de utilizar sólo oxígeno conocido como PAOs aerobios estrictos (aPAO). Se han reportado buenas eficiencias en eliminación de fósforo en sistemas con presencia de ambos grupos de PAOs. Asimismo, demostraron que el grupo dPAO puede aprovechar el consumo de materia orgánica ya que podrían utilizarlo para eliminación de nitrógeno y fósforo simultáneamente, lo que disminuiría la competencia por sustrato y al mismo tiempo beneficiaría a los sistemas municipales que regularmente se encuentran limitados con el contenido de sustrato orgánico cuando deben llevar a cabo eliminación conjunta de nutrientes. Adicionalmente, Copp y Dold (1998), concluyeron que al emplear dPAOs en la eliminación conjunta de nutrientes, es posible reducir la producción de lodo y la demanda de aire y por consiguiente el consumo de energía en el sistema. De acuerdo con lo anterior, el proceso biológico de eliminación de fósforo se lleva a cabo bajo condiciones anaerobias y bajo condiciones aerobias y/o anóxicas (p.35).

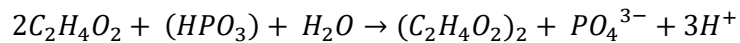
El PBF requiere entonces de la combinación de condiciones anaerobias y aerobias/anóxicas. Para ambos casos, la fase anaerobia se desarrolla de igual manera: los PAO asimilan productos de fermentación (p. ej., ácidos grasos volátiles – AGV) y lo almacenan intracelularmente en forma de polihidroxialcanoatos (PHA). Los AGV son producidos por fermentación de la materia orgánica, la cual es material orgánico biodegradable disuelto que puede ser fácilmente asimilado por la biomasa. Al utilizar la energía disponible de los polifosfatos almacenados, los PAO asimilan los AGV y producen PHA los cuales son almacenados intracelularmente mientras que el glicógeno intracelular es convertido en PHA (Mino et al. 1998).

Al mismo tiempo que las PAO toman AGV, hay liberación de ortofosfatos, cationes de magnesio, potasio y calcio. El PHA contenido en las PAO

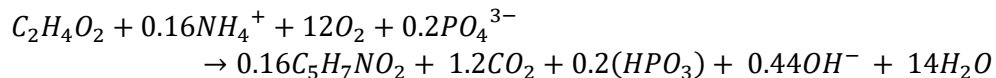
incrementa en la medida que el polifosfato y el glicógeno disminuyen. Por su parte, en la fase anóxica y/o aerobia, se produce energía por la oxidación de los polifosfatos y productos almacenados durante el crecimiento de la biomasa. El PHA es metabolizado, suministrando energía de oxidación y carbono para nuevo crecimiento celular. Algo de glicógeno se produce de los PHA metabolizados. La energía liberada de la oxidación de los PHA es usada para formar polifosfato intracelular. El ortofosfato soluble es removido del licor mezclado e incorporado dentro de los polifosfatos al interior de la biomasa.

La utilización de PHA también mejora el crecimiento celular y esta nueva biomasa generada tiene altas capacidades de almacenamiento intracelular. Estas bacterias toman más fósforo del que es estrictamente necesario para su crecimiento, y el exceso lo acumulan intracelularmente. Es por esto, que la eliminación del fósforo en el sistema, se lleva a cabo mediante la purga del lodo.

La expresión de la reacción de degradación del polifosfato bajo condiciones anaerobias puede ser simplificada y escrita como:



Suponiendo que la composición química de los microorganismos es  $C_5H_7NO_2$ , la expresión de la reacción de degradación del polifosfato bajo condiciones aerobias puede ser simplificada y escrita como:



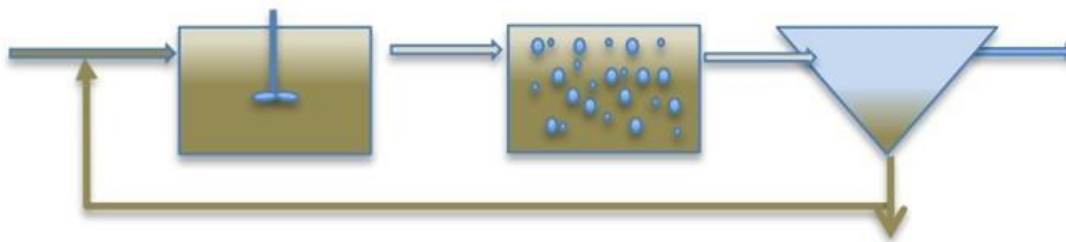
La principal ventaja de la eliminación de éste nutriente por vía biológica es la reducción de los costos en comparación con los procesos físico-químicos, además de la poca producción de sólidos (Metcalf y Eddy, 2003).

### **4.2.3. PROCESO DE LODOS ACTIVADOS EN SU MODALIDAD LUDZACK-ETTINGER**

#### **4.2.3.1. Convencional**

Hasta hace poco tiempo se pensaba que la eliminación de nitrógeno y fósforo no se podía llevar a cabo simultáneamente por medios biológicos. Actualmente, se tiene un mejor entendimiento del comportamiento metabólico de las PAOs lo que ha permitido el desarrollo de procesos conjuntos de eliminación de ambos nutrientes (Martínez y Beatriz, 2016, p.41).

Se distinguen claramente los procesos de cultivo simple y los procesos de cultivo múltiple. En el caso de los procesos de cultivo simple, la eliminación de la materia orgánica carbonosa, la nitrificación y la desnitrificación se realizan conjuntamente en el mismo cultivo biológico. Una forma común de clasificación de los procesos de cultivo simple está en función de la ubicación relativa de las etapas anóxica y aerobia. Esto da lugar a los esquemas de proceso de: predesnitrificación y postdesnitrificación. Se conoce como procesos de predesnitrificación aquellos en los que el agua residual se trata primero en una etapa anóxica y posteriormente en una aerobia. En este proceso, los nitratos que se producen en la zona aerobia se recirculan a la zona anóxica mediante la recirculación de lodos. En la zona anóxica, se lleva a cabo la desnitrificación mediante la utilización de la materia orgánica contenida en el agua residual. En la siguiente figura se muestra el proceso de predesnitrificación Ludzack-Ettinger (Martínez y Beatriz, 2016).



**Figura 4-2. Proceso de predesnitrificación Ludzack-Ettinger. Extraído de Liu y Liptak, 1997 y Wang et al. 2010 citados en Martínez y Beatriz (2016).**

Se coloca en primer lugar el reactor anóxico para aprovechar la materia orgánica fácilmente biodegradable como fuente de carbono para la desnitrificación.

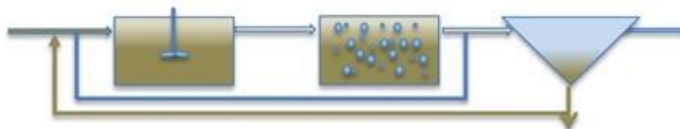
Este proceso biológico consiste en dos etapas desnitrificación-nitrificación, con una zona anóxica seguida de una aeróbica, esto permite que la zona de desnitrificación posea una fuente de materia orgánica. Esta fuente es necesaria para llevar a cabo el proceso de desnitrificación, tarea realizada por las bacterias desnitrificantes que utilizan el oxígeno contenido en el nitrato para metabolizar la materia orgánica presente en el agua residual. Por otro lado, en la segunda etapa, se produce la eliminación final de la materia orgánica mediante un proceso de biodegradación en condiciones aerobias (Ontiveros. et al 2010).

Este proceso se conoce como el primer concepto de remoción biológica de nitrógeno preanóxico que fue propuesto por Ludzack y Ettinger en 1962, al cual llamaron Proceso Ludzack–Ettinger (García-Arrazola, 2007, p.17).

#### **4.2.3.2. Modificado**

Alzate Marin (2020), señala que, este tipo de tecnología es la más utilizada en los sistemas convencionales de remoción de nitrógeno. Este proceso está conformado por dos reactores en serie caracterizándose porque la zona anóxica

se encuentra antes de la aeróbica al igual que en el proceso Ludzack-Ettinger sin modificar, con la diferencia de que en este sistema existe una recirculación interna que permite recircular una mayor cantidad de nitratos a la fase anóxica, véase la figura siguiente.



**Figura 4-3. Proceso de predesnitrificación Ludzack-Ettinger modificado. Extraído de Liu y Liptak, 1997 y Wang et al. 2010 citados en Martínez y Beatriz (2016).**

En el primer reactor se realiza la desnitrificación empleando como fuente de carbono orgánico el agua residual (afluente), en el segundo tanque, el nitrógeno amoniacal es oxidado a nitrato, siendo necesaria la recirculación del licor mezclado rico en nitratos al tanque anóxico para su desnitrificación. Se asocian varias desventajas a este proceso, como son: a) los altos costos implicados en la recirculación, b) la producción de óxidos de nitrógeno como producto final en lugar de  $N_2$  debido a condiciones microaerófilas generadas por la recirculación (Robertson et al. 1995 citados en Alzate Marin, 2020), c) la limitación de fuente de carbono en el tanque anóxico, causada por la dilución ejercida por la recirculación de nitratos, resultando una acumulación de productos intermedios como nitritos y óxidos de nitrógeno (Winkler et al. 2011 citados en Alzate Marin, 2020).

#### **4.2.4. MICROBIOLOGÍA**

El agua residual es depurada a través del proceso que llevan a cabo los diversos microorganismos aerobios que oxidan la materia orgánica presente en el agua de desecho y la transforman con ello a una forma más estable, disminuyendo de esta forma la carga orgánica contaminante que el agua posee. Para llevar a cabo este proceso, los microorganismos requieren de un medio adecuado que sea rico en oxígeno y alimento, estos dos factores son necesarios para su desarrollo, y en estas condiciones se multiplican rápidamente formando la biomasa, que oxida los diferentes tipos de materia orgánica presente en las aguas residuales y completan de esta forma el tratamiento biológico (Arcos, 2013, p.117).

Ahora bien, en cuanto a la composición de los lodos activados, estos son constituidos por diferentes tipos de microorganismos como protozoos, hongos, algas, organismos filamentosos y bacterias, siendo estas últimas el grupo dominante que constituye la mayor parte del proceso (90% a 95%) (Chudoba et al. 1985; Aonofriesl y Petrosanu, 2007 citados en Arcos, 2013, p.117).

##### **4.2.4.1. Bacterias**

La mayoría de las bacterias que se encuentran en los lodos activados son aerobias Gram negativas las cuales utilizan la materia orgánica como fuente de carbono es decir que son heterótrofas y, quimiolitotrofas capaces de oxidar el amoníaco y los nitritos, su tamaño generalmente oscila entre 0.5 y 5  $\mu\text{m}$  (Chudoba et al. 1985).

De acuerdo con Arcos (2013):

Algunas de estas bacterias tienen la capacidad de unirse unas con otras para formar los llamados flóculos, esta característica es muy importante en los lodos activados ya que permite una alta eficiencia en el proceso de sedimentación secundaria para obtener un efluente final más transparente y de mejor calidad. Los flóculos están conformados por MOS, materia orgánica e inorgánica, y algunos filamentos unidos por una matriz de glicocalix producida por bacterias como la *Zooglea ramigera* que en unión con las bacterias filamentosas participan en la conformación estructural de los flóculos (p.117-118).

La formación y sedimentación de los flóculos en los lodos activados está influenciada por diversos factores tales como la edad de los lodos, presencia de metales, compuestos orgánicos, agentes tensoactivos, la superficie química y densidad del flóculo, así como la presencia de bacterias floculantes y filamentosas (Rodríguez, 2012). Según lo establecido por los autores Arcos, (2013) y Zornosa et al. (2010):

Estas últimas actúan como un entramado que da consistencia al flóculo de manera que se pueden formar flóculos grandes y compactos que resisten la turbulencia del sistema de agitación. La presencia moderada de filamentos también ayuda a capturar y mantener atrapadas pequeñas partículas durante la sedimentación. El bajo número o la ausencia de las bacterias filamentosas permiten la formación de flóculos pequeños y débiles que no sedimentan produciendo un efluente turbio. El crecimiento excesivo de estas bacterias causa problemas de operación (i) *Bulking* o aumento en el volumen de los sólidos sedimentados por mala compactación y (ii) *Foaming* o formación de espumas.

#### **4.2.4.2. Protozoarios**

Después de las bacterias, los protozoarios son los segundos degradadores de materia orgánica soluble e insoluble, éstos se alimentan de bacterias libres, se caracterizan por ser organismos microscópicos, unicelulares, eucariontes, autótrofos, la mayoría heterótrofos y aerobios, actúan principalmente como bioindicadores de las plantas de tratamiento ya que son sensibles a compuestos tóxicos y a la ausencia de oxígeno. Dentro de los principales subgrupos presentes en los lodos activados se encuentran los flagelados, ciliados libres y pedunculados y amebas (Hausmann et al. 2003; Juárez et al. 2002).

#### **4.2.4.3. Rotíferos**



Los rotíferos se caracterizan por ser metazoos, pluricelulares con estructuras más desarrolladas que los protozoos (de ahí el nombre de metazoos), son móviles, metabolizan partículas sólidas y se alimentan de protozoos y bacterias. Su presencia se relaciona con una elevada edad de lodos y una buena calidad del efluente (Vilaseca Vallvè y Gutiérrez, 2001).

#### **4.2.5. FACTORES LIMITANTES EN EL CRECIMIENTO DE MICROORGANISMOS**

Existen factores que limitan el crecimiento de los microorganismos presentes en los lodos activados siendo los más importantes de acuerdo con Duncan y Horan (2003) los siguientes:

##### **4.2.5.1. Temperatura**

Es la variable que favorece la velocidad de la actividad enzimática de los MOS de ahí radica su importancia en el sistema de lodos activados. Dentro de los microorganismos más comunes dentro de este proceso se encuentran los mesófilos que toleran temperaturas entre 20°C y 40°C, algunos estudios han demostrado que la presencia de estos MOS aumenta la remoción de DQO, por lo tanto, el rango de temperatura ideal en los procesos de lodos activados es de 20°C a 35°.

##### **4.2.5.2. Oxígeno disuelto**

La degradación de la materia orgánica es llevada a cabo por la presencia de microorganismos ya sea aerobios o anaerobios y un indicador que determina si esta degradación se llevó a cabo es el OD, las concentraciones de OD menores a 2 mg/L están relacionados con el crecimiento excesivo de bacterias filamentosas y flóculos abiertos por esta razón se presenta una baja sedimentabilidad.

##### **4.2.5.3. pH**

En la mayoría de los MOS el pH interno está en el rango de 6.0 a 8.0, por lo cual estos valores establecen el rango en el que se debe trabajar el sistema de lodos activados.

## **4.3. APLICACIÓN DEL CAMPO MAGNÉTICO AL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES**

### **4.3.1. GENERALIDADES**

Las investigaciones sobre el tratamiento de aguas residuales utilizando variables físicas como es el caso de los campos magnéticos son relativamente recientes dado el aumento en la complejidad de las aguas residuales y la necesidad de mejorar los sistemas de tratamiento, en contexto desde hace poco más de 20 años, países de Europa Oriental como Polonia y Rusia, y países asiáticos como Japón, China y Turquía, han llevado a cabo experimentos a escala laboratorio para demostrar los efectos que ocasionan campos magnéticos de diferente intensidad en la biomasa de reactores de lodos activados y como se ve beneficiado o afectado este proceso (Gutiérrez López y Ramírez Camperos, 2015).

Los mecanismos que explican cómo los campos magnéticos inducen cambios en los sistemas biológicos no han sido dilucidados por completo (Ramundo-Orlando et al. 2000). Hasta el momento y con base en distintas investigaciones citadas en Gutiérrez López y Ramírez Camperos (2015), se sabe que los campos electromagnéticos alteran el crecimiento y la reproducción de los microorganismos (Jennison, 1937; Kimball, 1938; Moore, 1979) causan cambios en la síntesis de ADN (Liboff et al. 1987), en la orientación de biomoléculas y biomembranas (Maret & Dransfeld, 1977) y alteran el flujo de iones a través de la membrana plasmática, generando como resultado una modificación en la velocidad de reproducción celular (Gerencser et al. 1962; Pothakamury et al. 1993; Goldsworthy et al. 1999).

Una característica fundamental que poseen los campos magnéticos es que son dipolares: es decir que tienen dos polos; uno positivo y uno negativo, siempre tienen asociados estos dos polos, como consecuencia, las líneas del campo magnético son siempre cerradas, como en el caso del imán: estas líneas salen del polo norte y llegan al polo sur. Para que exista un campo magnético debe existir una fuente de energía magnética que lo genere (como un imán), una carga en movimiento o una corriente eléctrica. Estos elementos son los únicos capaces de crear un campo magnético y los únicos que pueden ser afectados por él. Una carga eléctrica (como un electrón moviéndose en el espacio) genera a su alrededor un campo magnético que ejercerá una fuerza sobre otra carga en movimiento, en este aspecto ocurre lo mismo con las corrientes eléctricas, sin embargo, en el caso de los imanes sucede algo particular porque no hay cargas en movimiento involucradas, sino que estos materiales generan un campo magnético debido a ciertos fenómenos microscópicos de cierta complejidad que tienen lugar en la conformación de los mismos (Raffino, 2020).

#### **4.3.1.1. Campo magnético**

Para Raffino (2020), hay dos conceptos importantes que deben saberse cuando se trabaja con campos magnéticos, el primero de ellos consiste en la definición de campo magnético:

Es un campo de fuerza creado como consecuencia del movimiento de cargas eléctricas (flujo de la electricidad). El flujo decrece con la distancia a la fuente que provoca el campo. La fuerza (intensidad o corriente) de un campo magnético se mide en Gauss (G) o Tesla (T).

#### **4.3.1.2. Intensidad de campo magnético**

El segundo corresponde a la definición de la intensidad.

Como sucede en otros campos de fuerza, el campo magnético queda definido matemáticamente si se conoce el valor que toma en cada punto una magnitud vectorial que recibe el nombre de intensidad de campo. La intensidad del campo magnético, a veces denominada inducción magnética, o campo se representa por la letra B y es un vector tal que en cada punto coincide en dirección y sentido con los de la línea de fuerza magnética correspondiente. La unidad del campo magnético en el Sistema Internacional (SI) es el Tesla y representa la intensidad que ha de tener un campo magnético para que una carga de 1 C (Coulomb), moviéndose en su interior a una velocidad de 1 m/s perpendicularmente a la dirección del campo, experimentase una fuerza magnética de 1 newton.

#### **4.3.1.3. Gauss (G)**

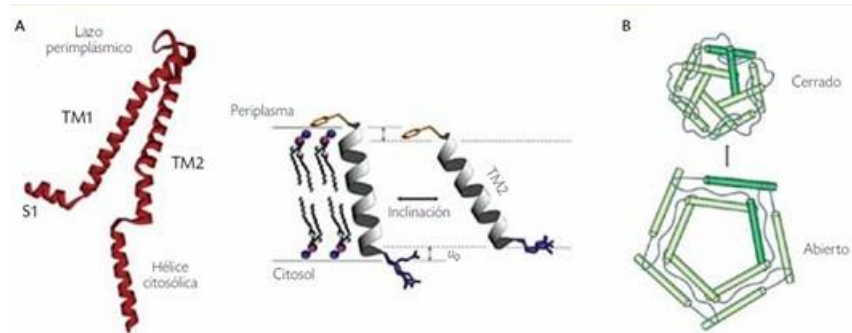
Un gauss (símbolo: G) es una unidad de campo magnético del Sistema Cegesimal de Unidades (CGS), nombrada en honor del matemático y físico alemán Carl Friedrich Gauss. Un gauss se define como un maxwell por centímetro cuadrado.  $1 \text{ G} = 1 \text{ Mx} / \text{cm}^2$ . La unidad del SI para la densidad del campo magnético es el T. Un gauss es equivalente a  $10^{-4} \text{ T}$  o viceversa un T es igual a  $10^4$  gauss (Hayt y William, 1974).

### **4.3.2. EFECTOS DEL CAMPO MAGNÉTICO SOBRE LOS MICROORGANISMOS**

Rosen (2003) describe un mecanismo especial de acción del CM en sistemas biológicos. Este mecanismo se basa en las propiedades anisotrópicas diamagnéticas de los fosfolípidos de membrana, donde se propone que la reorientación de estas moléculas durante la exposición a CM deforma los canales iónicos incrustados, alterando así su cinética de activación.

Estos hallazgos respaldan la opinión de que los efectos del CM en las membranas biológicas representan un fenómeno general, siendo algunos canales más susceptibles que otros a la deformación de la membrana (Funk et al. 2009).

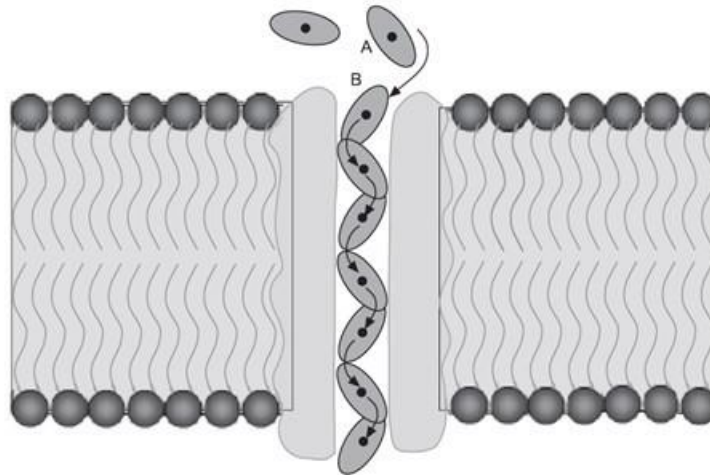
De la gran diversidad de canales iónicos conocidos, aquéllos que son sensibles a estímulos mecánicos, los llamados canales mecanosensibles o Ms, actúan como válvulas de seguridad en bacterias (Valleza, 2015). Dada su simplicidad estructural, el canal de alta conductancia MscL ha sido el modelo arquetípico para el estudio de los canales Ms en general. En la Figura 4-4 se observa como este canal se encuentra en estado cerrado siempre y cuando la membrana no esté bajo estrés mecánico. Sin embargo, cuando se incrementa la tensión de la bicapa, ésta se adelgaza dependiendo de sus propiedades materiales, específicamente de su composición, la fluidez de su fase hidrofóbica y su grado de compactación o compresibilidad, como consecuencia, la conformación de la proteína se reajusta y se forma un poro acuoso mediante la inclinación y expansión acoplada de sus segmentos TM.



**Figura 4-4 A) Representación esquemática del acople hidrofóbico del fragmento TM2 del canal MscL ante un incremento en la tensión lateral de la bicapa y su adelgazamiento resultante, abriendo el canal. (B) Modelos del canal MscL en su estado cerrado y abierto (Cortesía del Dr. S. Sukharev, obtenido de Balleza, 2015).**

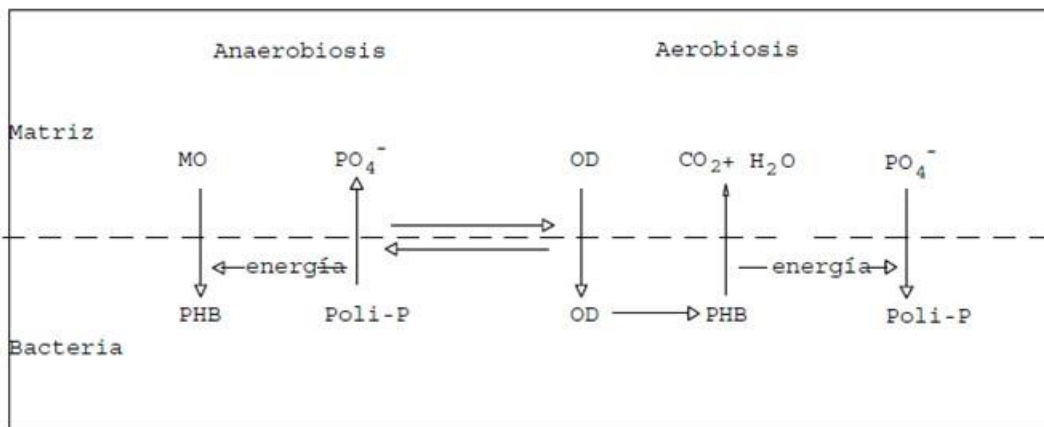
Es de esta manera como la premisa mayoritariamente aceptada hasta el momento es que los campos magnéticos estáticos pueden regular la apertura de estos canales, con el mismo principio básico de perturbación de las propiedades mecánicas de la bicapa, sin embargo, dada la susceptibilidad magnética que cada microorganismo presenta debido a su composición, hace que estos efectos sean observables en ciertas intensidades y condiciones del medio.

En la Figura 4-5 se muestra el flujo de iones a través de un canal iónico en la membrana celular, donde el estado de hidratación de los iones cambia en la boca del canal iónico (de A a B), sin esta capa de hidratación que se ve beneficiada con el estímulo provocado por el campo magnético, el flujo de moléculas a través del canal se reduce necesariamente de A a B, con lo cual se tendrían afectaciones en el metabolismo bacteriano (Liboff et al. 2003).



**Figura 4-5 Transporte de iones a través de un canal iónico en la membrana celular. Obtenido de Liboff et al. 2003**

El esquema que se presenta en la Figura 4-6 muestra de una forma simplificada el consumo y transformación de materia orgánica en polihidroxialcanoatos PHA (producto de asimilación de carbono empleado por los microorganismos (MOS) como una forma de almacenamiento de energía), la consecuente excreción de fosfatos en condiciones anaerobias; la posterior degradación de PHA, la producción de energía en forma de ATP y poli-P y el consumo de ortofosfatos.



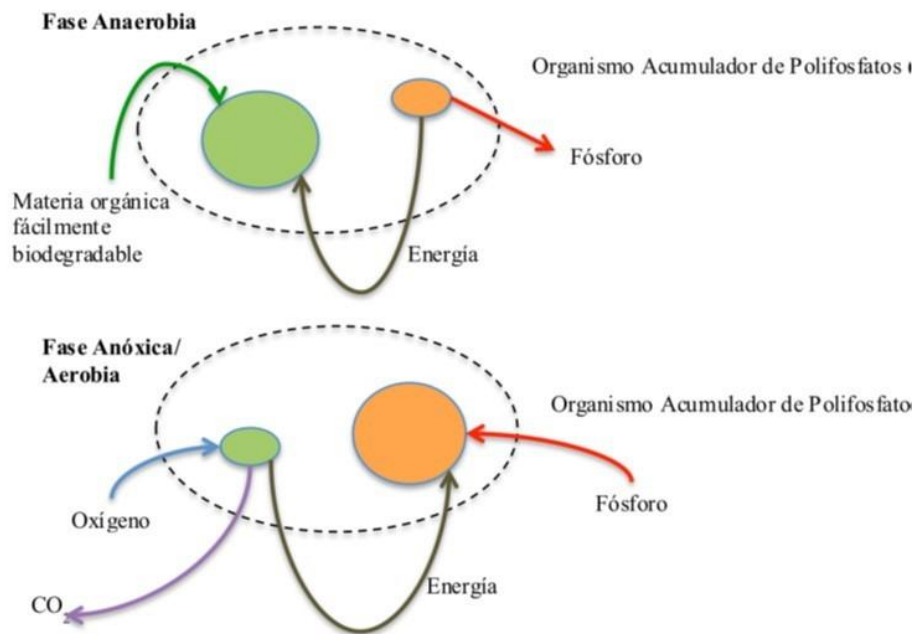
**Figura 4-6 Esquema que representa el funcionamiento de la vía metabólica alterna que encienden las BAF bajo condiciones de estrés. Obtenido de: Stephenson et al. (1985), modificado por Dr. Marco Antonio Garzón Zuñiga**

Los MOS consumen material carbonoso de fácil asimilación y lo almacenan en forma de PHA durante la fase anóxica, para ello necesitan energía que obtienen mediante la hidrólisis del polifosfato ( $HPO_3$ ), posteriormente cuando estos MOS se someten a condiciones aerobias producen la energía necesaria para reactivar su metabolismo celular transformando la materia orgánica que almacenaron en la fase anóxica, es entonces cuando ocurre la remoción del fósforo del agua residual

dado que los MOS lo consumen en una proporción mayor a la concentración excretada durante la fase anóxica, para emplearlo en la generación de ATP y recargar las reservas energéticas en forma de  $\text{HPO}_3$ .

A través de esta vía, se produce la energía necesaria para reactivar todo el metabolismo celular, incluyendo el crecimiento. Es entonces, cuando ocurre la verdadera separación del fósforo del AR, ya que las BAF consumen el fósforo presente en el AR en una proporción mayor a la concentración excretada, para emplearlo tanto en la generación de ATP, como para recargar las reservas energéticas en forma de poli-P; como una estrategia de sobrevivencia ante la posibilidad del establecimiento de otro periodo anaerobio. La eliminación del fósforo del sistema se hace a través de la extracción de los lodos de exceso (Venegas-Martínez, 2015).

El proceso biológico de eliminación de fósforo se lleva a cabo bajo condiciones anaerobias y bajo condiciones aerobias y/o anóxicas. En la Figura 4-7 se muestra la asimilación del fósforo al interior de un organismo acumulador. El sustrato orgánico es suministrado desde el afluente en la zona anóxica para que entre en contacto con la fuente de carbono solo en esa fase. Bajo estas condiciones, ciertos microorganismos de los lodos activados asimilan y almacenan productos de fermentación producidos por otras bacterias facultativas. Estos microorganismos derivan energía para esta asimilación desde los polifosfatos almacenados, los cuales son hidrolizados para liberar energía. El fósforo libre que resulta de la hidrólisis es luego devuelto al licor mezclado.



**Figura 4-7 Eliminación de fósforo al interior de un organismo acumulador. Obtenido de Venegas-Martínez, 2015.**

### **4.3.3. CAMPO MAGNÉTICO APLICADO AL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES**

De cada uno de los artículos científicos que se revisaron se obtuvo la información relacionada a intensidad magnética, su aplicación y su efectividad. Un resumen de la información obtenida se muestra en la Tabla 4-1.

**Tabla 4-1 Resumen tecnológico de la aplicación de un campo magnético al tratamiento de aguas residuales**

Características del campo magnético aplicado				Reactores empleados	Parámetro	Efecto	Observaciones	Fuente
Intensidad	Tiempo de exposición	Tipo de imanes	Localización					
67 mT (670 Gauss)	5 s	16 solenoides (bobinas de hilos aislados en la forma de una hélice con núcleos de hierro) utilizados como electroimanes.	Se ajustan externamente alrededor de la tubería que conduce las aguas residuales del influente al efluente.	1 reactor: Primero utilizado como control y posteriormente experimental con aplicación del campo magnético	Sólidos suspendidos	Remoción de 41% en el sistema control a 49% con aplicación de CM.	Se trabajó con una tubería utilizada como reactor rodeada por solenoides, los cuales generaron el campo electromagnético, sólo se utilizaron aguas residuales; sin microorganismos ni lodos activados	Wahid et al. (2001)
	7.55 s					Remoción de 55% con reducción de área de la tubería de salida		
						Remoción del 51%		
80 mT (800 Gauss)	3 h	Imanes permanentes	Se ajustan a través del tubo de circulación de lodos (externamente)	2 reactores: Uno control y otro experimental con aplicación del campo magnético	Tamaño del floculo	Aumento de 0.05 a 0.2 mm.	La magnetización de lodos activados se llevó a cabo utilizando un recipiente de aireación (volumen de trabajo de 3 L) con sistema de circulación de lodos. Temperatura y pH de $22 \pm 1$ °C y $7 \pm 0.1$ . Tasa de circulación del lodo de 1 L/min. Se añadió FeCl <sub>3</sub> en polvo hasta 0.2%	Hattori et al. (2002)
17.8 mT (178 Gauss)	20-30 h	Bobina (electroimán) con variador de corriente continua (CC)	Rodea al reactor experimental	2 reactores: Uno control y otro experimental con aplicación del campo magnético	Tasa de crecimiento máximo específico de los microorganismos $\mu_{max}$	Incremento del 92.7%	Los experimentos se realizaron en dos reactores idénticos totalmente controlados, uno con instalaciones de aplicación de campo magnético mientras que el otro no. El campo magnético se obtuvo mediante el uso de una bobina que rodeaba uno de los reactores que tenía 1325 vueltas de alambre de cobre de 1.5 mm conectado a una fuente de alimentación de CC. Se obtuvieron varias intensidades de campo magnético en el rango de 8.9 y 46.7 mT cambiando la corriente continua que pasa a través de la bobina. Condiciones constantes: pH de 7.5 y Temperatura de 25°C.	Celebi y Yavuz, (2004)
					Coefficiente de crecimiento o producción de células $Y_{x/s}$	Valor mínimo de 0.18 ± 0.03 mg de microorganismos secos/mg glucosa		
					Factor de mantenimiento de los microorganismos m	Incremento del 59.1%.		
					Concentración de sustrato a la mitad del máximo de velocidad de	Valor mínimo de 22 ± 3 mg de glucosa/L		
46.6 mT (466 Gauss)						Efecto indeseable		



Características del campo magnético aplicado				Reactores empleados	Parámetro	Efecto	Observaciones	Fuente
Intensidad	Tiempo de exposición	Tipo de imanes	Localización					
Gauss)					crecimiento $K_s$	del 27%.		
400 mT (4000 Gauss)	24 h	Cuerpo cilíndrico de acero y una pila magnética hecha de imanes permanentes	Alrededor de la tubería de circulación del lodo.	2 reactores: Uno con un cuerpo cilíndrico e imanes permanentes y el otro con 2 cuerpos cilíndricos e imanes permanentes, ambos se trabajaron primero como control y después con aplicación del campo magnético.	Remoción de DQO	Remoción de más del 35% de DQO, en agua residual doméstica.	Los experimentos se realizaron con el uso de dispositivos para la activación magnética de líquidos. Cada magnetizador consistía en un cuerpo cilíndrico de acero y una pila magnética. La pila magnética, hecha de imanes permanentes, generaba un campo magnético de inducción constante de una intensidad entre 0.4 T y 0.6 T. Los líquidos residuales sometidos al tratamiento magnético fueron contenidos en un reactor de 50 dm <sup>3</sup> y alimentados al magnetizador nuevamente. Eso corresponde con una introducción de 100 veces de las soluciones examinadas a la zona de actividad del campo magnético en cada hora del experimento. No se trabajó con microorganismos, sólo con campo magnético y aguas residuales domésticas	Krzemieniewski et al. (2004)
	48 h				Remoción de Fosfatos	Remoción en las aguas residuales domésticas del 2% Se observó un 6% de reducción		
		Remoción de Amonio			La efectividad fue del 22% de remoción.			
		Remoción de DQO			Reducción del 50% aproximadamente			
600 mT (6000 Gauss)	24 h	2 Cuerpos cilíndricos de acero cada uno con pila magnética hecha de imanes permanentes			Remoción de Amonio	Se determinó una reducción de casi el 50%		
	12 h				Remoción de Fosfatos	Se obtuvieron resultados significativos del 87.7%		
	48 h				Disminución de la concentración de cloruro	Se igualó aproximadamente al 30%		
600 mT (6000 Gauss)	Permanente	Dos anillos de imanes que generan un campo magnético constante.	Alrededor del sistema: cuerpo cilíndrico	1 reactor: Cuerpo Cilíndrico. Primero utilizado como control y posteriormente experimental con aplicación del campo magnético	Remoción de DQO en sistema: scCMF	44.6% a dosis bajas de reactivo Fenton 51.5% A dosis altas de reactivo Fenton.	Se utilizó un cuerpo cilíndrico rodeado por imanes que generan el campo magnético. Proceso de oxidación avanzada con reactivo Fenton en 3 sistemas tecnológicos diferentes: Control, Cruce estático en campo magnético (scCMF) y cruce cíclico en campo magnético (ccCMF)	Dębowski et al. (2007)
					Remoción de DQO en sistema: ccCMF	49.4% A dosis bajas de reactivo Fenton		
40 mT (400G)	Permanente	Un par de imanes permanentes	Instalados a los lados externos de la tubería utilizada para la recirculación de	2 reactores: Uno utilizado como control y otro experimental con aplicación del	Remoción de DQO	Efecto negativo, en el control se obtuvo: 80%-88% y en el experimental: 78%-87%	Cada uno de los sistemas constaba de: vaso de aireación de 3.7 dm <sup>3</sup> , decantador secundario, bombas dosificadoras de aguas residuales brutas y lodos	Tomska y Wolny, (2008)

Características del campo magnético aplicado				Reactores empleados	Parámetro	Efecto	Observaciones	Fuente
Intensidad	Tiempo de exposición	Tipo de imanes	Localización					
			lodo activado desde el clarificador secundario hasta el recipiente de aireación	campo magnético	Remoción de Nitrógeno	Nitrógeno orgánico: 77%-92% en control y 91%-96% con CM  Nitrógeno Kjeldahl: 57%-84% en control y 72%94% con CM	activados recirculados, bomba de aire y depósitos de almacenamiento de aguas residuales brutas (influyente) y efluentes. La capacidad total del sistema de laboratorio individual fue de 5.8 dm <sup>3</sup> . La investigación se realizó con temperatura que oscila entre 13 y 15 °C durante 20 días. La concentración de oxígeno disuelto en el recipiente de aireación se mantuvo por encima de 2 mg de O <sub>2</sub> / dm <sup>3</sup>	
88.0 mT (880 Gauss)	38.5 h	Imanes permanentes de Neodimio (NdFeB) de tamaños 100 x 50 x 5 mm	Dispuestos en ambas superficies laterales del matraz en un orden alternativo	1 reactor: Matraz utilizado primero como control y después con aplicación del CM	Remoción de turbidez  Velocidad de agregación y sedimentación	Se logró 68.3% de remoción  Se logró 60.1% y 0.0104 cm/s	Se mezcló un volumen total de 500 mL que contenía una mezcla de biomasa de lodo activado y agua residual sin tratar en un matraz de vidrio que se colocó en un agitador. El agitador se fabricó para permitir la instalación de imanes permanentes de tamaños 100 x 50 x 5 mm, dispuestos en ambas superficies laterales del matraz en un orden alternativo. Condiciones óptimas: concentración de biomasa de 3380 mg/L e intensidad de mezclado de 345 rpm	Nur Syamimi et al. (2014)
17 mT (170 Gauss)	7 días	Bobina cilíndrica (electroimán).	La bobina rodeaba a los sistemas experimentales	Para el experimento de crecimiento de bacterias en cajas de Petri, se utilizaron 3 muestras control y 3 con campo magnético. Para la remoción de amonio se utilizaron dos reactores	Eliminación de amonio	Aumento de 30 ± 4%	Las cajas de Petri se mantuvieron a temperatura de 21 ± 0.5 ° C. Los SBR se inocularon con 300 mL de lodo activado fresco (MLSS, 5.7 g / L) y temperatura de 21 ± 0.5 ° C, el pH en 7.8 ± 0.2 y el oxígeno disuelto (OD) en 3.0 ± 0.3 mg/L	Filipič et al. (2015)
50 mT (500 Gauss)	8-12 h				Eliminación de Nitrito (NO <sub>2</sub> -) por <i>N. Europea</i>	26 ± 5% Más de eliminación		
10 mT (100 Gauss)	12-25 h				Crecimiento de <i>N. europea</i>	41.51% Más de crecimiento		
					Eliminación de amonio por bacterias de lodo activado en SBR (experimentos con lodos)	Efecto negativo: disminuye la actividad hasta en		

Características del campo magnético aplicado				Reactores empleados	Parámetro	Efecto	Observaciones	Fuente
Intensidad	Tiempo de exposición	Tipo de imanes	Localización					
				discontinuos de secuenciación (SBR) uno como control y otro experimental	activados y aguas residuales municipales)	un 40%		
26.4±15.73mT (264 ±157.3 Gauss)	Permanente	4 Pares de imanes de ferrita. Cada imán mide 9.5 cm de largo, 4.4cm de ancho y 1.9 cm de espesor.	El primer par está localizado en el espacio que conecta a las celdas anaerobia y anóxica, el segundo se encuentra conectando a la celda anóxica y aerobia. En la celda aerobia se fijaron el tercer y cuarto par (todos están en el interior del sistema)	2 reactores: Uno utilizado como control y otro experimental con aplicación del campo magnético	Remoción de DQO	90% Para ambos reactores	Se montaron dos reactores biológicos, de 0.02138 m <sup>3</sup> de volumen. Cada uno de ellos fue dividido en 3 celdas que posteriormente se acondicionaron como sistemas anaerobio, anóxico y aerobio. Se reguló el flujo de aire hasta conseguir una concentración de oxígeno disuelto superior a 3 mg/L. La alimentación a los reactores, la recirculación de lodos y la recirculación parcial del efluente se realizaron mediante bombas peristálticas calibradas a un caudal de 40 mL/min cada una.	Gutiérrez-López y Ramírez-Camperos, (2015)
					Remoción de fosfatos	17% De eficiencia		
					Remoción de Nitrógeno Total	Fue de 57% y 44% para el reactor control y experimental respectivamente		
					Remoción de coliformes fecales	14% De eficiencia		
					Índice volumétrico de lodos	18% De eficiencia		
30 mT (300 Gauss)	Permanente	12 Pares de imanes de disco circulares permanentes con las dimensiones de 10 mm x 8 mm	Localizados en la parte inferior (interna) de la columna	3 Columnas de burbujas: Una como control otra con imanes permanentes y la última con electroimán para generar el campo magnético.	Formación de gránulos aerobios	No se mejoró	Se usaron tres columnas de burbujas para cultivar gránulos aeróbicos con un diámetro de reactor interno de 6.5 cm y un volumen de trabajo de 2.5 L. Cobertura de campo magnético de menos de 7% del volumen de trabajo del reactor.	Liu et al. (2016)
					Degradación de DQO	Se mejoró de 45-54%		
3-5 mT (30-50 Gauss)		Electroimán	Localizado en la parte inferior (interna) de la columna		Degradación de nitrógeno de amonio	Se mejoró de 30-50%	Cobertura de campo magnético de 7% del volumen de trabajo del reactor.	
19.5 mT (95 Gauss)	15 h	Imanes permanentes de Neodimio (NdFeB-N24)	Dispuestos en ambas superficies laterales (exteriores) de la botella Scott.	1 reactor: Botella Scott que se usó primero como control y después con el	Velocidad máxima de sedimentación	Se lograron 3.2 cm/s	Se utilizó la botella Scott para un volumen de trabajo de 500 mL. El aire fue suministrado por un difusor de piedra que se conectaba a la bomba. El difusor	Muda y Nulhazwany, (2016)
	27.7 h				Remoción de DQO	Se obtuvo un 72.8%		
					Agregación máxima	Se obtuvo un 85.6%		

Características del campo magnético aplicado				Reactores empleados	Parámetro	Efecto	Observaciones	Fuente
Intensidad	Tiempo de exposición	Tipo de imanes	Localización					
9 mT (90 Gauss)	6 h			experimento con campo magnético	Eliminación de color	Se logró un 54.2%	de piedra estaba ubicado en el fondo de la botella de Schott. En este experimento se utilizó un imán permanente de tamaños 50 x 50 mm. Se investigó el efecto del campo magnético sobre la actividad del lodo activado en el tratamiento de aguas residuales textiles.	
10 mT (100 Gauss)	Permanente	Imanes de Neodimio. En la serie 1 se montó un imán (100 Gauss), En la serie 2 dos imanes (140 Gauss), 3 imanes en la serie 3 (160 Gauss)	En todas las series se colocaron los imanes en la parte inferior externa del vaso de precipitado	4 Pruebas individuales con un solo vaso de precipitado, 1 prueba control y 3 pruebas experimentales	Efectividad de la oxigenación de líquidos con burbujas finas	El valor de OC fue de 75.22 g/m <sup>3</sup> ·h	La investigación se dividió en 3 series de investigación que difieren en la cantidad de inducción utilizada y la serie de control. Temperatura constante (24 ° C) a pH 8.25. La intensidad de aireación fue de 58 L/h	Rusanowska et al. (2017)
14 mT (140 Gauss)						El valor de OC fue en promedio 77.7 g/m <sup>3</sup> ·h		
16 mT (160 Gauss)						El valor de OC fue 92.72 g/m <sup>3</sup> ·h		
8.1 mT (81 Gauss)	24 h	Actuador de fluido magnético (MFA), que fue construido de dos partes que forman un anillo	El anillo rodea externamente al reactor experimental	2 reactores: Un reactor control y otro experimental con aplicación del campo magnético	Remoción de DQO	Efecto neutro: 90% en ambos reactores	El estudio se realizó en el biorreactor por lotes BioFlo 310 (Nuevo Brunswick) con un volumen de trabajo de 4 L a una temperatura de 20 ± 2 ° C.	Zieliński et al. (2017)
	4 h - 8 h				Contenido general de biomasa	Fue del 14% mayor en el reactor expuesto a campo magnético		
48 mT (480 Gauss)		Observación durante todo el experimento			Tiempo de reacción de nitrificación	Eficiencia en la nitrificación superior al 95% en ambos reactores. Se obtuvo un acortamiento del tiempo de reacción de nitrificación de 4 h en comparación con 8 h en el reactor control		
					Tiempo de granulación aeróbica	Se acortó el tiempo de granulación aeróbica de 41 a 25 días y mejoraron las propiedades de		

Características del campo magnético aplicado				Reactores empleados	Parámetro	Efecto	Observaciones	Fuente
Intensidad	Tiempo de exposición	Tipo de imanes	Localización					
						asentamiento de los gránulos.		
7.5 mT (75 Gauss)	2.5 h	Dispositivo magnetostático que constaba de dos inductores (bobinas de electroimán ) y un tanque de vinilo de 0.5 dm <sup>3</sup> colocado entre el inductor de bobinas.	Se instaló el biorreactor dentro del dispositivo que induce el campo magnético	2 reactores: Primero utilizados como control y posteriormente con aplicación del campo magnético	Remoción de DQO	La disminución de DQO fue un 25% mayor	Configuración experimental 1: se mantuvo un campo magnético homogéneo en el rango de 0.005 a 0.20 T. La segunda configuración experimental produjo un CM estático en el rango de 0.002 a 0.016 T	Łebkowska et al. (2018)
7.5– 8.0 mT (75-80 Gauss)					Actividad de la enzima deshidrogenasa	Aumento de aproximadamente el 35%		
7 mT (70 Gauss)	11 días				Eliminación de nitroanilina del agua residual	La eliminación más alta registrada fue del 88%		
	Observación durante todo el experimento				Frecuencia de recombinación en una cepa de bacterias resistentes a la estreptomycin de <i>Escherichia coli</i> .	La tasa media de recombinación fue 5.5x10 <sup>-3</sup> % mayor		
10 mT (100 Gauss)	1 h	Bobina convencional (electroimán) de 8 cm de altura con un diámetro de 3 cm y 1200 vueltas de alambre de cobre conectada a tres baterías para variar la densidad del campo magnético	La bobina rodea al tubo de ensayo que contiene los lodos activados	1 reactor: El tubo de ensayo se utilizó primero como control y después fue expuesto a CM	Tasa de crecimiento de bacterias	Aumento en la tasa de crecimiento cercano al 68%	La generación del campo magnético de baja frecuencia se realizó mediante una bobina convencional, conectada a tres baterías para variar la densidad del campo magnético hasta obtener valores de 5, 10 y 20 mT, referidos a campos magnéticos de baja frecuencia. La cuantificación de microorganismos se llevó a cabo después de la exposición a CM de los lodos activados por medio de cultivos en cajas de Petri	Peña-Guzmán et al. (2019)
20 mT (200 Gauss)	0.5 h				Crecimiento de hongos	El mayor incremento fue cercano al 50% durante todos los tiempos de exposición		
5 mT (50 Gauss)	0.5, 1 y 2 h				Disminución de microorganismos	Ocurre la mayor disminución a estas condiciones		
10 mT (100 Gauss)	0.5 h				Disminución de bacterias y hongos			
20 mT (200 Gauss)	2 h							

Fuente: Elaboración propia

De acuerdo con la información que se encuentra en la Tabla 4-1, se puede establecer que un campo magnético se puede obtener a través de dos formas; una es por Imanes Permanentes (IP) de ferrita o de neodimio y la segunda por Electroimanes (EI), la cual permite tener un mayor control sobre la intensidad del campo magnético que se aplica. Además, su aplicación puede ser continua o por cierto periodo de tiempo (en lote).

El análisis de la información obtenida muestra que para lograr una remoción del 41 al 51% de sólidos suspendidos se debe aplicar una Inducción de Campo Magnético (ICM) de 67 mT. Para una remoción de 68.3% de turbidez la ICM debe ser de 88 mT, por IP. En cuanto al tamaño y la formación de flóculos se reporta que la ICM de 80 mT aumenta el tamaño de 0.05 a 0.2 mm, mediante el uso de IP, ahora bien, con una ICM de 48 mT y uso de EI se logró un acortamiento del tiempo de granulación aerobia de 41 a 25 días.

En cuanto a la actividad de los MOS se ha observado un incremento del 92.7% en la tasa de crecimiento máxima específica ( $\mu_{max}$ ) a una ICM de 17.8 mT, un crecimiento del 14% a 8.1 mT y un 68% en la tasa de crecimiento de bacterias a una intensidad de 10 y 20 mT por EI. Por otra parte, a una intensidad de 5 mT se obtiene un crecimiento cercano al 50% en hongos. En coliformes fecales se ha logrado una remoción del 14% por medio de IP con una intensidad de  $26.4 \pm 15.73$  mT.

En cuanto a la DQO se han logrado remociones que van del 35-72.8% mediante ICM de: 19.5, 400 y 600 mT, por IP, sin embargo, también se han obtenido resultados no favorables, como es el caso de la aplicación de una ICM de 40 mT donde se obtuvo una remoción del 78-87% comparada con la obtenida por el sistema control de 80-87%. Los reportes de remoción obtenidos por EI van del 25-54%, sin embargo, esto se ha logrado en rangos de intensidades muy amplios que varían de 3 a 600 mT, pero también se reportan efectos neutros a 8.1 mT.

Las remociones de fosfatos que se han obtenido empleando un IP, van del 2-87.7% con una ICM de  $26.4 \pm 15.73$ , 400 y 600 mT.

Para las diferentes combinaciones del nitrógeno se ha logrado una disminución del tiempo de reacción de nitrificación de 8 a 4 h por medio de EI a 8.1 mT. Sin embargo, intensidades de 600 y 400 mT proporcionan una remoción de amonio del 50 y 22% respectivamente con uso de IP, pero con EI se han reportado remociones que van del 30-77% a: 3-5, 17 y 50 mT, sin embargo, al aplicar 10 mT se tiene un efecto negativo del 40%. Para el Nitrógeno orgánico se han reportado remociones del 91-96% a una ICM de 40 mT, y del 72-94% de remoción de Nitrógeno Kjeldahl a la misma ICM, por medio de IP. Sin embargo, también se han obtenido efectos negativos con una disminución de la remoción en un 44% en el reactor, esto a una intensidad de  $26.4 \pm 15.73$  mT.

Las investigaciones realizadas hasta el momento han optado mayormente por el uso de imanes permanentes dadas las ventajas de operación que presentan como

no necesitar una fuente de energía eléctrica en comparación con el uso de electroimanes “cuya desventaja es el costo de energía adicional que podría incurrirse, además que los costos del uso de imanes permanentes son relativamente más bajos, poseen naturaleza independiente y facilidad de mantenimiento” (Affam et al., 2018). A pesar que la mayoría de las investigaciones han sido realizadas en sistemas que operan por lotes, el interés en la presente investigación son los estudios realizados en modo continuo.

## **4.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO**

El programa STATGRAPHICS Centurion XVI se utiliza para el análisis descriptivo de los datos, este software es un paquete estadístico de propósito general que permite la realización de multitud de análisis desde un entorno de menú gráfico sin necesidad de programación. Incluye las utilidades necesarias para el análisis estadístico de datos, gráficos interactivos, y gráficos e informes para representaciones (StatPoint Technologies, 2010).

### **4.4.1. ANÁLISIS DE VARIANZA**

El análisis de varianza (ANOVA), se refiere en general a un conjunto de situaciones experimentales y procedimientos estadísticos para el análisis de respuestas cuantitativas de unidades experimentales. El problema más sencillo de ANOVA se conoce como el análisis de varianza de un solo factor o diseño completamente al azar, éste se utiliza para comparar dos o más tratamientos, dado que sólo consideran dos fuentes de variabilidad, los tratamientos y el error aleatorio. En este todas las corridas experimentales se deben de realizar en un orden aleatorio. De esta manera, si durante el estudio se hacen  $N$  pruebas, éstas se corren al azar, de manera que los posibles efectos ambientales y temporales se vayan repartiendo equitativamente entre los tratamientos (UNAM, 2017, p.4).

### **4.4.2. DISEÑO FACTORIAL $2^2$**

El primer diseño de la serie  $2^k$  es aquel que tiene solo dos factores, A y B, cada uno con dos niveles. Arbitrariamente, los niveles del factor pueden llamarse “inferior” y “superior”.

En esta investigación se utilizará un diseño de experimentos de  $2^2$  con dos centros donde se determinaron dos variables independientes (variable que cambia o es controlada para estudiar sus efectos en la variable dependiente) y cinco variables dependientes (es la variable que se investiga y se mide), las cuales se mencionan en el apartado de metodología.

Con base en lo establecido por Pulido et al. (2008), el objetivo de un diseño factorial es estudiar el efecto de varios factores sobre una o varias respuestas, en este caso se tienen 5 respuestas, esto cuando se tiene el mismo interés sobre todos los factores. Por ejemplo, uno de los objetivos particulares más importantes que en ocasiones tiene en un diseño factorial es determinar una combinación de niveles de los factores en la que el desempeño del proceso sea mejor, es decir que se obtengan mejores resultados.

Con un diseño factorial  $2^2$  lo que se estudia es el efecto que tienen esos dos factores considerando dos niveles en cada uno sobre las variables de respuesta. En este caso cada réplica de este diseño consiste de  $2 \times 2 = 4$  combinaciones o tratamientos que se pueden denotar de diferentes maneras dependiendo la preferencia del investigador, algunos tipos de denotación se muestran en la Tabla



4-2. Algunas de estas notaciones se utilizan en situaciones muy particulares; por ejemplo, la notación +1, -1 es útil a la hora de hacer los cálculos para ajustar por mínimos cuadrados un modelo de regresión a los datos donde a estos valores se les conoce como valores codificados; es la notación que utilizan los paquetes Statgraphics y Minitab.

La notación de signos +, - es muy práctica para escribir las matrices de diseño; esta notación, combinada con la de Yates (véase última columna de la Tabla 4-2) permite representar y calcular fácilmente los efectos de interés. La notación con letras A+, A- se utiliza para escribir, al final del análisis del experimento, el mejor punto o tratamiento ganador que se ha encontrado. La notación de Yates [(1), a, b, ab] tiene un significado diferente a las demás: con ella se representa el total o la suma de las observaciones en cada tratamiento, más que al tratamiento mismo. Hay que observar que la lógica de la notación de Yates es la siguiente: si una letra minúscula está presente, entonces el factor correspondiente se encuentra en su nivel alto; si está ausente, el factor está en su nivel bajo; por ejemplo, ab se refiere al tratamiento en el que los factores A y B están en su nivel alto (p. 168).

**Tabla 4-2. Seis maneras de escribir tratamientos del diseño 2<sup>2</sup>**

	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	Notación de Yates
Trat 1 →	Bajo	Bajo	A <sub>1</sub>	B <sub>1</sub>	A <sup>-</sup>	B <sup>-</sup>	-	-	0	0	-1	-1	(1)
Trat 2 →	Alto	Bajo	A <sub>2</sub>	B <sub>1</sub>	A <sup>+</sup>	B <sup>-</sup>	+	-	1	0	1	-1	A
Trat 3 →	Bajo	Alto	A <sub>1</sub>	B <sub>2</sub>	A <sup>-</sup>	B <sup>+</sup>	-	+	0	1	-1	1	B
Trat 4 →	Alto	Alto	A <sub>2</sub>	B <sub>2</sub>	A <sup>+</sup>	B <sup>+</sup>	+	+	1	1	1	1	Ab

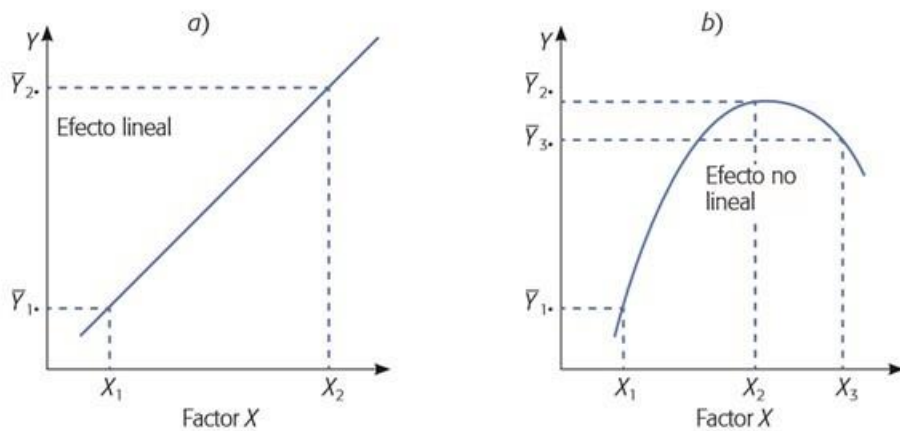
Fuente: Pulido et al. (2008).

#### 4.4.3. FACTORIALES 2K CON PUNTO AL CENTRO

Como punto al centro se entiende que es aquel tratamiento formado por la combinación del nivel intermedio o medio de todos los factores en un diseño 2k.

Cuando en un diseño factorial 2<sup>k</sup> los k factores admitan un nivel de prueba intermedio, es recomendable implementar un tratamiento adicional formado por la combinación del nivel intermedio o medio de todos los factores. Esta combinación se le conoce como punto central (en el presente estudio se tendrán dos puntos centrales). Hay dos razones por las que es deseable correr el punto central con cierto número de réplicas. La primera es obtener grados de libertad adicionales para el error en la tabla de ANOVA, sin perjudicar el balance en la estimación ni los efectos de interés. Es conveniente interpretar ANOVA con al menos 8 grados de libertad en el error, condición que a veces es difícil de cumplir, por ejemplo, cuando por razones económicas el experimento se corre sin las réplicas suficientes. Un ejemplo es correr la factorial 2<sup>3</sup> sin réplicas: se tienen 7 grados de libertad totales, por lo que es imposible construir un análisis de varianza con grados

de libertad suficientes para el error. Cuatro o cinco repeticiones al centro agregarían esa cantidad de grados de libertad para el error, además de proveer de un estimador puro (independiente de los efectos estimados) de la varianza en dicho punto. Es más factible obtener cuatro corridas en el centro, que repetir los tratamientos del experimento completo. La segunda razón, dirigida a factores cuantitativos, es que las repeticiones al centro permiten detectar la posible presencia de curvatura en al menos uno de los factores objeto de estudio. La curvatura a la que nos referimos son los efectos cuadráticos  $A_2, B_2, \dots$  (Véase Figura 4-8). Una vez detectados estos efectos, el experimento se aumenta con más puntos experimentales para analizar dicha curvatura (Pulido et al. 2008, p.214).



**Figura 4-8. Ejemplos de efecto lineal y efecto con curvatura. Extraído de Pulido et al. (2008).**

## **CAPÍTULO 5. SELECCIÓN DE CAMPOS MAGNÉTICOS**

De acuerdo con la búsqueda de literatura realizada en el apartado de marco teórico se elaboró un resumen general de los efectos del campo magnético aplicado al tratamiento de aguas residuales, para seleccionar las intensidades de campo magnético con las cuales se trabajará en esta investigación, para lo cual se definieron 3 pasos principales que son:

### **5.1. ELABORACIÓN DE RESUMEN DE LOS EFECTOS DEL CAMPO MAGNÉTICO EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES**

A partir del cuadro general presentado en el apartado de marco teórico se elaboró un resumen de los principales efectos del campo magnético en el tratamiento de las aguas residuales, donde se separan las diferentes configuraciones experimentales según los modos de operación ya sean tipo por lote o continuo, así como el tipo de inducción utilizada para generar el campo magnético, dicho resumen se presenta en la tabla que se muestra a continuación:

**Tabla 5-1 Clasificación de los efectos de la intensidad de un campo magnético en el tratamiento de aguas residuales**

Intensidad	REMOCIÓN								Micoorganismos			Oxigenación por burbujas finas	Reacción de Nitrificación	Flóculos		
	SST	DQO	Fosfatos	Amonio	Nitrógeno	Turbiedad	Nitritos	Coliformes fecales	Crecimiento	Coefficientes biocinéticos	Enzimas			Tamaño / formación	Agregación / sedimentación	
<b>Permanente / Lote</b>																
88 mT (880 Gauss)						68.30%										60.1% y 0.0104 cm/s
600 mT (6000 Gauss) S/MOS		50%	87.70%	50%												
400 mT (4000 Gauss) S/ MOS		35%	2-6%	22%												
19.5 mT (195 Gauss)		72.80%														85.6% y 3.2 cm/s
80 mT (800 Gauss)															Aumento de 0.05 a 0.2 mm	
<b>Permanente / Continuo</b>																
40 mT (400G)		Negativo, control 80-88%; CM 78-87%			NO; control 77-92%, CM 91-96%; NK control 57-84%, CM 72-94%											
26.4±15.73mT (264 ±157.3 Gauss)		90%	17%		Control 57%; CM 44%			Más 14%								18% más IVL
16 mT (160 Gauss)												92.72 g/m <sup>3</sup> ·h				

Intensidad	REMOCIÓN								Micoorganismos			Oxigenación por burbujas finas	Reacción de Nitrificación	Flóculos	
	SST	DQO	Fosfatos	Amonio	Nitrógeno	Turbiedad	Nitritos	Coliformes fecales	Crecimiento	Coefficientes biocinéticos	Enzimas			Tamaño / formación	Agregación / sedimentación
14 mT (140 Gauss)												77.7 g/m <sup>3</sup> .h			
10 mT (100 Gauss)												75.22 g/m <sup>3</sup> .h			
30 mT (300 Gauss)														No mejoró	
<b>Electroimán / Lote</b>															
7.5 mT (75 Gauss)		Más 25%													
17 mT (170 Gauss)				30 ± 4%.			Más 26 ± 5%		Más 41.51%						
50 mT (500 Gauss)				Más 77%											
10 mT (100 Gauss)				Disminuye 40%											
8.1 mT (81 Gauss)		90%							14% mayor				8 h bajo a 4 h		
7.5– 80 mT (75-800 Gauss)											Más 35%				
10-20 mT (100-200 Gauss)									Más 68%						

Intensidad	REMOCIÓN								Micoorganismos			Oxigenación por burbujas finas	Reacción de Nitrificación	Flóculos	
	SST	DQO	Fosfatos	Amonio	Nitrógeno	Turbiedad	Nitritos	Coliformes fecales	Crecimiento	Coefficientes biocinéticos	Enzimas			Tamaño / formación	Agregación / sedimentación
5 mT (50 Gauss)									Más 50% hongos						
10 mT (100 Gauss) 0.5 h									Disminución						
20 mT (200 Gauss) 2 h									Disminución						
17.8 mT (178 Gauss)										Más $\mu_{max}$ al 92.7%.					
48 mT (480 Gauss)														Granulación bajo 41 a 25 d	
<b>Electroimán / Continuo</b>															
67 mT (670 Gauss)	41% a 49% en 5 s; 51% en 7.55 s														
600 mT (6000 Gauss) Oxidación avanzada y reactivo fenton		scCMF 44.6% dosis bajas; 51.5% dosis altas. ccCMF 49.4% dosis bajas													
3-5 mT (30-50 Gauss)		Más 45-54%		Más 30-50%											

Fuente: Elaboración propia

## 5.2. CUADRO DE ANÁLISIS SIMPLIFICADO, DE INTENSIDADES DE CM Y SUS EFECTOS, A PARTIR DE LA CLASIFICACIÓN ELABORADA EN EL PASO 5.1.

A partir de la clasificación elaborada en el paso anterior se realizó un cuadro simplificado donde se establecen rangos de intensidades de campo magnético en los cuales se obtuvieron efectos significativos para cada parámetro investigado.

**Tabla 5-2 Cuadro de análisis de intensidades de campo magnético simplificado (mT)**

PARÁMETRO	PERMANENTE		ELECTROIMÁN		RANGO DE APLICACIÓN
	LOTE	CONTINUO	LOTE	CONTINUO	
SST				67	67
DQO	19.5 – 600	26.4	7.5 - 8.1	3 – 600	3 - 26.4
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	600	26.4			26.4
NH <sub>4</sub>	600		17 – 50	3. – 5	3. – 50
NT		40			40
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>			17		17
CF		26.4			26.4
MOS			7.5 – 80		7.5 – 80
FLÓCULO	19.5 – 88	26.4	48		19.5 – 88
OD		10. – 16			10. – 16

Fuente: Elaboración propia

### 5.3. SELECCIÓN DE INTENSIDADES DE CAMPO MAGNÉTICO

Los resultados de remoción de SST se han obtenido a 67 mT, en cuanto a la remoción de DQO las intensidades donde se han obtenido resultados van de 3 a 26.4 mT, se ha descartado trabajar con 600 mT dada la dificultad para lograr esa intensidad, además que los rangos donde se han obtenido mayores resultados son muy diferentes a este valor, ahora bien, en cuanto a la remoción de fosfatos y coliformes fecales los resultados reportados se han logrado con intensidades de campo magnético de 26.4 mT cuyo valor coincide con uno de los puntos donde se han logrado buenas remociones de DQO.

Para el nitrógeno amoniacal los valores de CM donde se han logrado remociones significativas corresponden a 3 y 50 mT en este caso también se ha optado por descartar el valor de 600 mT, la intensidad para remoción de nitrógeno total es de 40 mT la cual no varía en gran medida con respecto al resto de los valores ya mencionados en base a distintos parámetros, al igual que el valor para la remoción de nitritos. Los efectos que se han observado sobre diversos parámetros relacionados con la actividad de los microorganismos se han obtenido en rangos que van de 7.5-80 mT.

Ahora bien, considerando los efectos sobre el flóculo se han obtenido resultados en intensidades de CM de 19.5-88 mT, en el caso del OD se logran resultados significativos a intensidades relativamente bajas que van de 10-16 mT.

A partir del análisis presentado anteriormente se ha decidido trabajar con intensidades de campo magnético de 3 mT como nivel bajo, 50 mT que corresponde al nivel alto y 26.5 mT como punto al centro, dado que los valores de las intensidades donde se han logrado remociones de DQO y nitrógeno amoniacal corresponden a: nivel bajo, punto al centro y nivel bajo, nivel alto respectivamente, como es el caso de los efectos sobre coliformes fecales y remoción de fosfatos donde el valor de la intensidad de CM óptimo se ha elegido como punto al centro, en el caso de los valores para remoción de nitrógeno total, nitritos, efectos sobre el flóculo y OD quedan inmersos dentro de los valores elegidos, así como parte de las intensidades donde se han observado efectos sobre los microorganismos.



### 5.3.1. ELECCIÓN DE IMANES PERMANENTES CON BASE A LAS INTENSIDADES DE CAMPO MAGNÉTICO ELEGIDAS

En el paso anterior se realizó un análisis acerca de las intensidades de CM donde se han reportado la mayor parte de resultados significativos, con base en esto se eligieron los valores de CM con los cuales se trabajará en la presente investigación. Ahora bien, ya que ha sido abordada la parte teórica que consistió en la revisión de literatura para la selección de las intensidades, se aborda la búsqueda de imanes permanentes que están disponibles en el mercado, así como los tipos e intensidades que se requieren en este trabajo experimental con el fin de llevar a la práctica lo que se ha elegido en referencia a la literatura, en la siguiente tabla se muestran las características de los imanes a utilizar en la presente investigación.

**Tabla 5-3 Características de los imanes**

Material	Piezas	Largo (cm)	Ancho (cm)	Grosor (cm)	Intensidad de CM medida al centro	Dirección de campo magnético
Ferrita	18	4.7	2.2	0.9	380 mT (3800 Gaus)	Radial



**Figura 5-1 Imanes de ferrita elegidos para generar el campo magnético**

Se eligieron imanes de ferrita para generar el campo magnético. La intensidad de campo se midió en el centro de cada imán con un gausímetro.



**Figura 5-2 Medición de intensidad de campo magnético**

Para lograr la intensidad de campo magnético deseada en el centro de las tuberías se adaptaron los imanes de tal manera que rodearan las mangueras de circulación de agua/lodo en los tres puntos elegidos dentro del sistema, la configuración experimental para generar el campo magnético se muestra en las siguientes imágenes.



**Figura 5-3 Acoplamiento de distancia entre imanes y mangueras**



**Figura 5-4 Configuración experimental, campo magnético 26.5 mT**



**Figura 5-5 Configuración experimental, campo magnético 50 mT**

A continuación, se describen los resultados obtenidos durante la experimentación.

## CAPÍTULO 6. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

### 6.1. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL DE ENTRADA

El influente fue monitoreado de octubre de 2021 a mayo de 2022, las características fisicoquímicas del agua residual se muestran en la Tabla 6-1.

**Tabla 6-1 Caracterización del agua residual (influyente)**

Estadístico	DQO	DBO	NT*	NH <sub>3</sub> -N	PT*	SST	pH
Media	324.96	149.41	39.29	35.69	17.47	125.75	7.12
Error típico	28.80	6.87	1.07	1.13	0.85	7.31	0.02
Desviación estándar	157.75	37.65	5.87	6.20	4.66	75.61	0.18
Mínimo	146.00	101.33	30.00	25.50	11.10	49.00	6.74
Máximo	785.67	276.61	50.00	53.30	33.96	454.00	7.59
Cuenta	30.00	30.00	30.00	30.00	30.00	107.00	107.00

\*NT= nitrógeno total, PT= fósforo total.

Los promedios de los parámetros analizados fueron DQO: 325 mg/L, DBO<sub>5</sub>: 149 mg/L, (NT): 39 mg/L, nitrógeno amoniacal (NH<sub>3</sub>-N): 36 mg/L, fósforo total (PT): 17 mg/L, SST: 126 mg/L y pH: 7.12. El agua residual afluyente al sistema de tratamiento presenta una relación promedio DBO<sub>5</sub>/DQO de 0.46, por lo cual de acuerdo con lo mencionado por Sandoval Yoval y Mantilla Morales (2015), el proceso de lodos activados es una alternativa viable para tratar aguas residuales con relaciones de biodegradabilidad <0.4, por lo tanto, el agua residual afluyente es susceptible de ser tratada por medios biológicos.

En la Tabla 6-2 se muestran los valores que describen la calidad del agua residual empleada durante la experimentación y se comparan con los datos de calidad del agua residual en poblaciones mexicanas mayores a 10000 habitantes de acuerdo con lo establecido por Jiménez Cisneros (2001), en el caso de los valores de los parámetros DQO, DBO<sub>5</sub> y SST del agua residual empleada se encuentran muy cercanos al límite inferior del rango establecido en la literatura, mientras que los valores de los parámetros restantes; NT, PT y pH se encuentran dentro del rango que se establece para el agua residual en poblaciones mexicanas, el NH<sub>3</sub>-N del agua residual empleada excede el límite superior señalado en la literatura, sin embargo las variaciones no se consideran importantes para clasificar el agua residual como no municipal, por lo tanto se confirma que el agua residual empleada es apta para ser tratada por un proceso biológico de lodos activados.

**Tabla 6-2 Comparación de calidad del agua: empleada-típica**

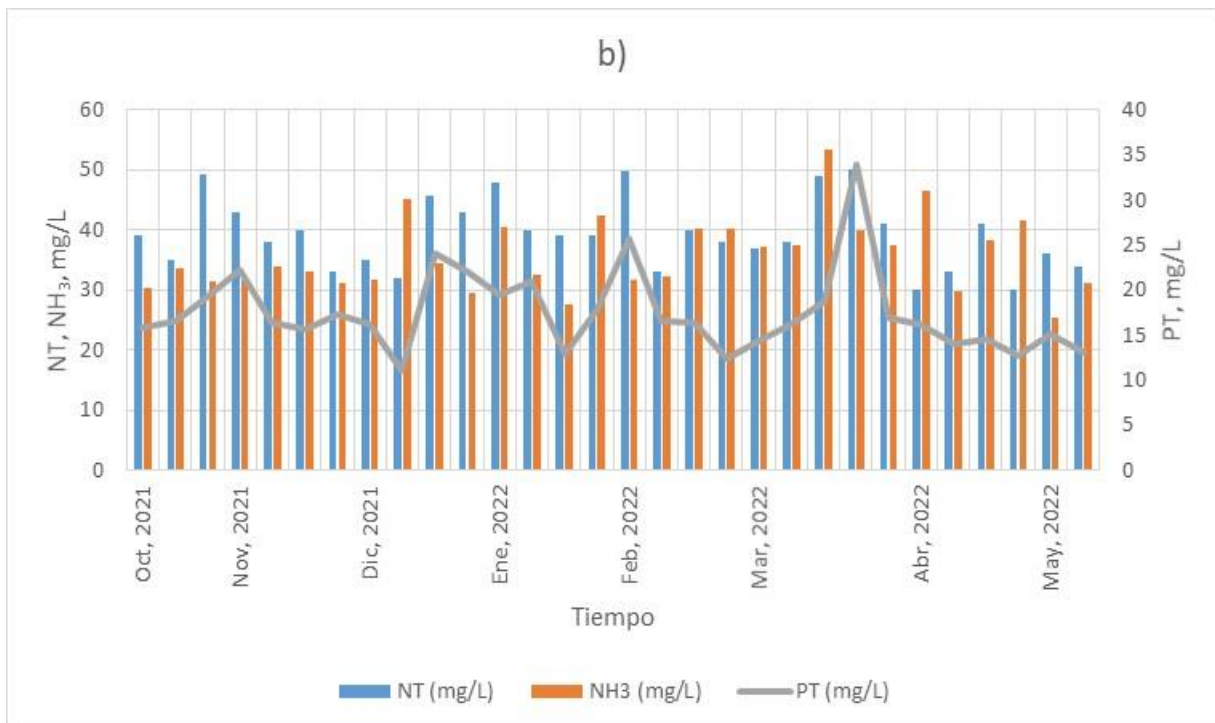
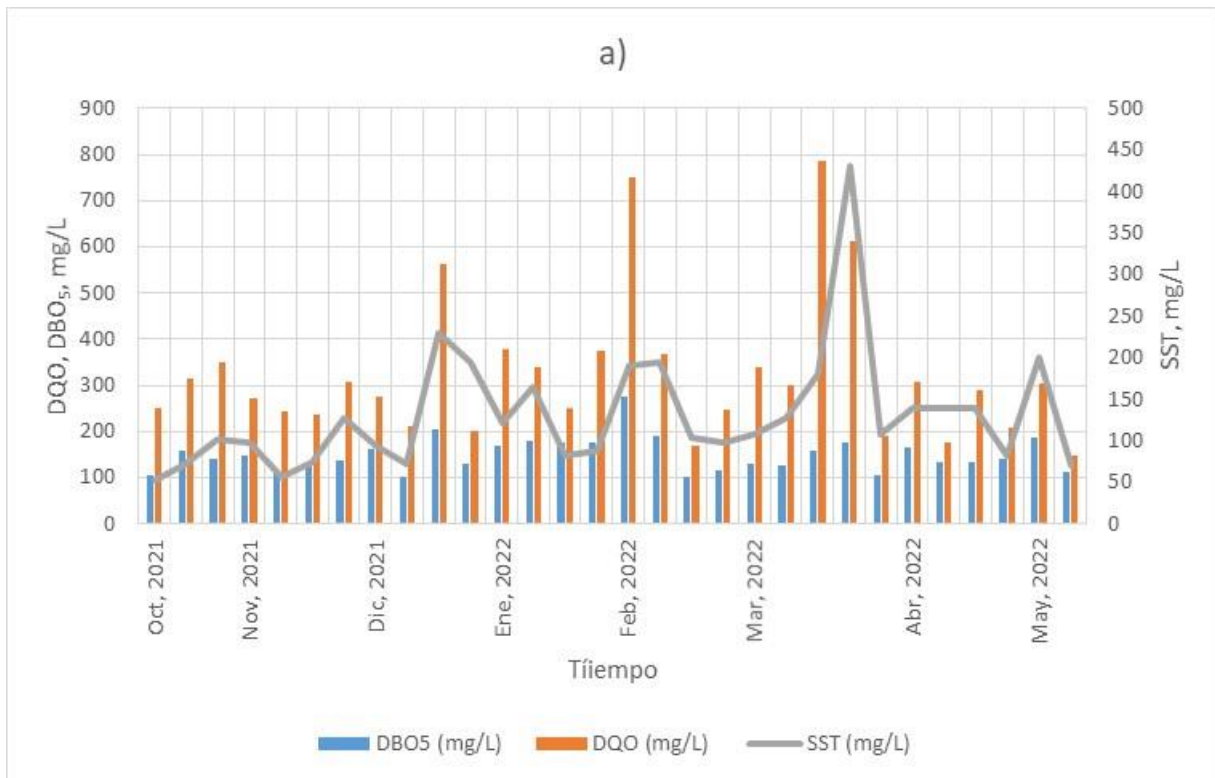
Parámetro	Valores promedio de la calidad del agua, mg/L	
	Agua residual empleada	Agua residual en poblaciones mexicanas > 10000 habitantes (rango)
DQO	324.96 ± 157.75	425-591

<b>Parámetro</b>	<b>Valores promedio de la calidad del agua, mg/L</b>	
	<b>Agua residual empleada</b>	<b>Agua residual en poblaciones mexicanas &gt; 10000 habitantes (rango)</b>
<b>DBO<sub>5</sub></b>	<b>149.41 ± 37.65</b>	<b>192-296</b>
<b>NT*</b>	<b>39.29 ± 5.87</b>	<b>29.4-49.2</b>
<b>NH<sub>3</sub>-N</b>	<b>35.69 ± 6.20</b>	<b>14.5-24.2</b>
<b>PT*</b>	<b>17.47 ± 4.66</b>	<b>1.5-32.5</b>
<b>SST</b>	<b>125.75 ± 75.61</b>	<b>164-258</b>
<b>pH</b>	<b>7.12 ± 0.18</b>	<b>6.8-8.2</b>

\*NT= nitrógeno total, PT= fósforo total.

En la Figura 6-1 a) se muestran los resultados de la caracterización fisicoquímica del agua residual empleada durante la experimentación, se puede observar que en temporada de estiaje (dic-mar), las concentraciones de DQO, DBO<sub>5</sub> y SST son más altas que las de la temporada de lluvias (oct-nov, abr-may). En los últimos meses de la temporada de lluvias (oct-nov), las concentraciones promedio de DQO, DBO<sub>5</sub> y SST, fueron de 282 , 134 y 94 mg/L, respectivamente; sin embargo, en temporada de estiaje (dic-mar) estas concentraciones aumentaron a 374, 157 y 148 mg/L para cada parámetro estudiado. Al comienzo de la temporada de lluvias (abr-may), el valor de la concentración de la DQO, DBO<sub>5</sub> y SST del agua residual, disminuyó ligeramente a 238, 145 y 124 mg/L, respectivamente.

En la Figura 6-2 b) se representan los resultados de las concentraciones del PT, NT, NH<sub>3</sub>-N y pH, en el agua residual. La media de pH fue de 7.1 con un valor mínimo de 6.74 y un máximo de 7.59, por lo tanto, durante toda la experimentación se mantuvo dentro de un rango óptimo para el desarrollo de los microorganismos de los lodos activados (6.5-8). Por otra parte, en temporada de lluvias la concentración media de PT fue de 18 mg/L de octubre a noviembre y de 14 mg/L de abril a mayo, mientras que, en temporada de estiaje (dic-mar), el valor aumentó a 19 mg/L. En cuanto al NT y NH<sub>3</sub>-N, la concentración promedio en los últimos meses de lluvia (oct-nov) fue de 40-34 mg/L y, de abril a mayo de 32-35 mg/L, en temporada de secas (dic-mar) las concentraciones para NT y NH<sub>3</sub>-N aumentaron a 41 mg/L y 37 mg/L respectivamente.



**Figura 6-1 Caracterización del agua residual. a) DQO, DBO<sub>5</sub>, SST. b) NH<sub>3</sub>-N, NT, PT y pH**

## 6.2. ANÁLISIS DE VARIABLES DE RESPUESTA

El análisis que se muestra a continuación se realizó con base en los resultados obtenidos de los diferentes tratamientos, los cuales, se llevaron a cabo conforme a lo establecido en la matriz experimental del diseño de experimentos, dichos tratamientos se ejecutaron de manera aleatoria.

### 6.2.1. ANÁLISIS DE LA REMOCIÓN DE DQO

#### 6.2.1.1. Carga y remoción de DQO

En la Figura 6-2 se muestra la carga contaminante del influente al sistema de lodos activados y la eficiencia de remoción obtenida para cada uno de los tratamientos. La carga contaminante promedio durante toda la experimentación fue de  $0.047 \pm 0.022$  kg/d, con un mínimo de 0.021 kg/d en el mes de mayo y de 0.11 kg/d en el mes de marzo. De acuerdo con lo establecido por Jiménez-Cisneros, (2001) el rango de la concentración típica de DQO en aguas residuales en poblaciones mexicanas mayores de 10000 habitantes es de 425-591 mg/L, y en el caso del agua residual empleada, la concentración media fue de  $324.96 \pm 157.75$  mg/L. El agua residual de origen municipal presenta variaciones y fluctuaciones en la composición a lo largo del día y año, debido a la diversificación de las actividades donde esta es empleada (Jiménez-Cisneros, 2001).

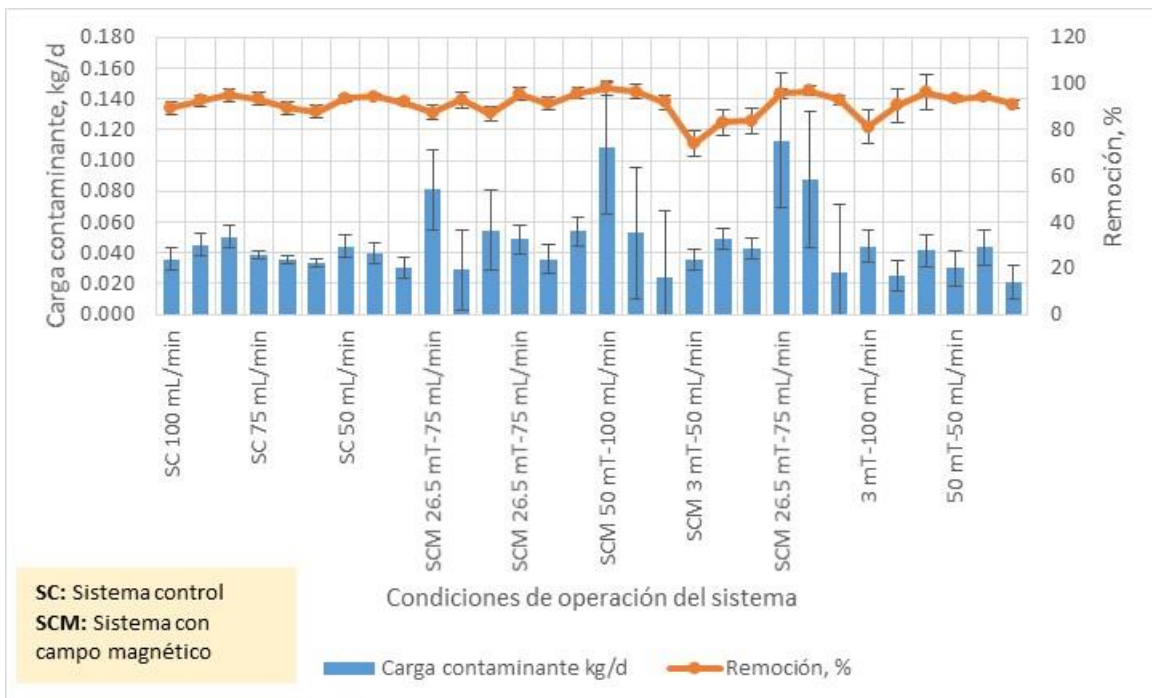


Figura 6-2 Carga contaminante y remoción de DQO



La carga orgánica volumétrica (COV) fue de 0.51-2.75 kg/d.m<sup>3</sup>, con una media de 1.14±0.55 kg/d.m<sup>3</sup>, un valor típico de la COV de la descarga de aguas residuales es de 0.18 a 2.8 kg/d.m<sup>3</sup> (Pedrique et al. 2007).

De acuerdo con las barras de error presentadas en la gráfica, se puede observar que la mayor dispersión de la carga orgánica con respecto a la media se da en el influente de la prueba experimental número 5, que corresponde con 26.5 mT y 75% de recirculación de lodos, cuya cuantía de error es de 0.04 kg/d. Mientras que la mayor variación de remoción de DQO con respecto a la media se obtuvo en condiciones de 3 mT y 100 mL/min de recirculación, con cuantía de error de 7.48%.

Las remociones de DQO fluctuaron entre 74-98.2% con una media de 91.3±5.3% durante toda la experimentación (sin y con campo magnético). La máxima eficiencia de remoción se obtuvo en condiciones de 50 mT y 100 mL/min de recirculación de lodos, con un aumento del 3.15% con respecto al sistema control, mientras que, la mínima remoción se obtuvo a 3 mT con 50 mL/min de recirculación, en este caso el valor de disminución con respecto al sistema control fue de 13%.

Los investigadores, Gutiérrez-López y Ramirez-Camperos, (2015), no observaron efecto del campo magnético sobre la remoción de DQO (90% en ambos reactores) a 26.4±15.73 mT, al igual que Zieliński et al. (2017) con 8.1 mT, mientras que, Liu et al. (2016) observaron una mejora del 9% en la remoción, con una cobertura de intensidad de campo magnético del 7% del volumen total de la columna de burbujas, el campo magnético fue inducido por electroimanes con intensidad de 3-5 mT. Tomska y Wolny (2008), observaron un efecto negativo en la remoción de DQO a 40 mT. Por lo tanto, los efectos observados en la presente investigación, son un hallazgo importante dado que no en cualquier valor de intensidad magnética se logra provocar un efecto ya sea positivo o negativo.

En la Figura 6-3 se muestra la tasa de remoción de DQO, las tasas máximas obtenidas fueron de 0.283 y 0.507 kg/m<sup>3</sup>, que corresponden con el sistema control en 100 mL/min de recirculación y 26.5 mT-75 mL/min (corrida 5 con campo magnético) respectivamente, sin embargo, dado que los puntos al centro fueron analizados en conjunto, la tasa promedio de remoción disminuye a 0.382 kg/m<sup>3</sup>, por lo tanto, en la operación del sistema con campo magnético, la mayor tasa de remoción observada se da en 50 mT con 100 mL/min de recirculación, con un valor de 0.415 kg/m<sup>3</sup>. Las barras de error muestran que la mayor dispersión de los resultados se obtiene a 100 mL/min con un error de 0.05 kg/m<sup>3</sup> y en 26.5 mT con 75 mL/min de recirculación (corrida 5 con campo magnético) cuyo error es de 0.29 kg/m<sup>3</sup>. Dado que los valores de las tasas de remoción son variables entre sí, lo que se sabe hasta el momento es que los estudios también han corroborado la eficacia de la aplicación del CME sobre la actividad biológica y enzimática de los

microorganismos responsables de los procesos de tratamiento de aguas residuales, sin embargo dada la biocenosis heterótrofa característica de los lodos activados hace que estos efectos sean muy variables (Szczes et al. 2011) o en su caso que los microorganismos requieran un mayor tiempo de adaptación dada la complejidad de sus actividades metabólicas.



**Figura 6-3 Tasa de remoción DQO**

Para el caso específico del parámetro DQO, el factor independiente que tiene un mayor efecto sobre la remoción, es la intensidad de campo magnético, la cual estimula cierto comportamiento en la membrana plásmatica de las bacterias de los lodos activados. Se ha demostrado que acoplar los efectos del campo magnético a la biología celular es aún "enigmático", dado que los CM penetran más profundamente dentro de la célula, puesto que el cuerpo es "semitransparente" por lo tanto, puede entrar en la célula e influir incluso en sustancias químicas y reacciones bioquímicas. Los gradientes de campo magnético pueden invadir de esta manera, las células (Markov, 2007), ya que que sus tejidos biológicos son diamagnéticos sólo con pocas excepciones, por lo que sus susceptibilidades magnéticas están cerca del vacío, es decir que poseen susceptibilidad magnética negativa muy pequeña que produce un campo magnético opuesto y mucho más débil que el campo magnético aplicado (Phillips, 1986; Adey, 1993, citados en Markov, 2007).

En otras palabras, los efectos del campo magnético sobre la remoción de DQO, se pueden explicar comprendiendo que como las células de todo ser vivo, las bacterias están delimitadas por una membrana compuesta de una doble capa (bicapa) de moléculas *anfipáticas*, llamadas también fosfolípidos. Estas membranas tienen así la importante tarea de favorecer o no el flujo de moléculas disueltas (en este caso materia orgánica) en el medio acuoso que las rodea, para ello cuentan con una gran diversidad de las llamadas proteínas integrales de



membrana que desempeñan diferentes funciones bioquímicas, entre las que destacan los canales iónicos. La activación de estos canales, que depende de ciertos estímulos tanto físicos como químicos (particularmente ante los incrementos en la tensión lateral de la bicapa lipídica), favorece el flujo de ciertos solutos (iones) a través de la membrana. De la gran diversidad de canales iónicos conocidos, aquéllos que son sensibles a estímulos mecánicos, los llamados canales mecanosensibles o Ms, actúan como válvulas de seguridad en bacterias (Valleza, 2015).

La alteración sobre la membrana y en consecuencia los distintos canales, afectan el metabolismo bacteriano, con lo cual se puede inhibir o aumentar el consumo de materia orgánica dependiendo de la respuesta que los microorganismos de los lodos activados presenten ante la intensidad de campo magnético aplicada.

### 6.2.1.2. Análisis estadístico para la remoción de DQO

#### a) Dispersión de la remoción de DQO

En la Tabla 6-3 se presentan los valores porcentuales de remoción de DQO en las pruebas experimentales, las pruebas indicadas con 0 mT no recibieron intensidad de campo magnético y, por lo tanto, fungieron como control.

**Tabla 6-3 Remoción de DQO a diferentes intensidades de campo magnético**

Sistema	Control (Ausencia de campo magnético)			Con campo magnético				
	50 mL/min	75 mL/min	100 mL/min	3 mT 50 mL/min	3 mT 100 mL/min	26.5 mT 75 mL/min	50 mT 50 mL/min	50 mT 100 mL/min
Media o promedio	93.41	90.22	92.37	80.37	89.32	92.85	92.92	95.52
Error típico	0.76	1.62	1.56	3.18	4.32	1.22	0.97	1.88
Desviación estándar	1.31	2.81	2.71	5.51	7.48	3.66	1.68	3.25
Mínimo	91.96	87.93	89.60	74.02	81.35	86.94	91.03	91.90
Máximo	94.52	93.35	95.01	83.92	96.18	96.78	94.26	98.20
Cuenta	3	3	3	3	3	9	3	3

La concentración promedio de DQO en el efluente del sistema de tratamiento en ausencia de campo magnético fue de  $21.18 \pm 4.84$  mg/L, y con campo magnético fue de  $28.15 \pm 20.20$  mg/L, por lo tanto los resultados obtenidos en el efluente sin y con campo magnético cumplen con los límites máximos permisibles establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-2021, cuyos valores son de 60-210 mg/L de acuerdo con el cuerpo receptor.

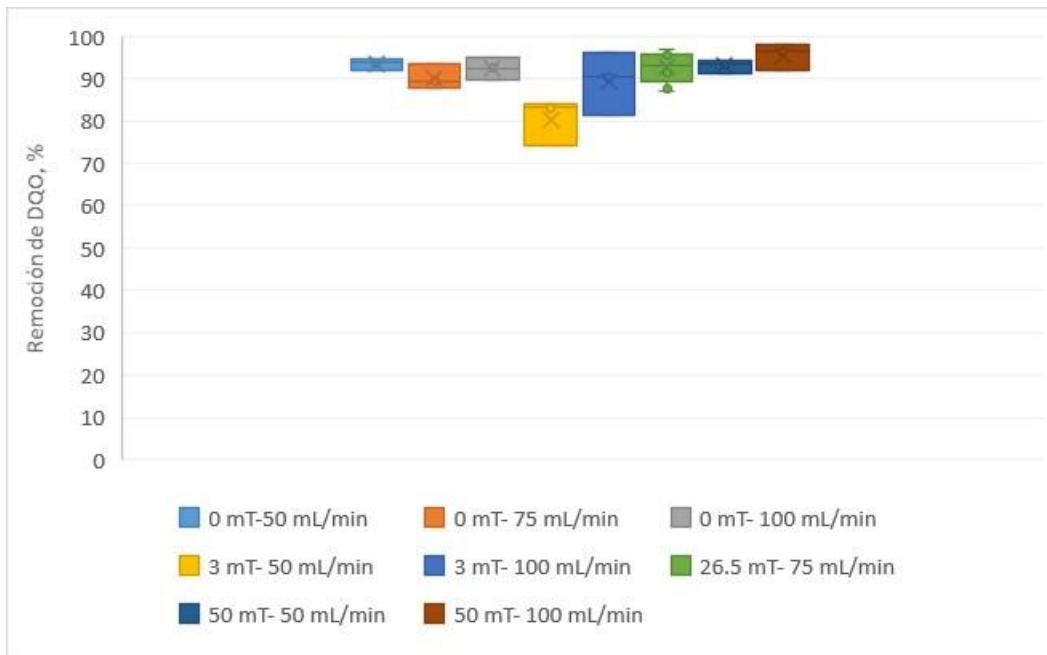
En la Figura 6-4 se muestran los gráficos de cajas y bigotes para la remoción de DQO a diferentes intensidades de campo magnético y caudales de recirculación de lodos.

Se puede observar que, la remoción promedio de DQO para los distintos controles fue de 90 a 93%, esto, sin presentar un efecto significativo entre las tres tasas de recirculación de lodos estudiadas, por lo tanto, para el caso específico de remoción, se podría variar la recirculación de lodos de 50 mL/min a 100 mL/min en

ausencia de campo magnético sin que se tengan mayores afectaciones. Sin embargo, lo conveniente es operar a 100 mL/min dado que con este valor de recirculación aumenta la remoción de otros parámetros estudiados que se describirán más adelante.

De manera general, se puede concluir que en presencia de campo magnético con intensidad de 3 mT, el sistema presentó deficiencias en la remoción, esto para las dos tasas de recirculación de lodos estudiadas, siendo 50 mL/min la recirculación que presentó los menores valores de remoción, por lo tanto, operar el sistema a 3 mT de intensidad de campo magnético afecta de manera negativa el desempeño del tratamiento, así mismo, a una intensidad de campo magnético de 50 mT y una recirculación de lodos de 100 mL/min aumenta la eficiencia de remoción, pero no de forma significativa respecto a su control (0 mT-100 mL/min).

Se observa mayor inestabilidad entre los resultados al operar el sistema con 3 mT y flujo de recirculación de 100 mL/min con respecto a 3 mT y 50 mL/min.



**Figura 6-4 Gráfico de cajas y bigotes DQO**

**b) Respuesta de corridas en software**

Para el análisis estadístico de los datos se utilizó la versión de prueba del STATGRAPHICS XVI.

Los datos que se utilizaron fueron los promedios de los porcentajes de remoción de cada una de las corridas (Tabla 6-4), el análisis se realizó a un nivel de confianza del 95%.

**Tabla 6-4 Corridas experimentales y remoción de DQO**

Número de corrida	Intensidad de campo magnético, mT	Flujo de recirculación de lodos mL/min	Remoción de DQO, %
1	26.5	75	89.10

Número de corrida	Intensidad de campo magnético, mT	Flujo de recirculación de lodos mL/min	Remoción de DQO, %
2	26.5	75	94.26
3	50	100	95.52
4	3	50	80.37
5	26.5	75	95.19
6	3	100	89.32
7	50	50	92.92

Como primer resultado se obtiene el análisis de varianza que se presenta en la Tabla 6-5 e indica que, ni la intensidad de campo magnético ni el flujo de recirculación de lodos tienen efecto estadísticamente significativo sobre la variable de respuesta, dado que el valor P del efecto de estas variables es mayor al alfa de 0.05.

**Tabla 6-5 Análisis de Varianza para DQO**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A: Intensidad de campo magnético	87.8906	1	87.8906	6.53	0.0836
B: Flujo de recirculación de lodos	33.3506	1	33.3506	2.48	0.2136
AB	10.0806	1	10.0806	0.75	0.4505
Error total	40.3933	3	13.4644		
Total (corr.)	171.715	6			

R-cuadrada = 76.4766 por ciento

R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 52.9531 por ciento

La R cuadrada del modelo ajustado explica que el 76.48% de la variabilidad observada, en la remoción de DQO, se debe a los factores estudiados. La R cuadrada ajustada no representa de manera significativa los datos del experimento, a pesar que la calidad global del modelo es aceptable, dado que el coeficiente de determinación es mayor al 70%.

Hay razones por las cuales los coeficientes de determinación son bajos, para explicar lo anterior, se observan los valores al centro, los cuales, mostraron poca variabilidad, por lo que señalan que el error sistemático experimental se controló, en cuanto a los niveles de experimentación estudiados se considera que fueron lo suficientemente amplios para permitir observar un cambio en la respuesta, es decir, causar un efecto en la remoción de DQO, en consecuencia, queda la posibilidad de que otros factores no estudiados puedan estar involucrados en la remoción de DQO y no están representados en el análisis.

El valor óptimo predicho del modelo es de 96.94% de remoción con las condiciones que se muestran en la Tabla 6-6, mientras que el valor experimental obtenido fue de 95.52%.

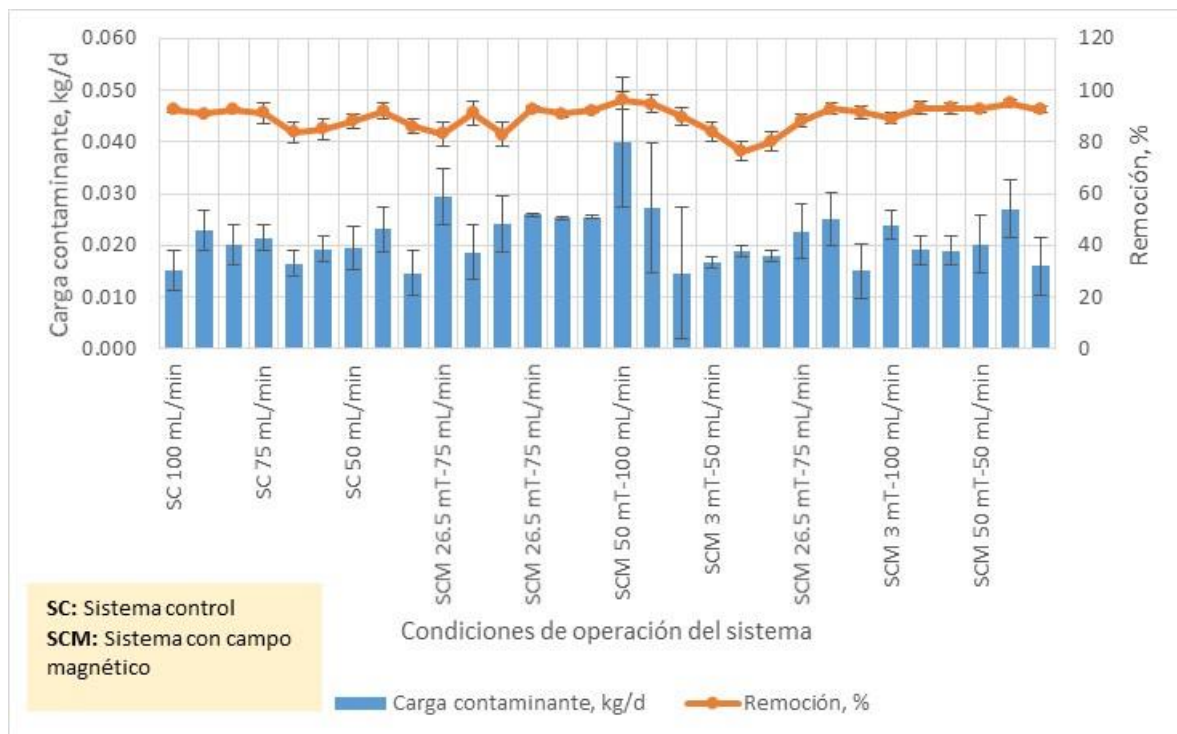
**Tabla 6-6 Valores óptimos de los factores estudiados para incrementar la remoción de DQO**

Factor	Bajo	Alto	Óptimo
Intensidad de campo magnético	3.0	50.0	50.0
Flujo de recirculación de lodos	50.0	100.0	100.0

## 6.2.2. ANÁLISIS DE LA REMOCIÓN DE DBO<sub>5</sub>

### 6.2.2.1. Carga y remoción de DBO<sub>5</sub>

La Figura 6-5 representa la carga contaminante de DBO<sub>5</sub> afluente al sistema de tratamiento y la remoción obtenida en cada uno de los tratamientos sin y con campo magnético. La carga contaminante promedio fue de  $0.021 \pm 0.005$  kg/d, con un máximo de 0.039 kg/d en el mes de febrero y un mínimo de 0.014 kg/d en diciembre. De acuerdo con lo establecido por Jiménez-Cisneros, (2001) el rango de la concentración típica de DBO<sub>5</sub> en aguas residuales de poblaciones mexicanas mayores de 10000 habitantes es de 192-296 mg/L, con base en Metcalf y Eddy (2003), el rango de DBO<sub>5</sub> en aguas residuales municipales típicas es de 110 mg/L (concentración débil) a 350 mg/L (concentración fuerte) y en el caso del agua residual empleada, la concentración media fue de  $149.41 \pm 37.65$  mg/L con un máximo de 276.72 mg/L y un mínimo de 101.33 mg/L. En cuanto a la carga orgánica volumétrica promedio, esta fue de  $0.52$  kg/d m<sup>3</sup>.



**Figura 6-5 Carga contaminante y remoción de DBO<sub>5</sub>**

Con respecto a las barras de error para la carga contaminante, se puede observar que la mayor variación con respecto a la media fue de 0.0125 kg/d y se obtuvo en el agua empleada para el tratamiento con 50 mT y 100 mL/min de recirculación de lodos que corresponde con el mes de febrero. La menor variación se presentó en

el agua empleada para 26.5 mT y 75 mL/min (corrida 2 con campo magnético), en el mes de enero.

Ahora bien, en cuanto a la variación del porcentaje de remoción, de acuerdo con lo observado en las barras de error, la mayor variabilidad con respecto a la media se obtuvo en las condiciones de la corrida 1 con campo magnético; 26.5 mT y 75 mL/min de recirculación, con una cuantía de error del 4.71%, mientras que, el sistema fue más estable en condiciones de ausencia de campo magnético y recirculación de 100 mL/min donde el error obtenido fue del 0.92%.

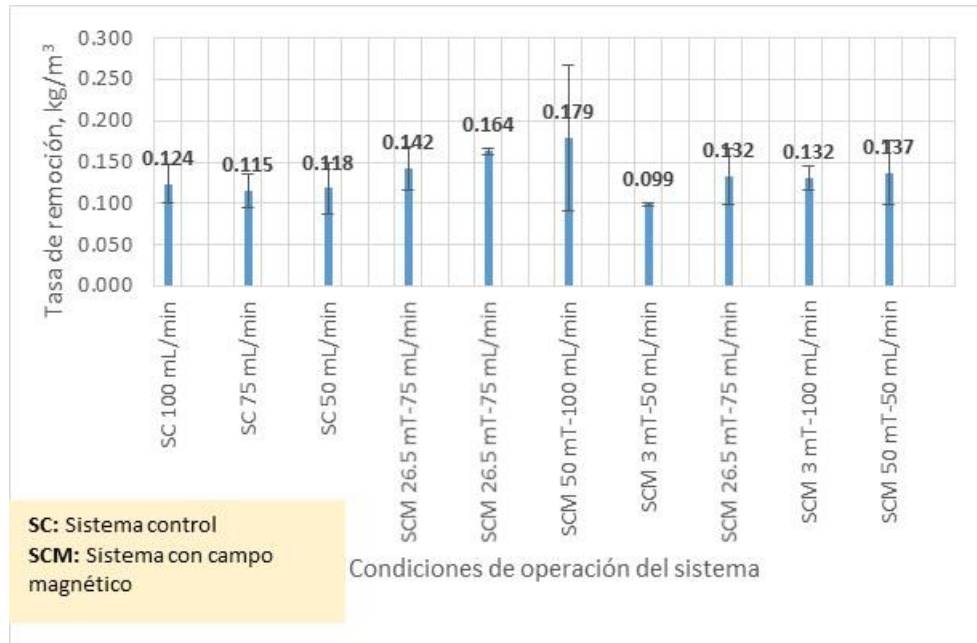
Las remociones en el sistema control variaron del 83.6-92.5% de acuerdo a la recirculación de lodos empleada, la mayor remoción de DBO<sub>5</sub> se obtuvo con una recirculación de lodos del 100% del caudal de entrada, lo cual se debe principalmente a que en estas condiciones se tuvo la mayor concentración de SSV en el reactor con respecto a las 2 corridas control restantes cuyo valor fue de 1774 mg/L, por lo tanto, una mayor cantidad de microorganismos estuvieron disponibles para degradar la materia orgánica presente en el sistema, lo cual se evidenció en un aumento del porcentaje de remoción.

En cuanto a la aplicación del campo magnético, la mayor remoción se obtuvo en 50 mT con 100 mL/min de recirculación (remoción promedio del 93.5%), con un aumento del 2% con respecto al sistema control. La mayor variación observada en la remoción de DBO<sub>5</sub> se obtuvo en 50 mT con 50 mL/min, cuyo aumento fue del 5% con respecto al sistema control, de esta manera se puede observar que, si hubo un efecto positivo del campo magnético, mientras que, el efecto negativo fue observado a 3 mT con 50 mL/min, donde la remoción de DBO<sub>5</sub> disminuyó un 8.54% con respecto al sistema control.

Los resultados discutidos anteriormente muestran un efecto mixto del campo magnético en la biodegradación de la DBO<sub>5</sub>, de acuerdo a lo mencionado por Zaidi et al. (2014), esto indica que diferentes bacterias pueden tener un nivel único de susceptibilidad magnética ante ciertas intensidades de campo magnético. Estas bacterias pueden actuar de manera diferente, ya sea inhibiendo o mejorando la remoción de contaminantes, actualmente, no hay hallazgos de confirmación sobre el adecuado rango de intensidad de campo magnético que permita mejorar positivamente la actividad bacteriana mejorando así el proceso de biodegradación.

En la Figura 6-6 se muestra la tasa de remoción de DBO<sub>5</sub> en los distintos tratamientos sin y con campo magnético. Las tasas de remoción en el sistema control son muy equiparables, sin embargo, el mayor valor: 0.124 kg/m<sup>3</sup> se obtiene con 100 mL/min de recirculación y en el sistema con campo magnético en 50 mT y 100 mL/min con un valor de 0.179 kg/m<sup>3</sup>, la menor tasa de remoción se obtuvo en 3 mT y 50 mL/min con un valor de 0.099 kg/m<sup>3</sup>. De acuerdo con las barras de error, la mayor dispersión de las tasas de remoción con respecto a la media se

obtuvo en 50 mT y 100 mL/min de recirculación, mientras que las tasas de remoción más estables se obtuvieron en 3 mT con 50 mL/min.



**Figura 6-6 Tasa de remoción DBO<sub>5</sub>**

Para el caso de la DBO<sub>5</sub>, el factor que tiene una mayor influencia sobre la remoción es la intensidad de campo magnético, sin embargo, como se ha mencionado anteriormente, este efecto no es estadísticamente significativo, dado que, para partículas, se ha demostrado que una mayor intensidad de campo magnético, mejora la agregación de las mismas (Zaidi et al. 2014) pero la condición no es tan aplicable para bacterias o microorganismos. El valor de la intensidad magnética puede mejorar u obstaculizar su actividad de crecimiento, influyendo así en el rendimiento de sistemas, especialmente en el sistema de tratamiento de aguas residuales, estas consecuencias pueden explicarse en términos de susceptibilidad magnética; existen diferentes bacterias en un sistema de lodos activados y estas pueden tener limitaciones en el nivel de susceptibilidad hacia el campo magnético.

Cuando se supera el nivel aceptable que puede soportar, la bacteria puede morir o exhibir reducción del crecimiento con lo que se ve afectado su metabolismo y con ello las eficiencias de remoción dentro del tratamiento (Yavuz & Çelebi, 2000, Łebkowska et al. 2011).

#### 6.2.2.2. Análisis estadístico para la remoción de DBO<sub>5</sub>

##### a) Dispersión de la remoción de DBO<sub>5</sub>

En la Tabla 6-7 Remoción DBO<sub>5</sub> se muestran los valores porcentuales que corresponden a la remoción de la DBO<sub>5</sub>. Para el caso del sistema control, se

obtuvo una remoción del 87-92% donde las mejores condiciones corresponden a una recirculación del 100% del caudal de entrada, esto representa concentraciones remanentes en el efluente del sistema control entre 8-20 mg/L de DBO<sub>5</sub>. Con una intensidad magnética de 3 mT y 50 mL/min de recirculación, la eficiencia de remoción disminuye a 80%; para el caso de 3 mT y 100 mL/min, la remoción no presenta diferencia con respecto a su control, por su parte, con campo magnético de 26.5 mT y 75 mL/min de recirculación de lodos, la remoción aumenta de 87% (control) a 90% obteniéndose una concentración media en el efluente de 17 mg/L. La intensidad magnética de 50 mT aumentó la remoción, esto independientemente de la recirculación empleada, con 50 mL/min aumentó en un 5% y con 100 mL/min en un 2% con respecto a su control, cuyas concentraciones residuales en el efluente al usar el campo magnético fueron de 9 mg/L y 10 mg/L, respectivamente.

**Tabla 6-7 Remoción DBO<sub>5</sub> a diferentes intensidades de campo magnético**

Sistema	Control			Con campo magnético				
Condiciones	50 mL/min	75 mL/min	100 mL/min	3 mT 50 mL/min	3 mT 100 mL/min	26.5 mT 75 mL/min	50 mT 50 mL/min	50 mT 100 mL/min
Media	88.67	86.55	91.90	80.13	91.81	89.55	93.46	93.50
Error típico	1.70	2.30	0.53	2.19	1.32	1.31	0.80	1.99
Desviación estándar	2.95	3.99	0.92	3.79	2.29	3.93	1.39	3.45
Mínimo	86.03	83.65	90.84	76.39	89.16	82.88	92.58	89.61
Máximo	91.85	91.10	92.45	83.96	93.20	92.91	95.06	96.16
Cuenta	3	3	3	3	3	9	3	3

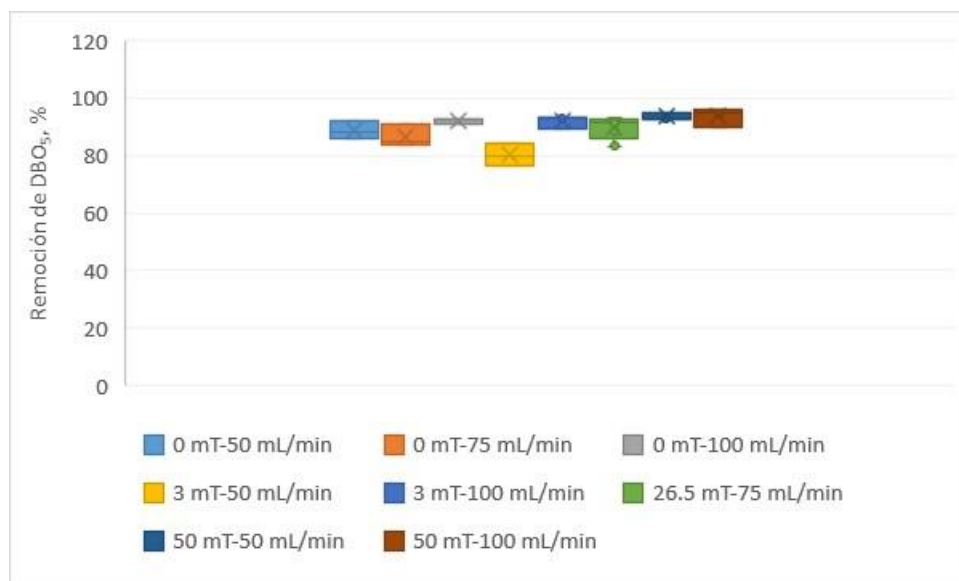
Los valores de las concentraciones de DBO<sub>5</sub> en el efluente, tanto para el sistema operado en condiciones control como para la aplicación del campo magnético en el mismo, cumplen con lo establecido en la NOM-001-SEMARNAT-1996.

La máxima remoción de DBO<sub>5</sub> fue del 96% con campo magnético de 50 mT y 100 mL/min de recirculación, mientras que, la menor remoción se obtuvo con 3 mT y 50 mL/min, cuyo valor fue del 84%.

En la Figura 6-7 se observa el comportamiento de la remoción de DBO<sub>5</sub>, para el sistema control, la condición idónea para obtener la mayor remoción es operar el sistema con 100 mL/min de recirculación, dado que se remueve un promedio del 92% de DBO<sub>5</sub>.

Por su parte, un campo magnético de 3 mT disminuye la eficiencia en un 9%, respecto a su control, mientras que, aplicar 50 mT la mejoran (con ambas recirculaciones estudiadas).





**Figura 6-7 Gráfico de cajas y bigotes DBO<sub>5</sub>**

**b) Respuesta de corridas en software**

En la Tabla 6-8 se observan los resultados obtenidos para cada corrida experimental.

**Tabla 6-8 Corridas experimentales y remoción de DBO<sub>5</sub>**

Número de corrida	Intensidad de campo magnético, mT	Flujo de recirculación de lodos mL/min	Remoción de DBO <sub>5</sub> , %
1	26.5	75	85.78
2	26.5	75	91.97
3	50	100	93.5
4	3	50	80.13
5	26.5	75	90.89
6	3	100	91.81
7	50	50	93.46

Con los datos experimentales recabados se obtuvo el análisis de varianza para la remoción de DBO<sub>5</sub> que se presenta en la Tabla 6-9 e indica que ni la intensidad de campo magnético ni el flujo de recirculación presentan un efecto estadísticamente significativo sobre la remoción de DBO<sub>5</sub> dado que el valor P es mayor al alfa de 0.05, sin embargo el factor que más se acerca a serlo es la intensidad de campo magnético con un valor P de 0.0691.

**Tabla 6-9 Análisis de varianza para DBO<sub>5</sub>**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A: Intensidad de campo magnético	56.4001	1	56.4001	7.72	0.0691
B: Flujo de recirculación de lodos	34.3396	1	34.3396	4.70	0.1187
AB	33.8724	1	33.8724	4.64	0.1204



Error total	21.9194	3	7.30646		
Total (corr.)	146.531	6			

R-cuadrada = 85.0412 por ciento

R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 70.0824 por ciento

El coeficiente de determinación  $R^2$  se considera estadísticamente significativo dado que el modelo ajustado indica que el 85% de la variabilidad observada se debe al efecto de los factores independientes estudiados sobre el factor respuesta, que en este caso es la  $DBO_5$ . En el caso de la  $R^2$  ajustada el valor obtenido fue del 70%.

El valor óptimo predicho del modelo es de 93.42% de remoción con las condiciones que se muestran en la Tabla 6-10, mientras que el valor experimental obtenido fue de 93.5%.

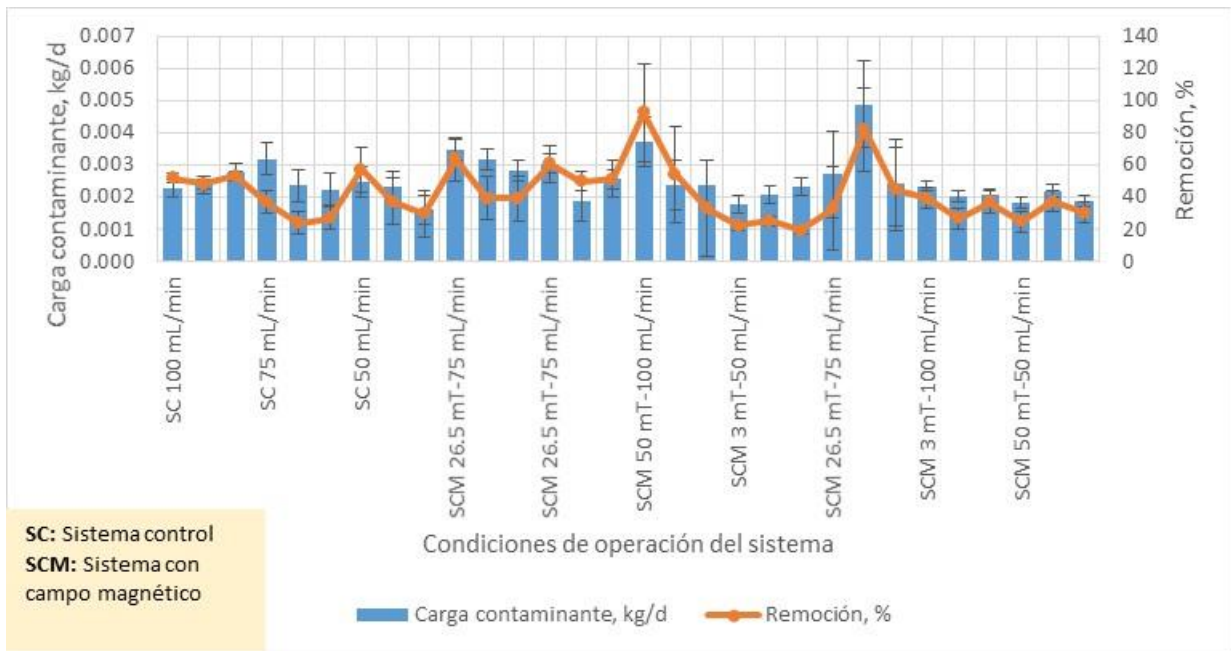
**Tabla 6-10 Valores óptimos de los factores estudiados para incrementar la remoción de  $DBO_5$**

<i>Factor</i>	<i>Bajo</i>	<i>Alto</i>	<i>Óptimo</i>
Intensidad de campo magnético	3.0	50.0	50.0
Flujo de recirculación de lodos	50.0	100.0	100.0

### 6.2.3. ANÁLISIS DE LA REMOCIÓN DE PT

#### 6.2.3.1. Carga y remoción de PT

En la Figura 6-8 se muestra la carga contaminante y remoción del fósforo total en los distintos tratamientos. La carga contaminante promedio fue de  $0.025 \pm 0.00067$  kg/d con un máximo de 0.0049 kg/d en el mes de marzo y un mínimo de 0.0016 kg/d en el mes de diciembre. Con base en lo establecido por Jiménez-Cisneros (2001), el rango de la concentración típica promedio de fósforo total en aguas residuales de poblaciones mexicanas mayores de 10000 habitantes es de 1.5-32.5 mg/L, y de acuerdo con Metcalf y Eddy (2003), la concentración típica de fósforo total de las aguas residuales municipales es de 4-12 mg/L, en el agua residual empleada la concentración de PT promedio fue de 17.47 mg/L.



**Figura 6-8 Carga contaminante y remoción de PT**

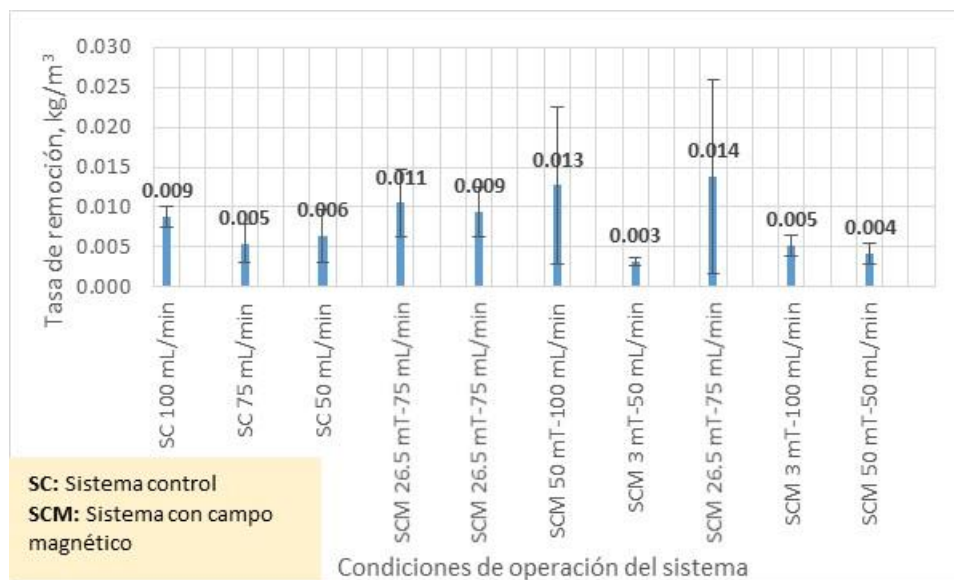
De acuerdo con las barras de error, la mayor variación de la carga contaminante con respecto a la media se presentó cuando el sistema fue operado con 26.5 mT y 75 mL/min de recirculación de lodos (corrida experimental número 5 con campo magnético), cuya cuantía de error fue de 0.0013 kg/d. La mayor dispersión de los datos de remoción de PT con respecto a la media se obtuvo en 50 mT y 100 mL/min de recirculación de lodos, con un error del 30%.

La remoción promedio de fósforo total en el sistema sin campo magnético fue de 40.51%, con un promedio máximo de 51.08% con 100 mL/min de recirculación de lodos. En el sistema con campo magnético la remoción media fue de 43.03%, con una remoción promedio máxima de 59.83% en condiciones de 50 mT y 100 mL/min de recirculación, en una de estas pruebas se obtuvo una remoción de PT superior al 90%.

Las investigadoras Gutiérrez-López y Ramírez-Camperos (2015) observaron una remoción de fosfatos del 17% mayor con campo magnético permanente de  $26.4 \pm 15.73$  mT, sin embargo, se contaba con una zona anaerobia adicional para una mayor remoción de fósforo. En la presente experimentación, la mayor remoción de fósforo total, fue del 9% mayor, con aplicación de campo magnético de 50 mT y 100 mL/min de recirculación, mientras que el efecto negativo fue observado con una disminución del 11% en 50 mT con 50 mL/min de recirculación.

La Figura 6-9 muestra la tasa de remoción del PT en el sistema control y con aplicación de campo magnético. En el caso del sistema control la tasa de remoción promedio fue de  $0.007 \text{ kg/m}^3$ , con un máximo de  $0.009 \text{ kg/m}^3$  con 100

mL/min de recirculación de lodos, mientras que, con campo magnético se obtuvo una tasa de remoción promedio de  $0.008 \text{ kg/m}^3$ , con un valor máximo de  $0.014 \text{ kg/m}^3$  a  $26.5 \text{ mT}$  y  $75 \text{ mL/min}$  de recirculación de lodos (corrida experimental número 5 con campo magnético) y  $0.013 \text{ kg/m}^3$  a  $50 \text{ mT}$  con  $100 \text{ mL/min}$ . De acuerdo con las barras de error, la tasa de remoción que presentó mayor variabilidad con respecto a la media fue la obtenida con  $26.5 \text{ mT}$  y  $75 \text{ mL/min}$  de recirculación (corrida experimental número 5 con campo magnético), con un error de  $0.01 \text{ kg/m}^3$ , y, las condiciones donde el sistema presentó mayor estabilidad fueron  $3 \text{ mT}$  con  $50 \text{ mL/min}$  con un error de  $0.0004 \text{ kg/m}^3$ . El sistema de lodos activados en modalidad Ludzack-Ettinger, tiene como objetivo principal la remoción biológica del nitrógeno, para lo cual cuenta con un tanque anóxico que precede a un aerobio; para que se puedan dar remociones significativas de fósforo se necesita contar con una zona anaerobia dentro del sistema, dado que la alternancia entre condiciones anaerobias-aerobias permite la eliminación del fósforo, en la presente investigación no se implementó una zona anaerobia, sin embargo, dado que se tuvieron deficiencias de oxígeno en la zona anóxica, se logró remover el fósforo, y mejorar la eficiencia mediante la aplicación del campo magnético a ciertas intensidades ya mencionadas anteriormente.



**Figura 6-9 Tasa de remoción PT**

El factor que tiene un mayor efecto sobre la remoción del fósforo total es el flujo de recirculación de lodos, y las mayores eficiencias de remoción se obtienen con  $100 \text{ mL/min}$ , sin y con campo magnético, por lo tanto, una mayor recirculación aumenta la remoción biológica del fósforo. Para poder entender este proceso es necesario entender cómo se lleva a cabo la eliminación biológica del fósforo (EBF) descrita en el apartado de marco teórico.

En este sentido, con base en los resultados presentados anteriormente, las mayores remociones de fósforo se dan cuando se incrementa la recirculación de

lodos (veáse Tabla 6-11), y, este factor independiente es el que tiene un mayor efecto sobre la remoción, dado que se tiene una mayor concentración de SSV en el sistema, por lo que, los microorganismos susceptibles para asimilación del fósforo se encuentran en mayor concentración con respecto a los otros valores de recirculación de lodos empleados y en consecuencia, el proceso presentado en la Figura 4-7 se ve aumentado. El campo magnético de 3 mT presentó efecto negativo, mientras que, 26.5 mT y 50 mT con 100 mL/min de recirculación aumentaron la eficiencia de remoción, por lo tanto, los microorganismos de los lodos activados respondieron positivamente a estas intensidades a través de su membrana plasmática y los cambios que se presentan en ella con intensidades adecuadas, por ejemplo, lo establecido por Garduño-Juarez (2017), quien menciona que estímulos físicos como los campos magnéticos pueden provocar que el canal iónico se abra de manera diferente a como lo hace habitualmente (mayor tiempo abierto o cerrado), en esta abertura se forma un poro acuoso que se extiende a través del espesor de la membrana y permite con ello el paso de moléculas.

**Tabla 6-11 Remociones de PT**

Sistema control		Sistema con campo magnético	
<i>Condiciones experimentales</i>	<i>Remoción, %</i>	<i>Condiciones experimentales</i>	<i>Remoción, %</i>
50 mL/min	41	3 mT-50 mL/min	22
75 mL/min	29	3 mT-100 mL/min	34
100 mL/min	51	26.5 mT-75 mL/min	51
		50 mT-50 mL/min	31
		50 mT-100 mL/min	60

Como punto clave para comprender la discrepancia entre los resultados obtenidos se debe tener en cuenta que, dada la biocenosis heterótrofa de los lodos activados, los microorganismos no van a responder de la misma manera ante el campo magnético aplicado, responderán de acuerdo con el umbral de la susceptibilidad magnética que posean, además de que no en todas las intensidades se logran observar efectos.

### 6.2.3.2. Análisis estadístico para la remoción de PT

#### a) Dispersión de la remoción de PT

En la Tabla 6-12 se muestran los resultados de remoción del fósforo. En ausencia de campo magnético se obtuvieron remociones del 41%, 29% y 51% para recirculaciones de 50, 75 y 100 mL/min, respectivamente, que se traducen en concentraciones remanentes de fósforo total en el efluente entre 7.4-14 mg/L. Con recirculación de lodos de 100 mL/min se obtuvo la mayor remoción, cuya concentración promedio en el efluente fue de 8.4 mg/L, en este caso el error típico fue bajo con respecto a los demás tratamientos control, al igual que la desviación estándar, lo cual indica que el sistema es bastante estable en su operación, caso contrario, cuando se trabajó con 50 mL/min de recirculación.

**Tabla 6-12 Remoción PT a diferentes intensidades de campo magnético**

Sistema	Control			Con campo magnético				
Condiciones	50 mL/min	75 mL/min	100 mL/min	3 mT 50 mL/min	3 mT 100 mL/min	26.5 mT 75 mL/min	50 mT 50 mL/min	50 mT 100 mL/min
Media	41.24	29.21	51.08	22.20	34.18	51.43	30.72	59.83
Error típico	8.21	3.91	1.61	1.67	3.85	5.10	3.64	17.48
Desviación estándar	14.23	6.78	2.79	2.89	6.67	15.30	6.31	30.28
Mínimo	29.46	23.88	47.97	19.39	26.60	32.62	24.62	32.93
Máximo	57.05	36.84	53.37	25.17	39.14	82.14	37.22	92.62
Cuenta	3	3	3	3	3	9	3	3

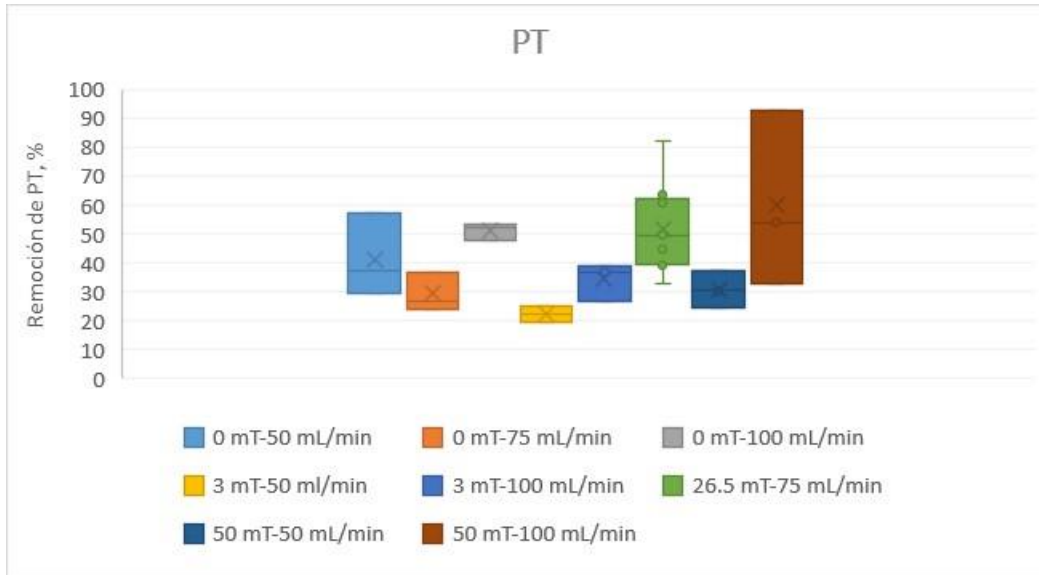
Por otro lado, cuando se aplicó un campo magnético de 3 mT se encontró que, respecto a sus controles, disminuye la remoción de fósforo total en un 19% con recirculación de 50 mL/min, y en un 17% con 100 mL/min, lo cual implica que una intensidad magnética de 3 mT inhibe la eficiencia del sistema, independientemente del valor de recirculación empleado. Las remociones obtenidas para 50 y 100 mL/min fueron del 22% y 34% que corresponden con una concentración media de fósforo total en el efluente de 11 y 10 mg/L, respectivamente.

Una intensidad magnética de 26.5 mT, respecto a su control, aumenta la remoción de fósforo total de 29% a 51% con concentración media en el efluente de 10 mg/L cuando se tiene una recirculación de 75 mL/min.

En cuanto al uso de un campo magnético de 50 mT, con respecto a su control, la eficiencia del sistema tiende a disminuir con recirculación de 50 mL/min, cuyo efecto se ve evidenciado en una disminución de la remoción de fósforo de 11%, mientras que, a 100 mL/min de recirculación la remoción aumenta un 9%.

En condiciones de 50 mT y 100 mL/min se remueve el 60% de fósforo total, con lo cual, se aumenta la eficiencia de remoción en un 9% con respecto a su control, la concentración media en el efluente para este tratamiento fue de 7 mg/L, no obstante, la desviación estándar fue alta respecto al resto de las pruebas, lo que indica que el comportamiento del sistema en estas condiciones de operación es inestable.

En la Figura 6-10 se puede observar el comportamiento de la remoción de PT. Para el sistema control, los mejores resultados se obtienen con recirculación de 50 y 100 mL/min observándose una menor dispersión de los datos y, por lo tanto, mayor repetitividad con recirculación de 100 mL/min.



**Figura 6-10 Gráfico de cajas y bigotes PT**

En el caso de la aplicación del campo magnético con distintas intensidades es notorio que 3 mT no provocan un efecto positivo en la remoción de fósforo total con respecto al sistema control, por el contrario, el mayor efecto positivo observado se da en 26.5 mT con un aumento en la remoción del 22%, mientras que, 50 mT beneficia el sistema cuando éste se opera con recirculación del 100%, sin embargo, la dispersión de los datos es muy alta, como ya se comentó antes.

**b) Respuesta de corridas en software**

En la Tabla 6-13 se observan los resultados obtenidos de la remoción de fósforo total para cada una de las corridas experimentales.

**Tabla 6-13 Corridas experimentales y remoción de PT**

Número de corrida	Intensidad de campo magnético, mT	Flujo de recirculación de lodos mL/min	Remoción de PT, %
1	26.5	75	47.33
2	26.5	75	53.84
3	50	100	59.83
4	3	50	22.2
5	26.5	75	53.11
6	3	100	34.17
7	50	50	30.72

Con base en los resultados de remoción de los distintos tratamientos se obtuvo el análisis de varianza que se muestra en la Tabla 6-14. Dado que se trabajó con un nivel de confianza del 95% y un alfa de 0.05, el ANOVA indica que ninguno de los dos factores estudiados presenta un efecto estadísticamente significativo sobre remoción de fósforo total, sin embargo, el factor de mayor efecto en la remoción es el flujo de recirculación de lodos con un valor P de 0.1717.

**Tabla 6-14 Análisis de varianza para PT**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
A: Intensidad de campo magnético	292.068	1	292.068	2.21	0.2335
B: Flujo de recirculación de lodos	421.892	1	421.892	3.20	0.1717
AB	73.4449	1	73.4449	0.56	0.5097
Error total	395.712	3	131.904		
Total (corr.)	1183.12	6			

R-cuadrada = 66.5534 por ciento

R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 33.1068 por ciento

En el caso del coeficiente de determinación  $R^2$ , se obtuvo un valor inferior al 70%, por lo tanto, se considera que el modelo ajustado obtenido no representa de manera significativa los datos del experimento, éste modelo expresa sólo el 66.55% de la variabilidad observada en la ejecución del mismo para remoción de fósforo total.

La  $R^2$  ajustada disminuye radicalmente con respecto a  $R^2$  dado que existe la posibilidad de que otros factores no estudiados ni identificados puedan estar involucrados en la remoción de PT y no están representados en el análisis.

Con base en lo señalado en la Tabla 6-15 los valores óptimos de los factores estudiados para la remoción de fósforo total, son: intensidad de campo magnético de 50 mT, y flujo de recirculación de lodos de 100 mL/min, el valor óptimo predicho con el modelo es del 66.1286% de remoción de fósforo total.

**Tabla 6-15 Valores óptimos de los factores estudiados para incrementar la remoción de PT**

<i>Factor</i>	<i>Bajo</i>	<i>Alto</i>	<i>Óptimo</i>
Intensidad de campo magnético	3.0	50.0	50.0
Flujo de recirculación de lodos	50.0	100.0	100.0

Las concentraciones promedio en el efluente del sistema sin la aplicación del campo magnético varían de 7.4-14 mg/L, mientras que, con la aplicación del campo magnético en sus distintas intensidades, las concentraciones medias obtenidas son de 7-11 mg/L, cuya menor concentración se obtiene en 50 mT y 100 mL/min. Dado que la NOM-001-SEMARNAT-1996 establece los límites máximos permisibles de 5-30 mg/L y la NOM-001-SEMARNAT-2021 de 5-21 mg/L, de acuerdo al cuerpo receptor, se podría decir que los resultados obtenidos se

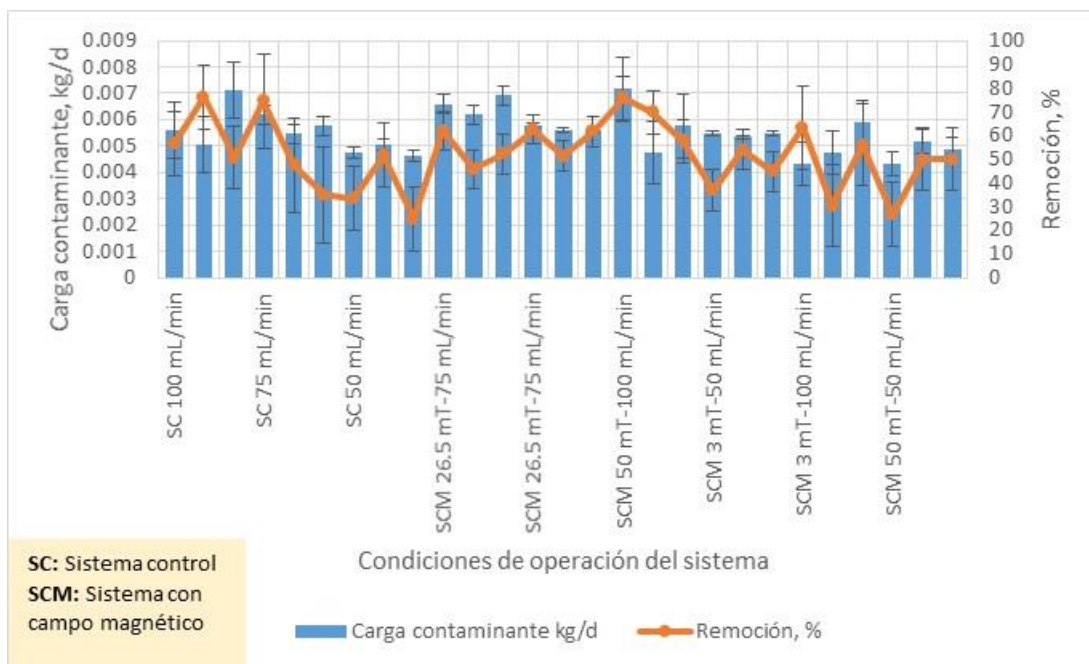


encuentran dentro de lo establecido en las normas, pero no por debajo del límite inferior: 5 mg/L.

## 6.2.4. ANÁLISIS DE LA REMOCIÓN DE NT

### 6.2.4.1. Carga y remoción de NT

En la Figura 6-11 se muestra la carga contaminante y remoción del nitrógeno total en los distintos tratamientos. La carga contaminante promedio durante toda la experimentación fue de  $0.006 \pm 0.0008$  kg/d, con un valor máximo de 0.007 kg/d en el mes de febrero y un mínimo de 0.004 kg/d en el mes de abril. De acuerdo con lo establecido por Jiménez-Cisneros (2001), el rango de concentración de nitrógeno total en aguas residuales municipales para poblaciones mexicanas < 10000 habitantes es de 29.4-49.2 mg/L y según Metcalf y Eddy (2003), la concentración típica en aguas residuales municipales varía de 20-70 mg/L, por lo tanto, el agua empleada en la presente investigación cumple con estas concentraciones típicas, dado que la concentración promedio de NT fue de  $39.29 \pm 5.87$  mg/L.



**Figura 6-11 Carga contaminante y remoción NT**

Las barras de error de la carga contaminante, indican que la mayor variación de concentración de NT en el agua residual empleada, se presentó cuando el sistema fue operado en condiciones de 50 mT y 100 mL/min, tales pruebas corresponden con la experimentación realizada durante el mes de febrero, la cuantía de error en este caso fue de 0.001 kg/d. La menor variación del agua residual empleada en cuanto a la concentración de nitrógeno total se presentó en condiciones de 26.5 mT y 75 mL/min de recirculación de lodos (corrida experimental número 2 con campo magnético), en el mes de enero, el error observado en este caso fue de tan



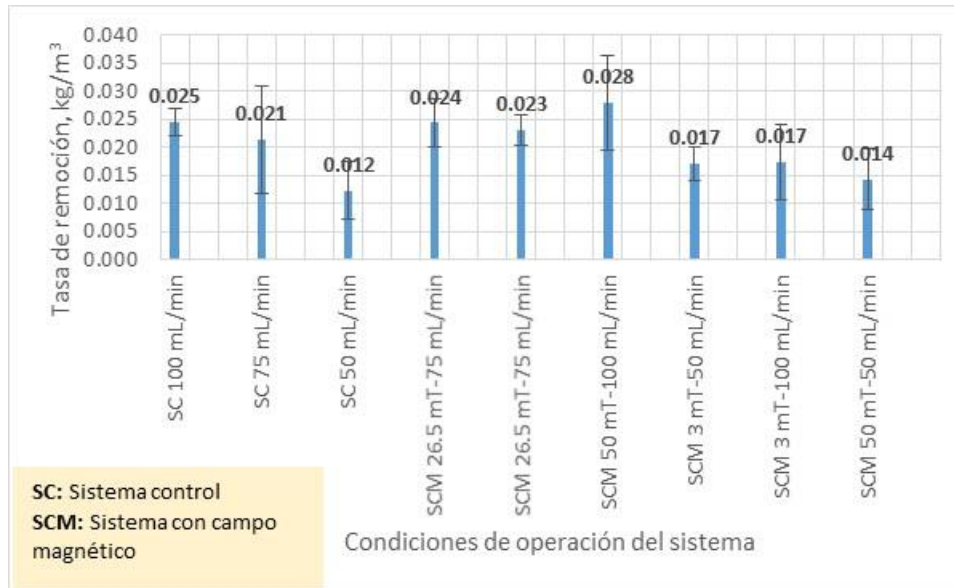
solo 0.00008 kg/d. La mayor dispersión de los datos de remoción de NT respecto a la media, se observó en la operación del sistema control con 75 mL/min de recirculación, con un error del 20%, mientras que la menor variabilidad de las remociones de nitrógeno total se obtuvieron a condiciones de operación de 26.5 mT con 75 mL/min de recirculación (corrida experimental número 2 con campo magnético), cuyo valor del error fue del 6%.

El valor promedio de remoción de NT en el sistema control fue de 56.8% con una remoción máxima de 61% (media de las 3 pruebas) con 100 mL/min de recirculación, en este sentido, las eficiencias de remoción aumentaron de manera directamente proporcional a la recirculación de lodos. La remoción media del sistema con aplicación del campo magnético fue de 52.8%, sin embargo, se obtuvieron eficiencias de remoción de hasta el 68% en condiciones de operación de 50 mT con 100 mL/min de recirculación, el aumento observado en este caso fue de un 7% con respecto al sistema control. 3 mT aumentan la remoción en un 9% con respecto al control de 50 mL/min, y la disminuye un 11% con recirculación de 100 mL/min.

Los investigadores Tomska y Wolny (2008), observaron remociones de nitrógeno orgánico de 77-92% en el sistema empleado como control, y de 91-96% con aplicación de intensidad magnética de 40 mT. La remoción del nitrógeno Kjeldahl observada en el sistema control fue de 57-84% y en el sistema con campo magnético de 72-94%. De esta manera se puede observar que los resultados de las remociones obtenidas son variables dado que se trata de sistemas biológicos gobernados por la actividad microbiana que depende estrictamente de las condiciones del medio para poder desarrollarse aunado a la variabilidad de la composición del agua residual empleada que es un factor inherente en el tratamiento de aguas residuales.

Gutiérrez-López y Ramírez-Camperos (2015), trabajaron con intensidad magnética de  $26.4 \pm 15.73$  mT, donde fue observada una disminución en la remoción de nitrógeno total del 13% con respecto al sistema control. Estos resultados reivindican lo señalado por varios autores; los microorganismos implicados en el tratamiento de aguas residuales reaccionan sólo en ciertas condiciones específicas de campo magnético, la idea es encontrar esos valores donde su respuesta sea positiva para eficientar los sistemas de tratamiento (Filipič et al. 2015, Liu et al. 2016).

En la Figura 6-12 se muestran las tasas de remoción de nitrógeno total observadas durante la experimentación, en el caso del sistema control la tasa máxima observada fue de  $0.025 \text{ kg/m}^3$ , y se obtuvo con recirculación de 100 mL/min. Con aplicación del campo magnético la máxima tasa de remoción observada fue de  $0.028 \text{ kg/m}^3$  con 50 mT y 100 mL/min de recirculación de lodos.



**Figura 6-12 Tasa de remoción NT**

De acuerdo con las barras de error, la mayor variabilidad observada de la tasa de remoción respecto a su media, se obtuvo en condiciones del sistema control con 75 mL/min de recirculación de lodos, el error en este caso fue de 0.009 kg/m<sup>3</sup>. La mayor estabilidad de las tasas de remoción se observó en el sistema control con 100 mL/min de recirculación, con un error de 0.002 kg/m<sup>3</sup>. Para el sistema con campo magnético, la mayor dispersión de los datos con respecto a la media, se observó a 50 mT con 100 mL/min con un error de 0.008 kg/m<sup>3</sup>.

El factor independiente que provoca un mayor efecto sobre la eficiencia de remoción del nitrógeno total es el flujo de recirculación de lodos. De acuerdo con el análisis presentado anteriormente se puede establecer que las remociones de nitrógeno total aumentan conforme se aumenta la recirculación, una intensidad magnética de 3 mT aumenta la remoción con recirculación de 50 mL/min y la disminuye en 100 mL/min respecto a su sistema control, 26.5 mT mejoran la eficiencia al igual que 50 mT de manera independiente de la recirculación empleada. Como se ha visto, tanto la recirculación como la intensidad de campo magnético, tienen efectos sobre la remoción de nitrógeno total.

La remoción biológica de nitrógeno se lleva a cabo mediante dos etapas; en presencia de oxígeno las bacterias *nitrosomonas* y *nitrobacter* son las encargadas de la reacción de nitrificación: conversión de nitrógeno amoniacal a nitritos y posteriormente a nitratos mediante reacciones redox, mientras que en el tanque anóxico se lleva a cabo la desnitrificación: conversión de nitratos a nitrógeno gas en ausencia de oxígeno, utilizando los nitratos como aceptores de electrones, de esta manera es posible remover el nitrógeno del agua.

En esta experimentación las remociones aumentaron conforme a la recirculación de lodos y la aplicación del campo magnético también aumentó la eficiencia en algunos de los tratamientos. Dado que se tiene un proceso de lodos activados modalidad Ludzack-Ettinger la recirculación de lodos permite recircular los nitratos generados en el tanque aerobio al tanque anóxico, de esta manera, al aumentar la recirculación se tienen disponibles una mayor cantidad de nitratos para ser reducidos en el tanque anóxico, además de que se tiene una mayor concentración de microorganismos en el reactor para convertir los nitratos a nitrógeno gas.

Los efectos del campo magnético ya han sido discutidos anteriormente, sin embargo, Rutkowska-Narożniak (1997), demostró también que los procesos de nitrificación fueron más intensivos para el sistema donde se aplicó campo magnético con una inducción de 7 mT. El autor observó un aumento de 10 veces en la formación de nitratos para la prueba expuesta en comparación con la prueba de control. Uno de los aspectos relevantes de este trabajo es la importancia de que los microorganismos del lodo activado sean tratados con una instalación magnetostática de exposición continua que se instale directamente en el recipiente de aireación, sin embargo, estas condiciones de operación pueden ser no rentables en la realidad. A diferencia de la investigación de Rutkowska-Narożniak (1997), en las pruebas de la presente investigación, los microorganismos del lodo activado fueron tratados durante el transporte por tuberías de entrada del agua residual, paso del tanque anóxico al aerobio y recirculación de lodos, por lo que fue una acción periódica con tiempos de contacto determinados a partir del caudal y longitud cubierta por los imanes, lo que se pretende con esta configuración magnética es que sea susceptible de ser implementada en condiciones reales de operación.

#### 6.2.4.2. Análisis estadístico para la remoción de NT

##### a) Dispersión de la remoción de NT

En la Tabla 6-16 se muestran los resultados obtenidos de los diferentes tratamientos para la remoción de nitrógeno total. En ausencia de campo magnético se remueve 37% para recirculación de 50 mL/min, 52% y 61% para recirculaciones de 75 mL/min y 100 mL/min respectivamente. Las concentraciones promedio en el efluente del sistema para 50, 75 y 100 mL/min son 21, 19 y 17 mg/L respectivamente. La máxima remoción obtenida fue del 76% para 100 mL/min de recirculación. Los errores típicos y desviaciones estándar en estos tratamientos fueron bajos, por lo tanto, los datos obtenidos si presentan repetitividad y poca dispersión con respecto a la media.

**Tabla 6-16 Remoción NT a diferentes intensidades de campo magnético**

Sistema	Control			Con campo magnético				
Condiciones	50 mL/min	75 mL/min	100 mL/min	3 mT 50 mL/min	3 mT 100 mL/min	26.5 mT 75 mL/min	50 mT 50 mL/min	50 mT 100 mL/min

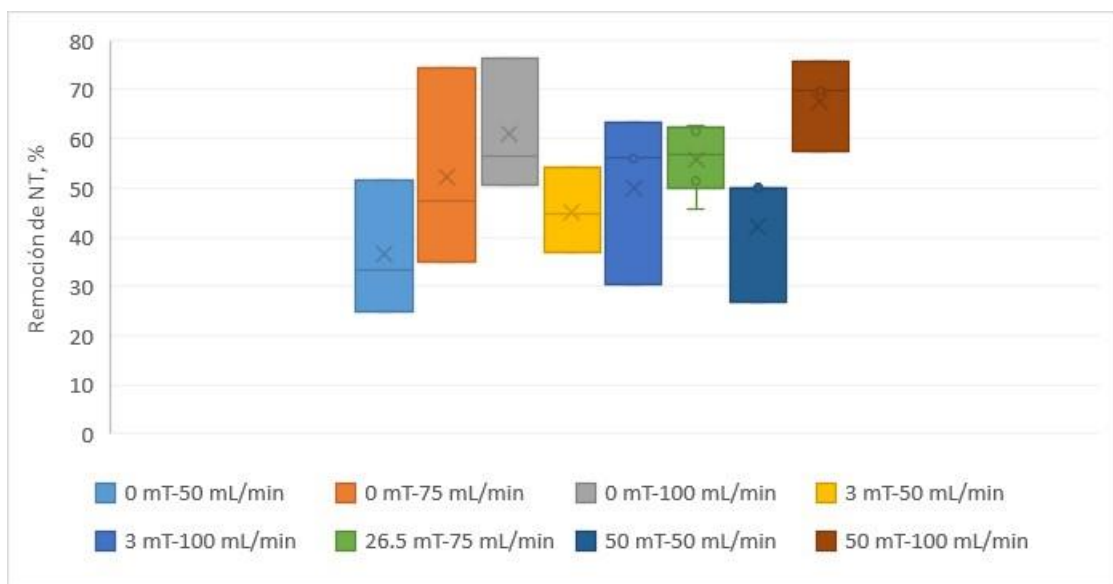
Media	36.59	52.26	61.10	45.21	49.91	55.87	42.22	67.68
Error típico	7.80	11.64	7.73	4.97	10.02	2.90	7.78	5.39
Desviación estándar	13.51	20.16	13.39	8.61	17.36	7.10	13.47	9.34
Varianza de la muestra	182.59	406.44	179.29	74.21	301.48	50.47	181.43	87.15
Mínimo	25.00	35.00	50.68	36.84	30.30	45.74	26.67	57.50
Máximo	51.43	74.42	76.20	54.05	63.33	62.50	50.00	75.84
Cuenta	3	3	3	3	3	6	3	3

Con aplicación de intensidad magnética de 3 mT se obtuvieron remociones del 45-50%, para recirculaciones de 50 y 100 mL/min, por lo tanto, se puede deducir que la eficiencia de remoción se ve beneficiada a medida que se aumenta el % de recirculación de lodos, este aumento se ve reflejado en un 5% más de remoción de nitrógeno total. Las concentraciones promedio obtenidas en el efluente del sistema con 3 mT varían de 17-20 mg/L. La eficiencia de remoción mejoró un 9% respecto al sistema control de 50 mL/min, mientras que disminuyó un 11% con respecto al control de 100 mL/min, donde de acuerdo con el valor de la varianza se muestra mayor inestabilidad y dispersión entre los datos.

Un campo magnético de 26.5 mT eleva la eficiencia de remoción del sistema en un 4% con respecto al control, obteniéndose una remoción promedio del 56%, el error típico es bajo al igual que la desviación estándar, la concentración promedio de nitrógeno total en el efluente fue de 19 mg/L.

50 mT aumentan la remoción de nitrógeno total en un 6 y 7% para recirculaciones del 50 y 100% del caudal de entrada, las remociones obtenidas para estos valores de recirculación fueron del 42 y 68% respectivamente. Una intensidad magnética de 50 mT aumenta la remoción de NT además de que reduce la dispersión de los datos entre sí, dado que la repetitividad es mejor dado que el sistema se comporta de manera más estable en estas condiciones de operación, la máxima remoción obtenida fue del 76% cuya concentración en el efluente corresponde con 12 mg/L y un promedio total de 13 mg/L.

La Figura 6-13 muestra el gráfico de cajas y bigotes correspondiente a la remoción de nitrógeno total, en el cual se puede observar la comparación de medias del sistema control y los distintos tratamientos con aplicación del campo magnético. De manera evidente se observa para el sistema control, que el porcentaje de remoción aumenta conforme se ve aumentada la recirculación de lodos, mientras que la intensidad magnética donde los resultados de remoción son mejores, corresponden con 50 mT y 100 mL/min de recirculación.



**Figura 6-13 Gráfico de cajas y bigotes NT**

3 mT disminuyen la remoción de nitrógeno total con respecto al sistema control de 100 mL/min, 26.5 mT aumentan la remoción con respecto al sistema control, al igual que 50 mT con ambos valores de recirculación.

**b) Respuesta de corridas en software**

En la Tabla 6-17 se muestran las remociones obtenidas para cada uno de los tratamientos experimentales, los cuales se ejecutaron de manera aleatoria de acuerdo con lo indicado en la matriz experimental, los mayores % de remoción se obtuvieron con 26.5 mT-75 mL/min y 50 mT-100 mL/min.

**Tabla 6-17 Corridas experimentales y remoción de NT**

Número de corrida	Intensidad de campo magnético, mT	Flujo de recirculación de lodos mL/min	Remoción de NT, %
1	26.5	75	53.29
2	26.5	75	58.44
3	50	100	67.68
4	3	50	45.21
6	3	100	49.91
7	50	50	42.22

El análisis de varianza obtenido para la remoción del nitrógeno total (Tabla 6-18) indica, de acuerdo al valor P, que ni la intensidad de campo magnético, ni el flujo de recirculación de lodos afectan de manera significativa la remoción de nitrógeno total, dado que los valores P son superiores al alfa de 0.05, esto con un nivel de confianza del 95%. El factor que más se acerca de acuerdo a su valor P a ser

significativo por sus efectos sobre la variable respuesta es el flujo de recirculación de lodos.

**Tabla 6-18 Análisis de varianza para NT**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
A: Intensidad de campo magnético	54.6121	1	54.6121	2.63	0.2466
B: Flujo de recirculación de lodos	227.406	1	227.406	10.93	0.0806
AB	107.744	1	107.744	5.18	0.1506
Error total	41.5974	2	20.7987		
Total (corr.)	431.36	5			

R-cuadrada = 90.3567 por ciento

R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 75.8917 por ciento

El coeficiente de determinación obtenido  $R^2$  es muy bueno para este factor estudiado dado que indica que el modelo ajustado, explica el 90.3567% de la variabilidad observada en la remoción del NT. Por lo tanto, el modelo ajustado obtenido representa de manera significativa los datos del experimento, dado que el valor de  $R^2$  es superior al 70%. Se puede observar que si existe un efecto del campo magnético sobre la remoción del nitrógeno total, estos efectos son variables y poco repetitivos dada la susceptibilidad magnética que presentan los microorganismos del lodo activado ante las distintas intensidades aplicadas, y la diversificación de su comportamiento ante la asimilación de los contaminantes, además de factores no estudiados que pudieron influir en los resultados obtenidos y esto se ve evidenciado en la disminución de  $R^2$  ajustada con respecto a  $R^2$ .

En la Tabla 6-19 se muestran las condiciones óptimas para obtener la mayor remoción de nitrógeno total, las cuales corresponden con 50 mT y 100 mL/min de recirculación, en estas condiciones de operación el modelo ajustado indica que se obtiene un estimado del 69.2167% de remoción, y el valor real obtenido a estas condiciones fue del 68%.

**Tabla 6-19 Valores óptimos de los factores estudiados para incrementar la remoción de NT**

<i>Factor</i>	<i>Bajo</i>	<i>Alto</i>	<i>Óptimo</i>
Intensidad de campo magnético	3.0	50.0	50.0
Flujo de recirculación de lodos	50.0	100.0	100.0

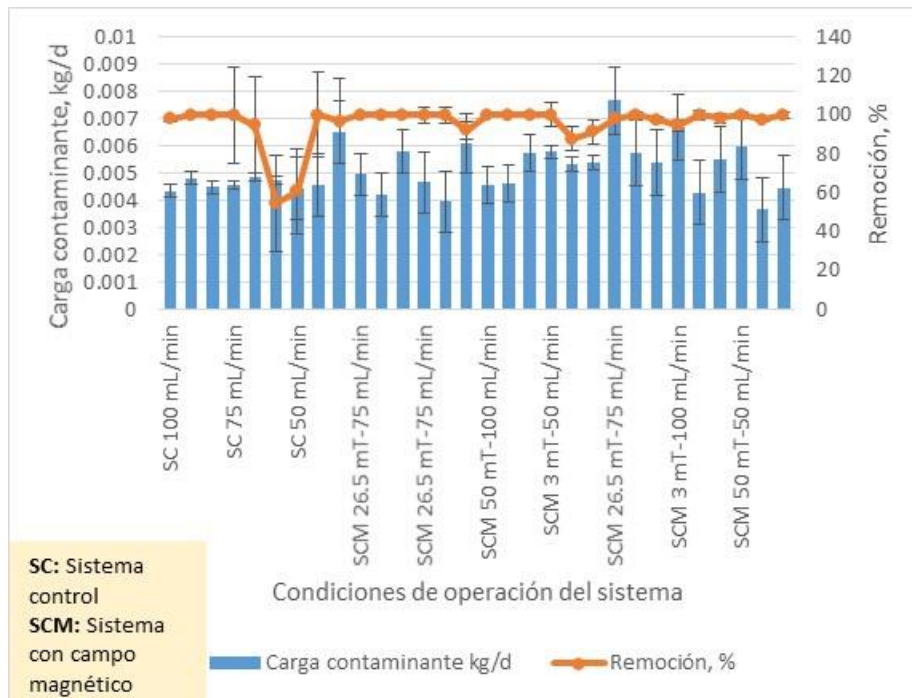
La NOM-001-SEMARNAT-1996 establece un límite máximo permisible de 15-60 mg/L y la NOM-001-SEMARNAT-2021 de 15-35 mg/L de concentración en la descarga de agua residual, esto de acuerdo con el cuerpo receptor, los valores promedio en el efluente del sistema sin campo magnético fueron de 17-21 mg/L, de 17 a 20 mg/L para 3 mT, de 19 mg/L para 26.5 mT y de 13 mg/L para 50 mT con recirculación de 100 mL/min, por lo tanto, todas las concentraciones obtenidas en el efluente del sistema de tratamiento se encuentran dentro de los rangos

establecidos en la normas y sólo las condiciones óptimas de 50 mT y 100% de recirculación permiten obtener un efluente con concentración inferior a 15 mg/L.

## 6.2.5. ANÁLISIS DE LA REMOCIÓN DE NH<sub>3</sub>-N

### 6.2.5.1. Carga y remoción de NH<sub>3</sub>-N

En la Figura 6-14 se muestra la carga contaminante de NH<sub>3</sub>-N y la eficiencia de remoción. La carga contaminante promedio durante toda la experimentación fue de 0.005±0.0009 kg/d con una carga máxima de 0.008 kg/d en el mes de marzo y una mínima de 0.004 kg/d en el mes de mayo. Jiménez-Cisneros (2001), establece que la concentración de nitrógeno amoniacal en aguas residuales de poblaciones mexicanas <10000 habitantes es de 14.5-24.2 mg/L y de acuerdo con Metcalf y Eddy es de 12-45 mg/L. Por lo tanto, la concentración de nitrógeno amoniacal del agua residual empleada se encuentra dentro del rango establecido en la literatura con un valor promedio de 35.69±6.20 mg/L.



**Figura 6-14 Carga contaminante y remoción NH<sub>3</sub>-N**

De acuerdo con las barras de error de la carga contaminante, la mayor variación se dio en el agua residual empleada durante la experimentación con 26.5 mT y 75 mL/min de recirculación (corrida experimental número 5 con campo magnético, mes de marzo), en estas pruebas se tuvo un error de la carga contaminante de 0.001 kg/d, mientras que la menor dispersión de los datos con respecto a la media se observó durante las pruebas control con 75 mL/min de recirculación (mes de noviembre) con un error de 0.0002 kg/d. Las mayores variaciones de la remoción

de  $\text{NH}_3\text{-N}$  fueron observadas en condiciones del sistema control con 75 mL/min de recirculación de lodos con un error del 24.8% con respecto a la media. Las condiciones experimentales en las cuales el error de dispersión de los datos con respecto a la media fue nulo son 26.5 mT y 75 mL/min (corrida experimental número 1) y 50 mT con 100 mL/min de recirculación, en ambos casos el error experimental observado fue cero.

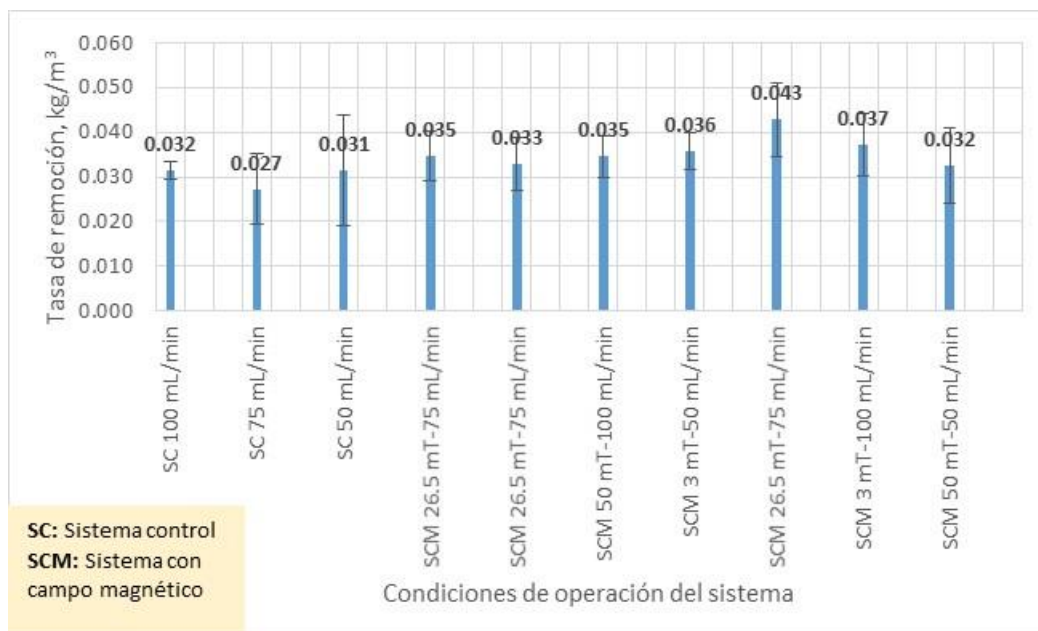
Para el sistema control, se observó una remoción promedio de  $\text{NH}_3\text{-N}$  del 89.5%, con una remoción promedio máxima del 99% para recirculación de lodos de 100 mL/min. Para el sistema con campo magnético en general se obtuvo una remoción media del 98%, sin embargo, las condiciones experimentales en las cuales se obtuvieron remociones del 100% fueron 50 mT con 100 mL/min, en este caso, el error experimental fue cero. Con una recirculación de lodos del 100 mL/min se logra remover cerca del 100% de  $\text{NH}_3\text{-N}$  con un error experimental del 1.14%, sin embargo, con una intensidad magnética de 50 mT, se logra remover todo el  $\text{NH}_3\text{-N}$  del agua residual, en todas las pruebas observadas, esta misma intensidad mejora la remoción un 13% respecto al sistema control con recirculación de 50 mL/min y 26.5 mT aumentan la eficiencia de remoción en un 16%. 3 mT presentan efecto no observable con recirculación de 100 mL/min y aumentan la remoción en un 7.2% respecto a su control con 50 mL/min.

Investigaciones previas datan de remociones de nitrógeno amoniacal en reactores biológicos secuenciales (SBR) de  $30\pm 4\%$ , con intensidad magnética de 17 mT (Filipič et al. 2015), y de un 30-50% en sistemas de columnas de burbujas con intensidad magnética de 3-5 mT (Liu et al. 2016), sin embargo, ambas investigaciones fueron realizadas con el uso de electroimanes en lugar de imanes permanentes como es el caso de la presente investigación (dadas las ventajas que presentan los imanes permanentes como no requerir mantenimiento, y no necesitar de una fuente de energía externa para generar el campo magnético). Otros investigadores observaron una reducción del tiempo de la reacción de nitrificación de 4 horas a comparación de 8 horas en el sistema control, esto, con intensidad magnética de 8.1 mT (Zieliński et al. 2017). Por lo tanto, dado que los resultados obtenidos hasta el momento, son aún escasos, la investigación realizada, presenta gran relevancia para la experimentación con campo magnético, dado que se observaron efectos ya sea de inhibición o aumento de la eficiencia de remoción en todas las intensidades magnéticas estudiadas.

En la Figura 6-15 se muestra la tasa de remoción de  $\text{NH}_3\text{-N}$  en los distintos tratamientos, la mayor tasa de remoción de  $\text{NH}_3\text{-N}$  sin aplicación de campo magnético se observó en la operación del sistema con 100 mL/min de recirculación, mientras que con campo magnético la mayor tasa de remoción se da en 26.5 mT con 75 mL/min (corrida experimental número 5 con campo magnético), y la menor tasa de remoción se da en 50 mT con 50 mL/min. De acuerdo con las barras de error las mayores variaciones de las tasas de remoción con respecto a la media en el sistema control se dan en la operación del sistema

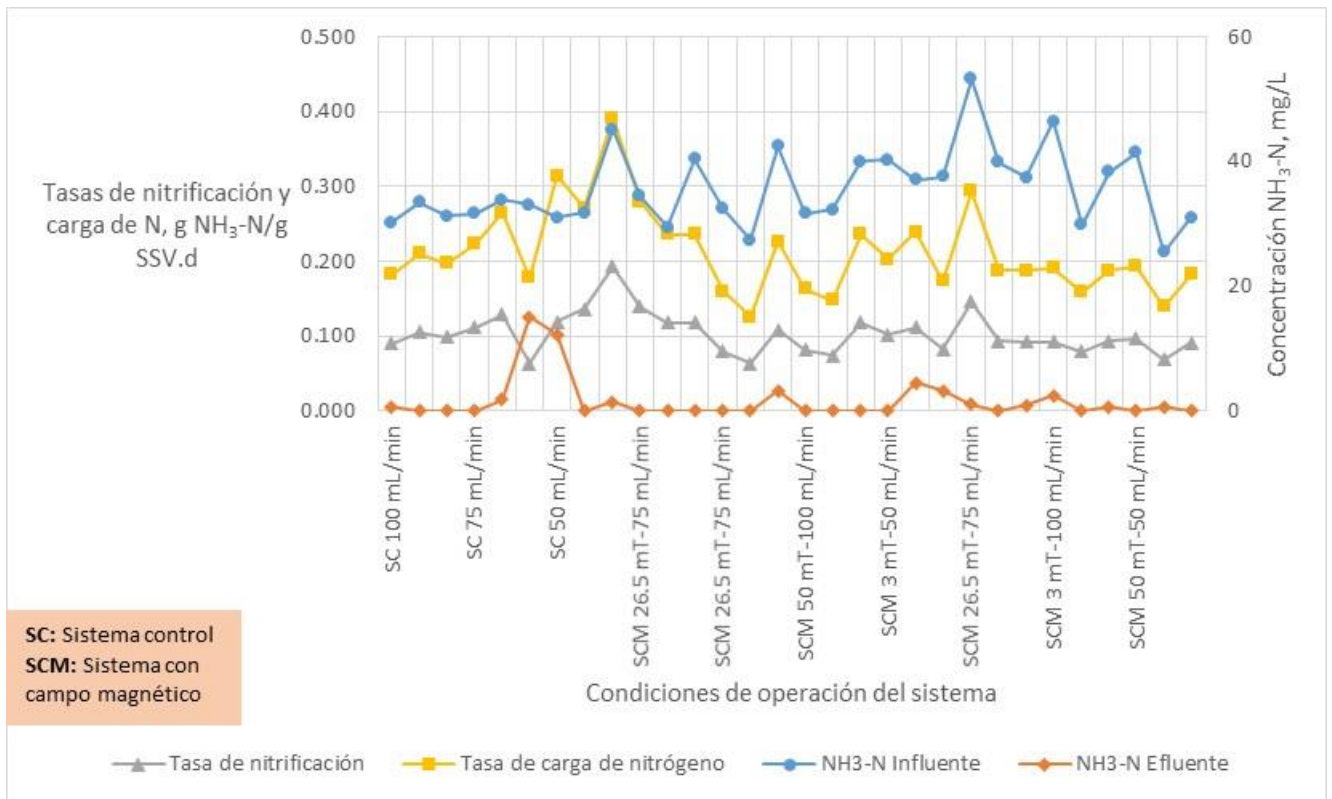


con 50 mL/min con un error de 0.01 kg/m<sup>3</sup> y la menor variación en 100 mL/min con un error de tan sólo 0.002 kg/m<sup>3</sup>. En el sistema con campo magnético, la mayor estabilidad de la tasa de remoción, se observó en 50 mT con 100 mL/min y 3 mT con 50 mL/min con un error de 0.004 y 0.004 kg/m<sup>3</sup> respectivamente. En la corrida experimental con campo magnético número 5 y 7 se observa una mayor dispersión de las tasas de remoción con respecto a la media.



**Figura 6-15 Tasa de remoción NH<sub>3</sub>-N**

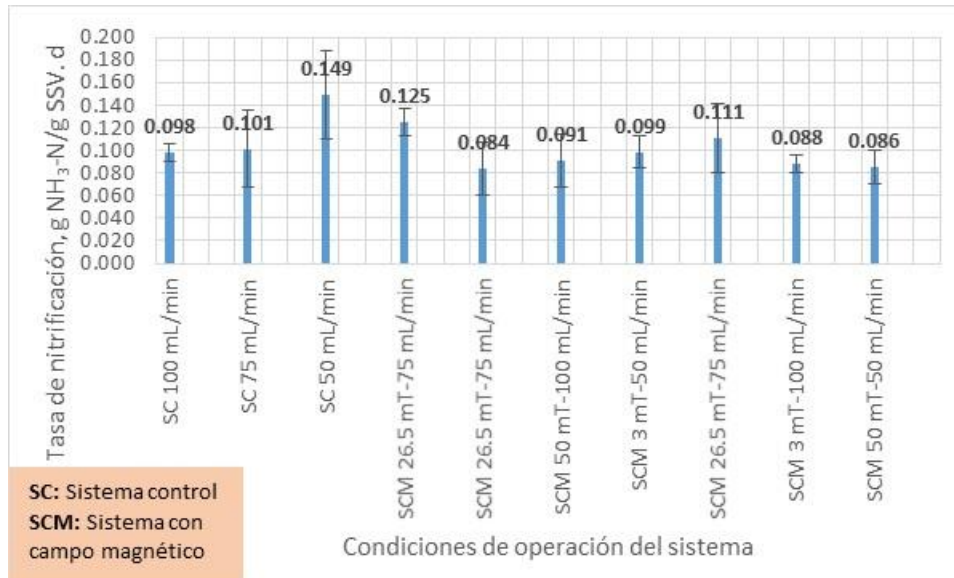
En la Figura 6-16 se muestran las tasas de nitrificación obtenidas durante la experimentación, así como las tasas de carga de nitrógeno, y las concentraciones de NH<sub>3</sub>-N a la entrada y salida del sistema de tratamiento. La concentración promedio de NH<sub>3</sub>-N en el influente fue de 35.69±6.20 mg/L, mientras que el promedio del efluente del sistema operado como control fue de 3.44 mg/L con un máximo de 12.17 mg/L en condiciones de 50 mL/min. En el sistema con campo magnético se tuvo una concentración promedio en el efluente de 0.79 mg/L, con una concentración máxima de 4.5 mg/L con 3 mT y 50 mL/min.



**Figura 6-16 Tasas de nitrificación, carga de N y concentración**

La tasa de carga de nitrógeno fluctuó entre 0.06 y 0.2 g NH<sub>3</sub>-N/g SSV.d, de acuerdo con la variabilidad de la concentración que es característica de las aguas residuales.

Por otro lado, en la Figura 6-17 se muestran las tasas de nitrificación promedio para la operación del sistema control y con campo magnético, la tasa de nitrificación promedio para el sistema control fue de 0.12, g NH<sub>3</sub>-N/g SSV.d, con un máximo de 0.149 g NH<sub>3</sub>-N/g SSV.d para recirculación de 50 mL/min . Para el sistema con campo magnético en general, el promedio de la tasa de nitrificación fue de 0.1 g NH<sub>3</sub>-N/g SSV.d, con un promedio de 0.11 g NH<sub>3</sub>-N/g SSV.d para los puntos al centro analizados en conjunto; en general, la variabilidad observada en las tasas de nitrificación de los distintos tratamientos con campo magnético fluctuó solo de 0.09-0.11 g NH<sub>3</sub>-N/g SSV.d, donde la mínima tasa obtenida se observó a 50 mT con 50 mL/min de recirculación. Para el sistema control, se observó la mayor dispersión de las tasas de nitrificación con respecto a la media en condiciones de 100 mL/min con un error de 0.008 g NH<sub>3</sub>-N/g SSV.d. Para el sistema con campo magnético la mayor variabilidad se observó a 26.5 mT y 75 mL/min de recirculación (corrida 5 con campo magnético) con una cuantía de error de 0.03 g NH<sub>3</sub>-N/g SSV.d.



**Figura 6-17 Tasas de nitrificación promedio**

Para el caso del NH<sub>3</sub>-N, el factor que tiene un efecto mayor sobre la eficiencia de remoción es la intensidad de campo magnético. Se han observado efectos del campo magnético y de la recirculación de lodos sobre las tasas de remoción de los 5 parámetros estudiados, el campo magnético tiene la capacidad de actuar sobre la membrana plasmática de los microorganismos de los lodos activados, provocando cambios en su metabolismo y tasa de crecimiento, además actúa sobre las partículas, haciendo que estas se ordenen de tal manera de formar conglomerados que les permitan aumentar su volumen y sedimentar; el aumento en la recirculación de lodos permite que una mayor cantidad de microorganismos estén en contacto con el campo magnético, además de que se tengan más MOS dentro del reactor.

Los efectos del campo magnético son reales, y aún existe una laguna de oportunidad dentro de la investigación para conocerlos. De acuerdo con Krzemieniewski et al. (2004) el motivo de las reducciones de los contaminantes puede haber sido la degradación por el aporte de oxígeno atmosférico, dado que, un efecto comprobado de la preparación magnética del agua y de las aguas residuales, es la modificación de la concentración de los gases contenidos. La magnetización del agua permite alcanzar toda su capacidad de oxigenación. Asimismo, en las aguas residuales municipales dicho tratamiento aumenta considerablemente la concentración de oxígeno. Las soluciones magnetizadas son características entre otras de la tensión superficial disminuida y en contacto con la atmósfera adsorben las partículas paramagnéticas de oxígeno; eventualmente su concentración en soluciones de agua aumenta.

La mayoría de los microorganismos que descomponen los compuestos orgánicos son aerobios por naturaleza. Así, en los líquidos magnetizados, al aumentar la concentración de oxígeno, su crecimiento es más intenso y también lo es la degradación de la materia orgánica y nutrientes en condiciones idóneas [Szczypiorkowski et al. 1995, Sakai et al. 1997, Goldsworthy et al. 1999 y Krzemieniewski et al. 1998, citados en Krzemieniewski et al. 2004].

### 6.2.5.2. Análisis estadístico para la remoción de NH<sub>3</sub>-N

#### a) Dispersión de la remoción de NH<sub>3</sub>-N

En la Tabla 6-20 se muestran los parámetros estadísticos que describen el comportamiento del sistema para la remoción de NH<sub>3</sub>-N. Para el caso del sistema control, se obtuvieron remociones del 83-99%, siendo 85% para recirculación de 50 mL/min, 83% para 75 mL/min y 99% para 100 mL/min. La concentración de NH<sub>3</sub>-N promedio obtenida en el efluente del sistema en ausencia de campo magnético fue de 3.4 mg/L. las mayores remociones se obtuvieron en recirculación de 100 mL/min, cuya concentración promedio obtenida fue <0.4 mg/L, en estas condiciones de operación el error típico y desviación estándar son relativamente bajos con respecto a los demás tratamientos control, los datos presentan repetitividad no están tan dispersos entre sí, por lo tanto el sistema es estable en estas condiciones.

**Tabla 6-20 Remoción NH<sub>3</sub>-N a diferentes intensidades de campo magnético**

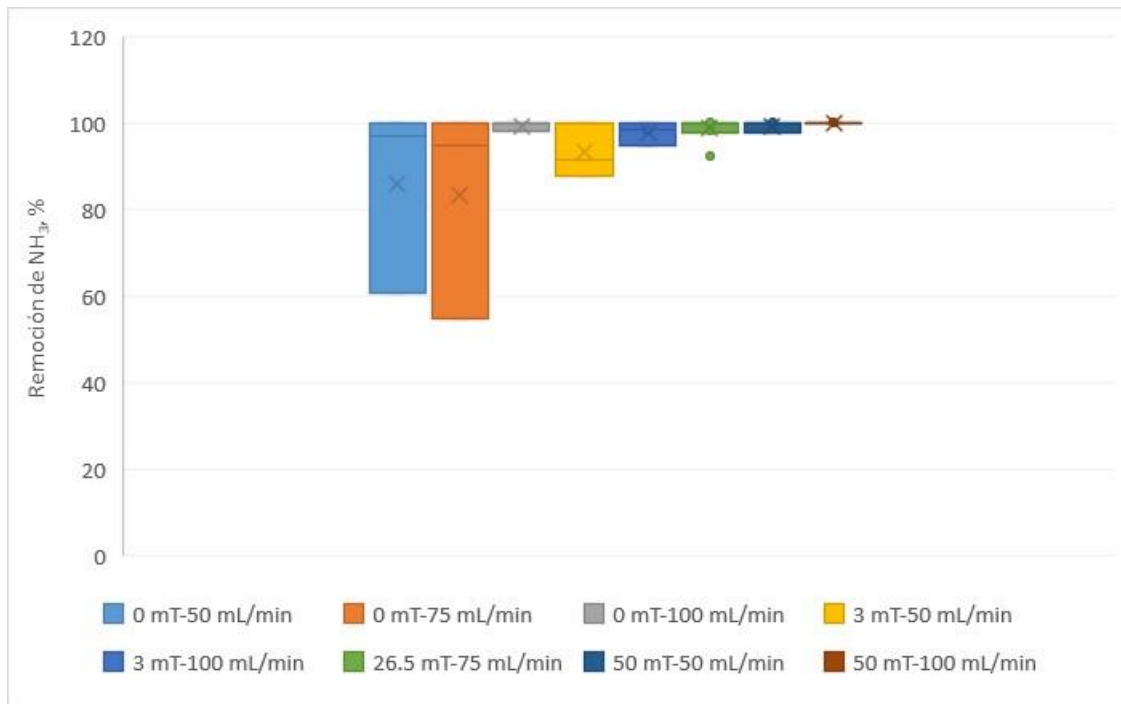
Sistema	Control			Con campo magnético				
Condiciones	50 mL/min	75 mL/min	100 mL/min	3 mT 50 mL/min	3 mT 100 mL/min	26.5 mT 75 mL/min	50 mT 50 mL/min	50 mT 100 mL/min
Media	85.89	83.16	99.34	93.09	97.71	98.67	99.22	100.00
Error típico	12.59	14.32	0.66	3.60	1.58	0.85	0.78	0.00
Desviación estándar	21.80	24.80	1.14	6.24	2.73	2.56	1.36	0.00
Varianza de la muestra	475.41	615.21	1.31	38.94	7.45	6.56	1.84	0.00
Mínimo	60.78	54.68	98.02	87.87	94.69	92.31	97.65	100.00
Máximo	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
Cuenta	3	3	3	3	3	9	3	3

Una intensidad magnética de 3 mT aumenta la eficiencia de remoción del NH<sub>3</sub>-N en un 7% con respecto a su sistema control de 50 mL/min, además de disminuir la dispersión de los datos con respecto a la media, por otro lado, cuando se opera el sistema con 100 mL/min el campo magnético de 3 mT no tiene un efecto significativo en la remoción, sino que esta se mantiene relativamente constante. Las concentraciones de NH<sub>3</sub>-N en el efluente cuando se aplicaron 3 mT fueron de 3 y 1 mg/L, donde 1 mg/L corresponde con una recirculación de 100 mL/min.

Con 26.5 mT y 75 mL/min aumentó la remoción de  $\text{NH}_3\text{-N}$  de 83-99%, el incremento de 16% en la eficiencia del sistema se evidenció en una concentración media en el efluente  $<0.4$  mg/L, también se disminuyó la dispersión de los datos con respecto a la media, y, por lo tanto, aumentó la estabilidad del sistema, el error típico obtenido fue bajo con respecto al control.

La intensidad magnética de 50 mT aumentó la eficiencia de remoción con respecto al sistema control, esto, de manera independiente de la recirculación empleada, con 50 mL/min se obtuvo un aumento en la remoción del 13%, se disminuyó de manera sustancial el error típico y con ello la desviación estándar. En el caso de 50 mT con recirculación de 100 mL/min, se obtuvieron remociones del 100% en todas las pruebas con lo cual se descartó el error típico y desviación estándar, en estas condiciones de operación se removió todo el  $\text{NH}_3\text{-N}$  del agua residual.

La Figura 6-18 representa el gráfico de cajas y bigotes correspondiente a la remoción de nitrógeno amoniacal en los distintos tratamientos tanto en ausencia y presencia de campo magnético, de manera evidente se puede observar que para todos los experimentos y sistema control se obtienen remociones  $>90\%$ , sin embargo específicamente hablando del sistema sin campo magnético, los mejores resultados se obtienen con recirculación de 100 mL/min dado que la dispersión de las medias es mucho menor con respecto a los demás experimentos control. 3 mT estabilizan la remoción cuando se opera el sistema con 50 mL/min, al igual que 26.5 mT, con respecto a su sistema control. En condiciones de 50 mT con 100 mL/min se reduce de manera total la dispersión de los datos, dado que se remueve el 100% de  $\text{NH}_3\text{-N}$ .



**Figura 6-18 Gráfico de cajas y bigotes NH<sub>3</sub>-N**

**b) Respuesta de corridas en software**

En la Tabla 6-21 se muestran los resultados promedio de las remociones de nitrógeno amoniacal para cada una de las corridas experimentales, se obtuvieron remociones superiores al 90% para todas las intensidades de campo magnético, sin embargo, 26.5 mT en corrida 1 y 50 mT en corrida 3 dieron como resultado un 100% de remoción de NH<sub>3</sub>-N.

**Tabla 6-21 Corridas experimentales y remoción de NH<sub>3</sub>-N**

Número de corrida	Intensidad de campo magnético, mT	Flujo de recirculación de lodos mL/min	Remoción de NH <sub>3</sub> -N, %
1	26.5	75	100
2	26.5	75	97.44
3	50	100	100
4	3	50	93.09
5	26.5	75	98.57
6	3	100	97.71
7	50	50	99.22

De acuerdo con lo señalado en el análisis de varianza presentado en la Tabla 6-22 ninguno de los factores independientes presentan un efecto estandarizado estadísticamente significativo sobre la variable de respuesta, sin embargo, uno de los factores estuvo muy cerca de serlo dado que el valor P obtenido fue de 0.0543,

por lo tanto la intensidad de campo magnético fue el factor que presentó un mayor efecto en el sistema para la remoción del NH<sub>3</sub>-N.

**Tabla 6-22 Análisis de varianza para NH<sub>3</sub>-N**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
A: Intensidad de campo magnético	17.7241	1	17.7241	9.46	0.0543
B: Flujo de recirculación de lodos	7.29	1	7.29	3.89	0.1430
AB	3.6864	1	3.6864	1.97	0.2552
Error total	5.61847	3	1.87282		
Total (corr.)	34.319	6			

R-cuadrada = 83.6287 por ciento

R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 67.2573 por ciento

El valor del coeficiente de determinación obtenido fue elevado y superior al 70%, por lo tanto, el modelo ajustado explica el 83.6287% de la variabilidad observada sobre la remoción del NH<sub>3</sub>-N, el ajuste de los datos fue bueno, sin embargo, la R<sup>2</sup> ajustada por grados de libertad no mejora el modelo, sino por el contrario, el valor disminuye al 67%, por lo cual, cabe la posibilidad de que existan factores independientes no estudiados que tienen influencia sobre la remoción del nitrógeno amoniacal, no obstante, el ajuste global del modelo es bueno y aceptable dado el valor elevado de R<sup>2</sup>.

En la Tabla 6-23 se muestran las condiciones óptimas para obtener la mayor remoción del NH<sub>3</sub>-N mediante el modelo ajustado obtenido del análisis estadístico, las cuales son, al igual que en los factores estudiados anteriores, intensidad magnética de 50 mT y 100 mL/min de recirculación de lodos, en estas condiciones de operación el valor máximo predicho de remoción de NH<sub>3</sub>-N es del 100%, al igual que el valor estimado real.

**Tabla 6-23 Valores óptimos de los factores estudiados para incrementar la remoción de NH<sub>3</sub>-N**

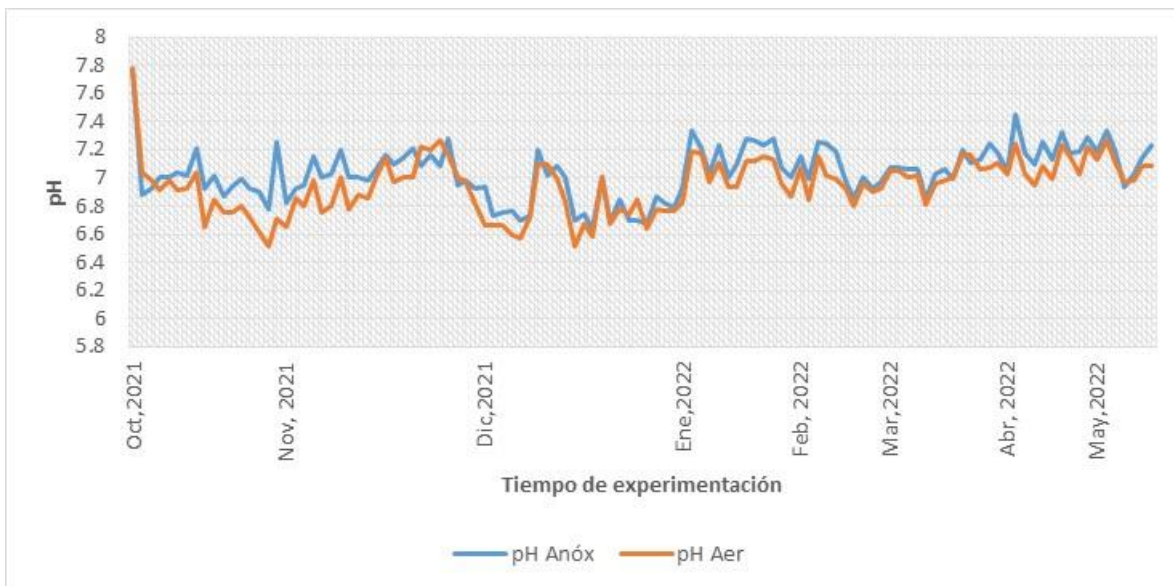
<i>Factor</i>	<i>Bajo</i>	<i>Alto</i>	<i>Óptimo</i>
Intensidad de campo magnético	3.0	50.0	50.0
Flujo de recirculación de lodos	50.0	100.0	100.0



## 6.3. ANÁLISIS DE PARÁMETROS DE CONTROL

### 6.3.1. PH

El pH se mantuvo dentro de la neutralidad en ambos tanques, siendo de  $7.04 \pm 0.18$  en el tanque anóxico, y de  $6.94 \pm 0.19$  en el tanque aerobio. De acuerdo con las reacciones de nitrificación y desnitrificación que se llevan a cabo en este proceso, el comportamiento del pH fue el esperado; en las reacciones de desnitrificación que se dan en el tanque anóxico, se generan iones hidróxido ( $\text{OH}^-$ ), los cuales eleva el pH del medio, mientras que en las reacciones de nitrificación que tienen lugar en el tanque aerobio, se generan protones  $\text{H}^+$ , los cuales tienden a disminuir ligeramente el pH con respecto al tanque anóxico, el comportamiento del mismo se muestra en la siguiente gráfica.

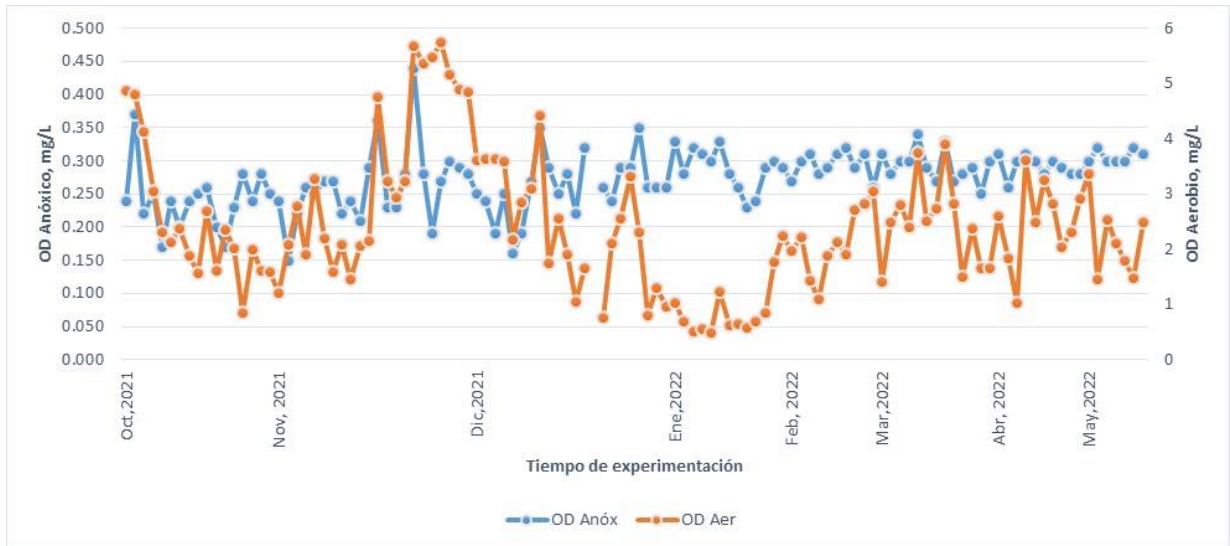


**Figura 6-19 pH en reactor biológico**

### 6.3.2. OD

El promedio de oxígeno disuelto en el tanque anóxico fue de  $0.27 \pm 0.04$  mg/L, y en el tanque aerobio de  $2.39 \pm 1.22$  mg/L (Figura 6-20). De acuerdo con lo establecido por CONAGUA (2019), se recomienda tener oxígeno disuelto residual de 1 a 2 mg/L, con lo cual se asegura satisfacer las variaciones normales de la demanda de oxígeno, mientras que en el tanque anóxico se debe mantener el OD lo más bajo posible, de preferencia  $\leq 0.2$  mg/L.

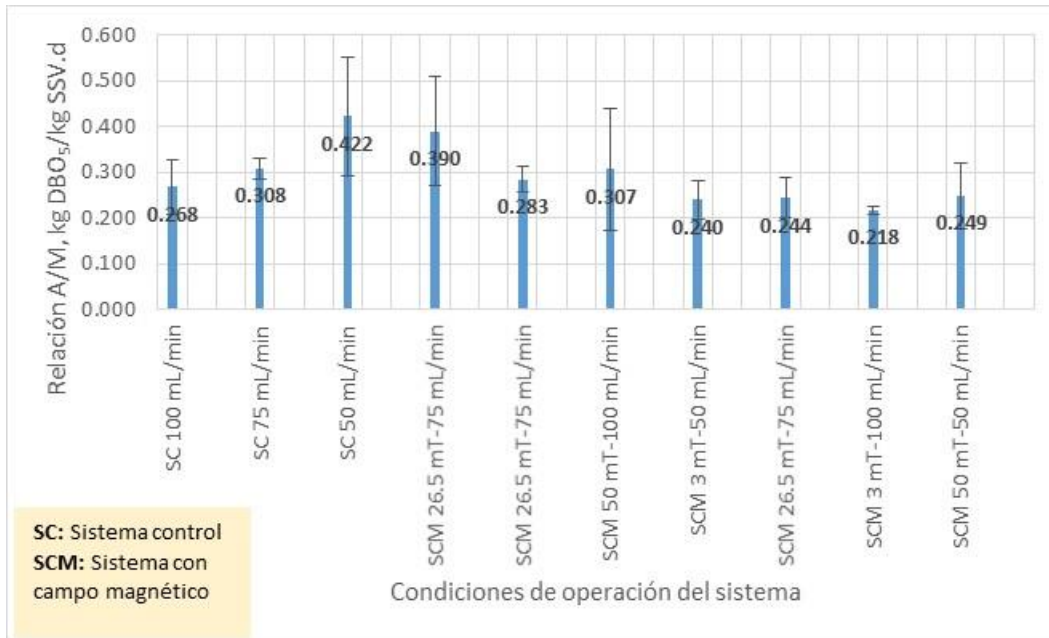




**Figura 6-20 Oxígeno Disuelto en reactor biológico**

### 6.3.3. RELACIÓN A/M

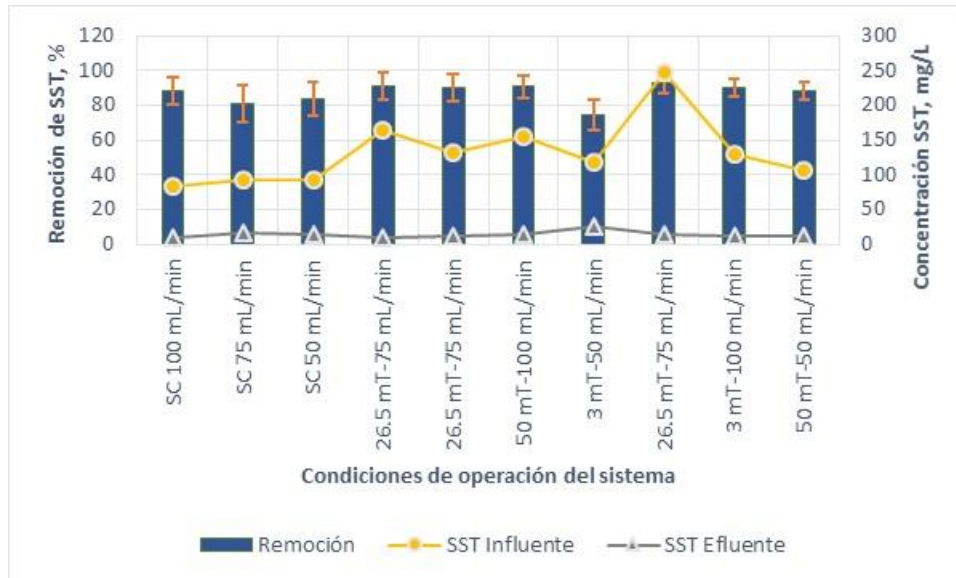
La relación alimento/microorganismos típica para el proceso de lodos activados en modalidad convencional comprende el rango entre 0.2-0.6 kg DBO/kg SSV.d, de acuerdo con CONAGUA (2019), en esta experimentación se mantuvo dentro del rango de 0.22-0.42 kg DBO/kg SSV.d (Figura 6-21), con una concentración promedio de SSV de  $1864 \pm 406$  mg/L, dado que de acuerdo con la literatura se establece como valor óptimo: entre 1500-3000 mg/L de SSV, por lo tanto, la relación A/M y la concentración de SSV en el sistema se mantuvo dentro de los valores óptimos recomendados.



**Figura 6-21 Relación A/M**

### 6.3.4. REMOCIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

En la Figura 6-22 se muestran las concentraciones de SST a la entrada y salida del sistema de tratamiento, y la eficiencia de remoción. La máxima remoción en el sistema control fue de 88% para recirculación de lodos de 100 mL/min, con una concentración promedio en el efluente de 9 mg/L. Para el caso del sistema con campo magnético, la mayor remoción de SST se obtuvo en condiciones de los puntos al centro; 26.5 mT y 75 mL/min de recirculación, con un valor promedio de 91%, y una concentración promedio en el efluente de 12 mg/L. A 50 mT con 100 mL/min el valor de remoción fue también del 91% con un error del 6% y concentración en el efluente de 13 mg/L.



**Figura 6-22 Remoción de sólidos suspendidos totales**

La mayor variabilidad observada de la eficiencia de remoción con respecto a la media, se obtuvo en 75 mL/min para el sistema control y en 3 mT con 50 mL/min con errores de 11 y 9% respectivamente.

El campo magnético de 3 mT reduce la eficiencia de remoción en un 9% con recirculación de 50 mL/min. 26.5 mT con 75 mL/min aumentan la remoción un 11% con respecto al sistema control, y 50 mT con 100 y 50 mL/min aumentan la eficiencia en un 3% y 5% respectivamente.

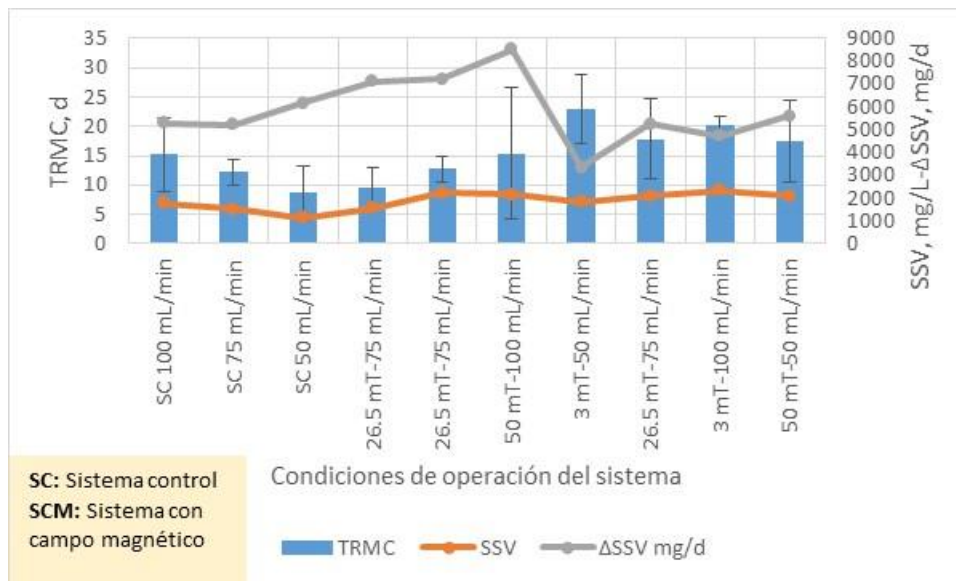
En la Figura 6-23 se muestra el efluente del sistema de tratamiento donde se observó la calidad del agua más cristalina, y el aspecto del sedimentador secundario. De acuerdo con varios autores, Los parámetros físicos como la turbidez y los sólidos en suspensión también han sido eliminados significativamente por la aplicación de campo magnético (Kamariah, 2006, Chin et al. 2006). Dado que las partículas tienen carga positiva y negativa, el efecto principal en la mejora se debe principalmente a la alineación de estas partículas (Vick, 1991, Johan, 2003), lo que provoca que se aglomeren y tiendan a asentarse.



**Figura 6-23 Efluente y sedimentador secundario 50 mT-100 mL/min**

### 6.3.5. TIEMPO DE RETENCIÓN MEDIO CELULAR (TRMC)

Con base a lo señalado en la Figura 6-24, para el sistema control, el TRMC, varió de 9-15 días, cuyo valor disminuye a medida que se disminuye la recirculación de lodos y con ello la concentración de SSV en el reactor. La concentración promedio de SSV en el reactor sin aplicación de campo magnético fue de  $1474 \pm 318$  mg/L.



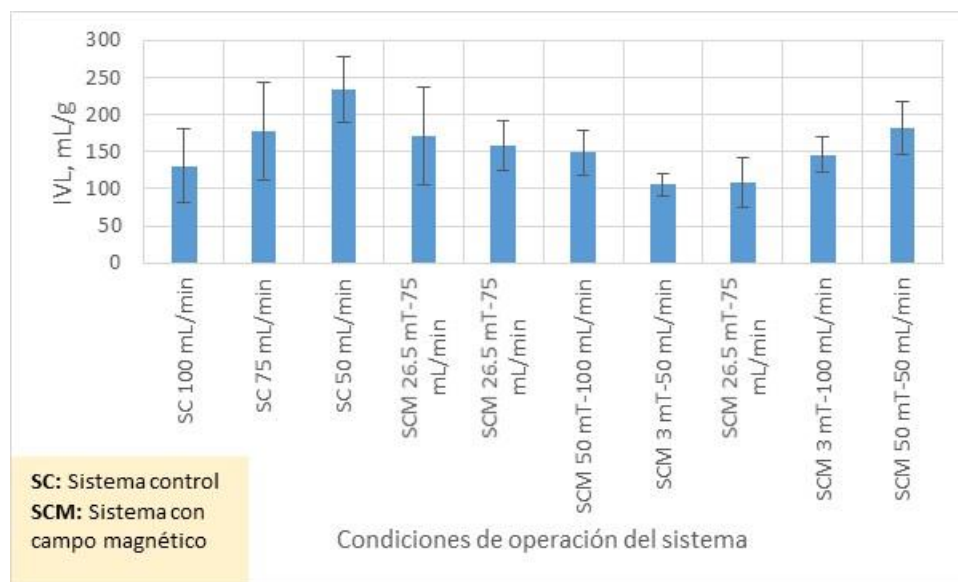
**Figura 6-24 Tiempo de Retención Medio Celular**

Para el sistema con campo magnético, se tuvo un TRMC de 10-23 d con comportamiento variable en las distintas condiciones experimentales, la concentración promedio de microorganismos fue de  $2017 \pm 261$  mg/L.

El TRMC afecta directamente a la sedimentación; un lodo joven puede generar un crecimiento biológico disperso caracterizado por sedimentación deficiente; un lodo viejo se caracteriza por baja actividad y densos flóculos que sedimentan rápidamente con poca acción de arrastre, resultando un efluente turbio. De acuerdo con CONAGUA (2019), plantas con edades de ocho a 12 días nitrifican. Las bacterias nitrificantes crecen y se reproducen más lentamente que las bacterias que eliminan solo materia orgánica. Edades de lodos entre 12 y 20 días garantizan una nitrificación total, en este caso, el TRMC se mantuvo dentro de este rango, sin embargo, el TRMC también depende de forma indirectamente proporcional de la producción neta de biomasa en la cual, se incluyen las remociones de materia orgánica medida como DBO<sub>5</sub>, las cuales fueron muy variables.

### 6.3.6. ÍNDICE VOLUMÉTRICO DE LODOS (IVL)

En la Figura 6-25 se muestra el IVL obtenido para cada uno de los tratamientos experimentales. Para el sistema control, el IVL fluctuó de 130-234 mL/g, aumentando conforme se disminuye la recirculación de lodos y con ello la concentración de SST en el reactor, los cuales variaron de 1242-2655 mg/L. Para el sistema con campo magnético el IVL fue de 105-182 mL/g.



**Figura 6-25 Índice Volumétrico de Lodos**

En la Tabla 6-24 se muestran los valores del IVL, para el sistema control aumenta conforme se disminuye la recirculación de lodos. En el caso del sistema con campo magnético, todas las intensidades estudiadas; 3, 26.5 y 50 mT, mejoran el IVL con respecto al sistema control, sin embargo, para recirculación de 100 mL/min, el cambio no es tan evidente como en los demás tratamientos.

**Tabla 6-24 IVL en los distintos tratamientos**

Sistema	Control			Con campo magnético				
Condiciones	50 mL/min	75 mL/min	100 mL/min	3 mT 50 mL/min	3 mT 100 mL/min	26.5 mT 75 mL/min	50 mT 50 mL/min	50 mT 100 mL/min
IVL	234	177	130	105	146	146	182	149

De acuerdo con la observación realizada durante la experimentación, las condiciones en las cuales el lodo presentó el mejor aspecto en cuanto a color y conformación; café achocolatado y flóculo bien formado, sobrenadante claro y buena sedimentación fueron: para el sistema control, 100 mL/min y para el sistema con campo magnético, 50 mT con 100 mL/min de recirculación de lodos, como se muestra en la Figura 6-26.



**Figura 6-26 IVL 50 mT-100 mL/min**

De acuerdo con Hattori et al. (2002) con aplicación de ICM de 80 mT, aumenta el flóculo de 0.05-0.2 mm. Gutiérrez-López y Ramírez-Camperos (2015), observaron un 18% de eficiencia en el IVL a ICM de  $26.4 \pm 15.73$  mT, Zieliński et al. (2017), obtuvieron una mejora en la sedimentación de los flóculos a intensidad de 48 mT. Por lo tanto, ha sido demostrado que el campo magnético mejora las condiciones de sedimentación con aplicación de ciertas intensidades, en este caso se tuvo la mayor eficiencia a 3 mT con 50 mL/min, con un valor de 55%. Una intensidad magnética de 26.5 mT con 75 mL/min mejoran el IVL en un 18% con respecto al

sistema control, 50 mT con 50 mL/min lo mejoran en un 22%, mientras que 3 y 50 mT con 100 mL/min aumentan ligeramente el IVL con respecto al sistema control.

En resumen, los resultados del análisis estadístico indican que para mejorar la remoción simultánea de DQO, DBO<sub>5</sub>, PT, NT y NH<sub>3</sub>-N, el sistema debe operar con un campo magnético de 50 mT y 100 mL/min de recirculación de lodos. Dado el comportamiento de la superficie de respuesta, la cual sugiere que, para aumentar la remoción de estos parámetros estudiados, se debe mover la experimentación a otra región que aumente los niveles de estas variables independientes. En el caso del aumento en la recirculación de lodos, es posible, sin embargo, esto implica mayor costo energético por el requerimiento de equipo.

Los valores de los parámetros de control que se obtuvieron a condiciones de 50 mT y 100 mL/min de recirculación de lodos fueron: remoción de SST superior al 90%, con concentración media en el efluente de 13 mg/L, OD en el tanque anóxico de 0.29 mg/L, y en el aerobio de 1.65 mg/L, pH en el tanque de anóxico de 7.14 y en el aerobio de 7, temperatura promedio de 23° C, concentración promedio de SST y SSV en el reactor biológico de 3082 y 2140 mg/L respectivamente, con un valor de la relación A/M de 0.31 kg DBO/kg SSV.d, IVL de 149 mL/g y TRMC de 15.4 d.

Ahora bien, en el caso del sistema control, las mayores remociones se obtuvieron en 100 mL/min de recirculación de lodo, con valores del 90.22-93.41% para DQO, de 91.90% para la DBO<sub>5</sub>, 61.10% en NT, 51.08% para PT y 99.34% en la eficiencia de remoción del NH<sub>3</sub>-N.

Una mayor recirculación de lodos incrementa la concentración de microorganismos (sólidos suspendidos volátiles) en el reactor biológico, lo que favorece la remoción de DBO, NH<sub>3</sub>-N, NT y PT.

En el sistema con campo magnético:

Una intensidad magnética de 3 mT tiene efectos negativos en la remoción de DQO, DBO<sub>5</sub> y PT, de manera independiente de la recirculación empleada, en el caso del NT y NH<sub>3</sub>-N aumentan las remociones con 50 mL/min de recirculación y disminuyen con 100 mL/min. Los mayores efectos negativos fueron para la remoción de DQO y PT a 50 mL/min con una disminución en la remoción de 13.04 y 19.04% respectivamente, y en 100 mL/min para PT y NT con disminuciones del 16.9 y 11.19% con respecto al sistema control. Se observó una mejora del IVL del 55% con 3 mT y 50 mL/min.

Con 26.5 mT se tienen efectos positivos en todos los parámetros estudiados, los mayores aumentos en las remociones con respecto al sistema control fueron de 22.22% para PT, de 15.51% para NH<sub>3</sub>-N, 10.50% para la remoción de SST, y, el IVL mejoró en un 18%.



50 mT con recirculación de 100 mL/min aumenta las eficiencias de remoción de todas las variables respuesta y SST, los mayores efectos a estas condiciones de operación se evidenciaron en un aumento del 8.75% y 6.58% en la remoción de fósforo y nitrógeno total respectivamente. 50 mT con 50 mL/min aumenta la remoción de todos los factores estudiados, a excepción del PT, con una disminución de la eficiencia del 10.52%, no obstante, dentro de los mayores efectos observados a estas condiciones se encuentran un 13.33% más en la remoción de NH<sub>3</sub>-N y mejora del IVL en un 22%.

Por lo tanto, un campo magnético de 26.5-50 mT tiene un efecto favorable sobre las variables respuesta, elevando así la eficiencia del sistema de tratamiento.

En el sistema control se obtuvo una tasa mínima de nitrificación de 0.098 g NH<sub>3</sub>-N/g SSV.d a una recirculación de lodos (RL) de 100 mL/min y máxima de 0.149 g NH<sub>3</sub>-N/g SSV.d a una RL de 50 mL/min, con un promedio de 0.116 g NH<sub>3</sub>-N/g SSV.d.

Con campo magnético las tasas mínimas y máximas fueron de 0.086 y 0.106 g NH<sub>3</sub>-N/g SSV.d con 50 mT-50 mL/min de RL y 26.5 mT-75 mL/min de RL, respectivamente, con un valor promedio de 0.098 g NH<sub>3</sub>-N/g SSV.d, por lo tanto, no se observa un efecto positivo del campo magnético en la tasa de nitrificación.

El TRMC en el sistema control varió de 9-15 d, con un mínimo en 50 mL/min y máximo en 100 mL/min de RL, con campo magnético, el TRMC mínimo fue de 10 d con 26.5 mT-75 mL/min de RL y un máximo de 23 días con 3 mT-50 mL/min de RL.

El aumento del TRMC fue influenciado por el aumento de los SSVLM, los cuales fueron de 1474±318 mg/L en el sistema control y de 2017±261 mg/L en las pruebas con campo magnético.

Los coeficientes de determinación obtenidos del análisis estadístico, R<sup>2</sup>: son 76.5, 85.0, 66.6, 90.4 y 83.6% para las 5 variables respuesta estudiadas; DQO, DBO<sub>5</sub>, PT, NT y NH<sub>3</sub>-N respectivamente, por lo tanto, el campo magnético si tiene un efecto sobre las variables respuesta estudiadas.

De acuerdo con los resultados obtenidos, se cumple con lo establecido en la NOM-001-SEMARNAT-1996 y NOM-001-SEMARNAT-2021 en cuanto a DBO<sub>5</sub>, PT, NT y SST, y con la NOM-003-SEMARNAT-1997 para DBO<sub>5</sub> y SST.



## CAPÍTULO 7. CONCLUSIONES

Los efectos generados por el campo magnético estático de 3-50 mT en el proceso de lodos activados modalidad Ludzack-Ettinger sobre la remoción de materia orgánica, y nutrientes, contenidos en un agua residual de origen municipal fueron variables dependiendo la intensidad de campo magnético empleada.

Un CM de 3 mT tiene efectos negativos en la remoción de DQO, DBO<sub>5</sub> y PT, y en el caso del NT y NH<sub>3</sub>-N aumentan las remociones con 50 mL/min de recirculación y disminuyen con 100 mL/min. Para el valor de CM de 26.5 mT y recirculación de 75 mL/min se tienen efectos positivos en todas las variables respuesta, así como en la remoción de SST e IVL. En CM de 50 mT con recirculación de 100 mL/min se proporcionan las mayores eficiencias de remoción: DQO: 95.52%, DBO<sub>5</sub>: 93.50%, PT: 59.83%, NT: 67.68% y NH<sub>3</sub>-N: 100%, y la mejor sedimentabilidad de los lodos de todas las pruebas.

El análisis estadístico obtenido del diseño de experimentos 2<sup>2</sup> con puntos al centro, ejecutado de manera aleatoria y a un nivel de confianza del 95%, permitió determinar que las condiciones óptimas de operación del sistema fueron 100% de recirculación de lodos y 50 mT de intensidad de campo magnético. La diferencia entre los resultados obtenidos y los predichos por el modelo fue mínima siendo; los valores de remoción obtenidos, 95.52%, 93.50%, 59.83%, 67.68% y 100% y los valores óptimos predichos por el modelo del análisis estadístico de 96.94%, 93.42%, 66.13%, 69.22% y 100% para DQO, DBO<sub>5</sub>, PT, NT y NH<sub>3</sub>-N respectivamente.

La aplicación de un campo magnético de 26.5 mT a 50 mT presenta resultados positivos en el sistema de tratamiento, evidenciándose en un incremento en la remoción de materia orgánica y nutrientes, elevando así la eficiencia del sistema.

El estudio permite establecer que los microorganismos de los lodos activados presentan una biocenosis heterótrofa que en mayor o menor medida puede ser influenciada por un campo magnético. Estas afectaciones son evidentes en los resultados, ya que al aplicar diferentes intensidades de CM las remociones de materia orgánica y nutrientes no fueron iguales.

El campo magnético es una herramienta atractiva para el tratamiento de aguas residuales por los posibles beneficios que puede generar sobre el proceso, y las ventajas que presenta como no requerir adecuaciones relevantes dentro de la PTAR, no tener gastos adicionales en cuanto a energía eléctrica, no generar subproductos peligrosos o que requieran algún tratamiento, sino que actúa como un mecanismo que modifica la biomasa del sistema y también sobre las partículas del agua, sin embargo, sus efectos son variables dado que los microorganismos son los que gobiernan el proceso de lodos activados y son muy sensibles a las

condiciones del medio. Existe un área de oportunidad para determinar con más exactitud las propiedades y efectos del campo magnético en el campo de las aguas residuales, ya que los resultados son aún escasos y la necesidad de mejorar los sistemas de tratamiento es urgente.

## **CAPÍTULO 8. RECOMENDACIONES**

La investigación en el tema del campo magnético aplicado al tratamiento de las aguas residuales es aún escasa por lo cual, se requiere buscar modificaciones en la configuración u operación de los equipos experimentales (Gutiérrez-López y Ramírez-Camperos, 2015) para poder observar cambios en las eficiencias de los sistemas de tratamiento.

Realizar estudios de la biomasa para observar los microorganismos presentes y conformación del flóculo, tener un mayor tiempo de aclimatación para realizar cada prueba, magnetización previa del lodo antes de la experimentación.

Tener repetitividad de las condiciones a escala piloto para reivindicar los hallazgos, y con ello lograr encontrar las condiciones óptimas en que se pueda exaltar y hacer evidente los efectos del campo magnético sobre la remoción de materia orgánica y nutrientes.

Se recomienda que los estudios realizados a escala piloto sean susceptibles de ser aplicables en condiciones reales de operación de una planta de tratamiento, bajo las especificaciones de operación en las cuales se obtuvieron las mayores eficiencias de remoción en el sistema de tratamiento a escala piloto, sin embargo, se debe considerar tomar en cuenta los costos energéticos implicados en un aumento de la recirculación de lodos y algunas adecuaciones del sistema de tuberías de la planta de tratamiento.

## **CAPÍTULO 9. ANEXOS**

### **9.1. ACONDICIONAMIENTO, ARRANQUE Y ESTABILIZACIÓN DEL PROTOTIPO**

Posterior al aseo y localización del sistema experimental se llevaron a cabo pruebas hidráulicas en el reactor y sedimentador secundario con el fin de evitar posteriores fugas, se verificó la correcta operación de bombas peristálticas para la alimentación y recirculación de lodo, también se monitoreó la difusión y control de aire en el tanque aerobio, y la rotación adecuada del agitador en el tanque anóxico.



**Figura 9-1. Aseo del prototipo experimental (Izquierda: sedimentador secundario, Derecha: efluente del reactor)**



**Figura 9-2. Pruebas hidráulicas y operación de bombas peristálticas**



**Figura 9-3. Pruebas de difusión y control de aire, monitoreo de agitador en tanque anóxico**

El arranque y estabilización se llevó a cabo con agua residual y lodos activados provenientes de la planta de tratamiento de agua residual municipal El Texcal, ubicada en Jiutepec Morelos. Se monitorearon los parámetros de control en el reactor y se realizaron las determinaciones analíticas correspondientes en la entrada y salida del sistema de tratamiento.



**Figura 9-4. Arranque y estabilización del prototipo**

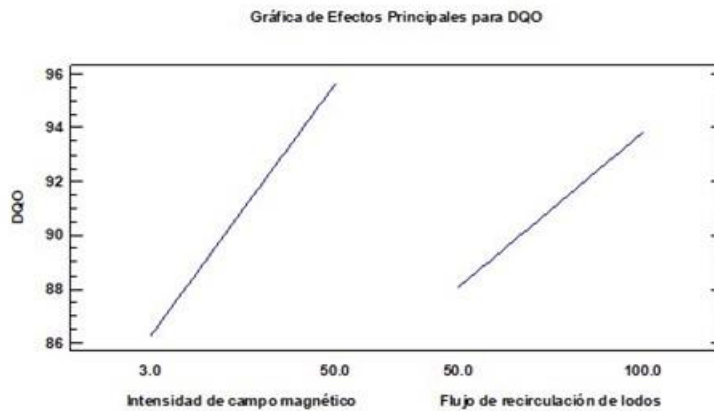


**Figura 9-5. Tanque anóxico y aerobio**

## 9.2. ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE VARIABLES RESPUESTA: EFECTOS PRINCIPALES, DIAGRAMA DE SUPERFICIE Y COEFICIENTES DE REGRESIÓN

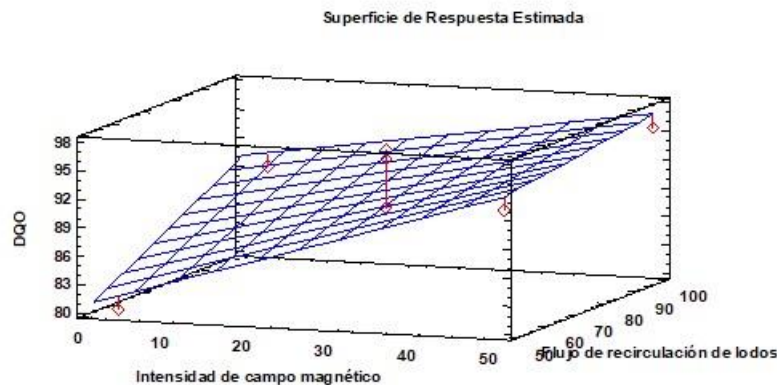
### 9.2.1. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)

En la Figura 9-6 se muestra el gráfico de efectos principales sobre el porcentaje (%) de remoción de la DQO. El factor independiente que produce un mayor efecto es la intensidad de campo magnético, esto es, a mayor intensidad de campo magnético y flujo de recirculación de lodos la eficiencia de remoción mejora.



**Figura 9-6 Efectos principales para DQO**

Lo anterior se refuerza con la gráfica de superficie de respuesta obtenida (Figura 9-7), donde se observa que a mayor intensidad magnética y flujo de recirculación de lodos se logran mayores remociones de DQO, mientras que, con valores bajos de operación en ambos factores, la remoción disminuye.



**Figura 9-7 Diagrama de superficie de respuesta DQO**



En la Tabla 9-1 se presentan los coeficientes de regresión del modelo ajustado para estimar el % de remoción de DQO.

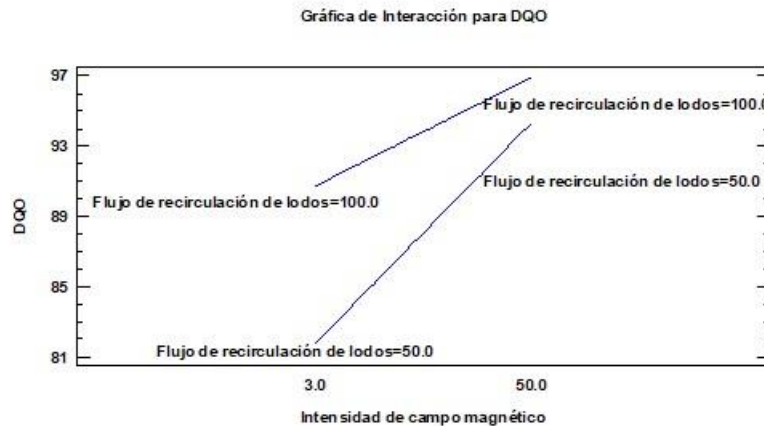
**Tabla 9-1 Coeficiente de regresión para DQO**

<i>Coeficiente</i>	<i>Estimado</i>
Constante	71.6354
A: Intensidad de campo magnético	0.402128
B: Flujo de recirculación de lodos	0.187106
AB	-0.00270213

Por lo tanto, la ecuación del modelo ajustado es:

$$DQO = 71.6354 + 0.402128*A + 0.187106*B - 0.00270213*A*B$$

La Figura 9-8 corrobora que las mayores remociones de DQO se obtienen con los niveles superiores para ambos factores independientes, 50 mT y 100% de recirculación, y que una intensidad magnética de 3 mT disminuye la remoción.

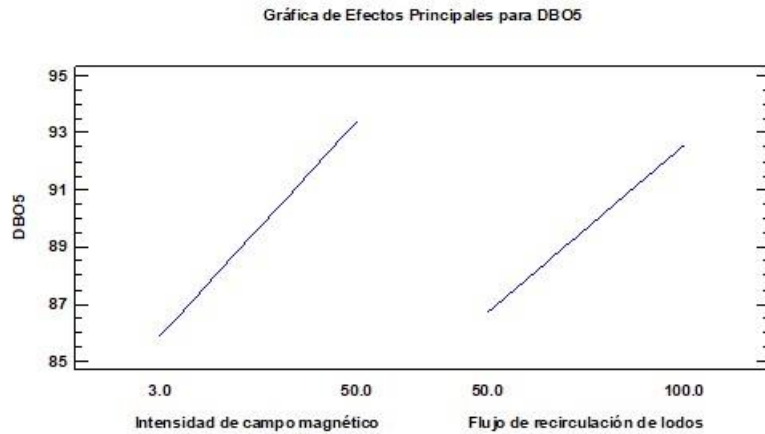


**Figura 9-8 Gráfica de interacción para DQO**

### 9.2.2. DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO<sub>5</sub>)

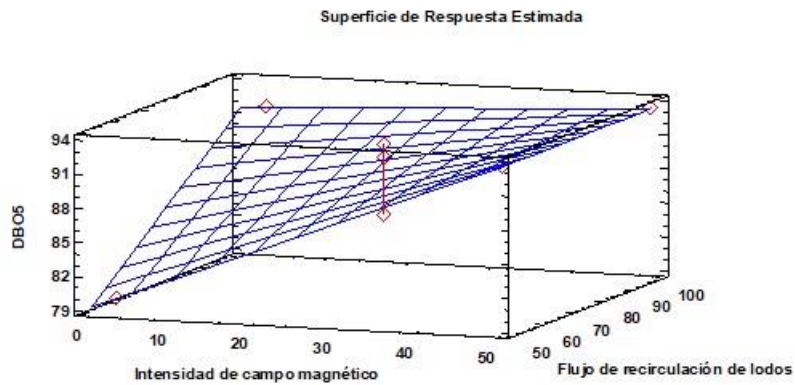
En la Figura 9-9 se muestra el gráfico de efectos principales sobre el % de remoción de la DBO<sub>5</sub>, ambos factores a sus niveles altos de operación incrementan la remoción, el factor que produce ligeramente un mayor efecto es la intensidad de campo magnético.





**Figura 9-9 Efectos principales DBO<sub>5</sub>**

Con base a lo observado en la superficie de respuesta que se muestra en la Figura 9-10 la remoción de la DBO<sub>5</sub> mejora a medida que aumenta la intensidad de campo magnético y el flujo de recirculación de lodos, los mejores resultados se obtienen con una recirculación de 100 mL/min. Las condiciones donde se inhibe la remoción con respecto a los demás tratamientos son 3 mT y 50% de recirculación del caudal de entrada.



**Figura 9-10 Diagrama de superficie de respuesta DBO<sub>5</sub>**

En la Tabla 9-2 Coeficiente de regresión para DBO<sub>5</sub> se presentan los coeficientes de regresión del modelo ajustado para estimar el % de remoción de DBO<sub>5</sub>.

**Tabla 9-2 Coeficiente de regresión para DBO<sub>5</sub>**

<i>Coeficiente</i>	<i>Estimado</i>
constante	66.7797
A: Intensidad de campo magnético	0.531277
B: Flujo de recirculación de lodos	0.24846

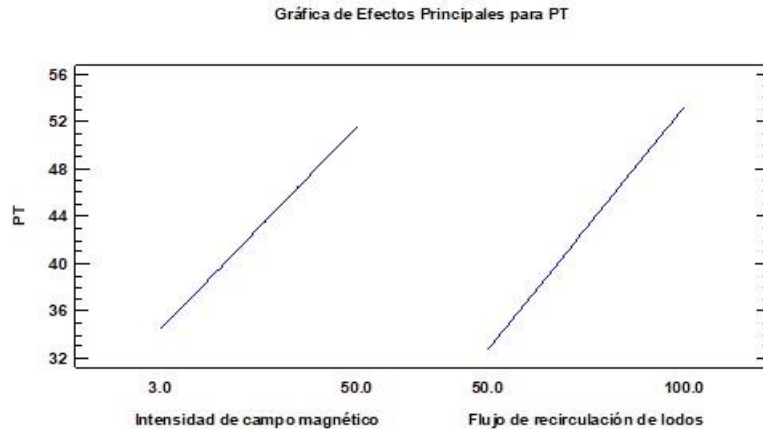
<i>Coeficiente</i>	<i>Estimado</i>
AB	-0.00495319

De acuerdo con los coeficientes de regresión obtenidos la ecuación del modelo ajustado es:

$$DBO5 = 66.7797 + 0.531277*A + 0.24846*B - 0.00495319*A*B$$

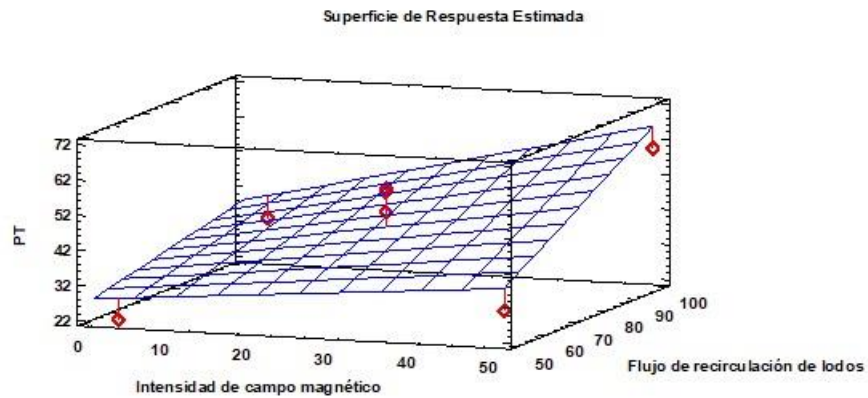
### 9.2.3. FÓSFORO TOTAL (PT)

En la Figura 9-11 se puede observar el gráfico de efectos principales, la pendiente más pronunciada es la que corresponde al flujo de recirculación de lodos, que, a pesar de no ser estadísticamente significativo de acuerdo con su valor P, es el que más influye en la variabilidad de la remoción de fosforo total.



**Figura 9-11 Efectos principales PT**

La Figura 9-12 representa la superficie de respuesta estimada para la remoción de fósforo total, con un aumento en la recirculación de lodos se ve beneficiada la eficiencia del sistema, las mejores condiciones de remoción se dan en 50 mT y 100 mL/min.



**Figura 9-12 Diagrama de superficie de respuesta PT**

La Tabla 9-3 muestra los coeficientes de regresión para estimar la remoción de fósforo total.

**Tabla 9-3 Coeficiente de regresión para PT**

<i>Coeficiente</i>	<i>Estimado</i>
constante	17.0788
A: Intensidad de campo magnético	-0.183404
B: Flujo de recirculación de lodos	0.217519
AB	0.00729362

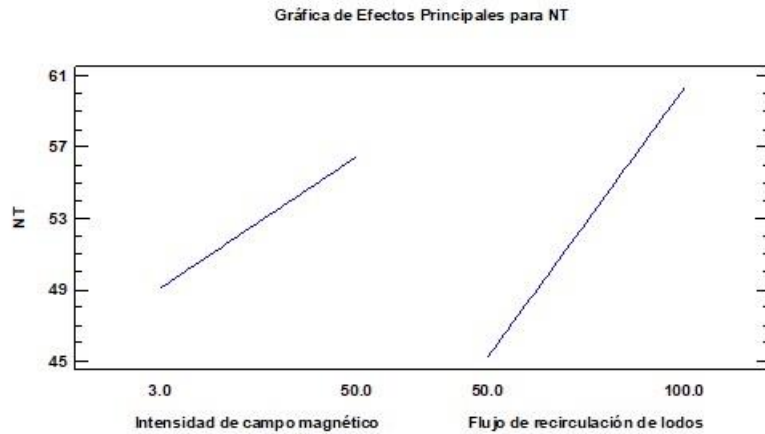
De acuerdo con los coeficientes de regresión obtenidos a partir de los datos experimentales, la ecuación del modelo ajustado es:

$$PT = 17.0788 - 0.183404 * A + 0.217519 * B + 0.00729362 * A * B$$

#### 9.2.4. NITRÓGENO TOTAL (NT)

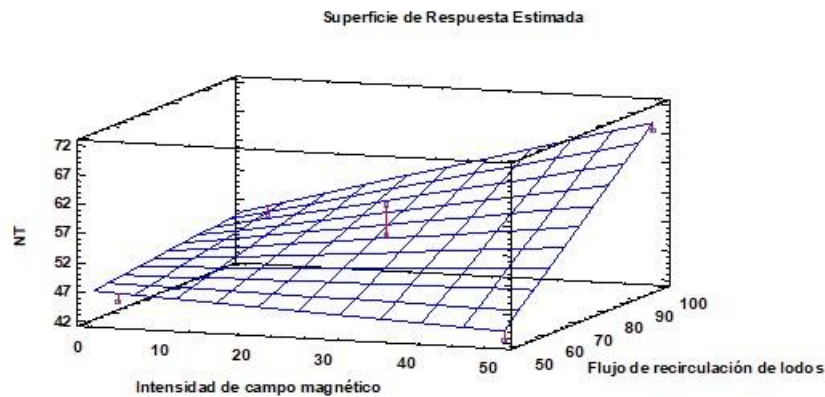
El gráfico de efectos principales se muestra en la Figura 9-13. De acuerdo con lo observado, el factor que tiene un mayor efecto sobre la remoción de nitrógeno total es el flujo de recirculación de lodos, dado que la línea es más pronunciada con respecto a la línea que corresponde a la intensidad de campo magnético,

donde también hay un efecto, pero este es menos evidente.



**Figura 9-13 Efectos principales NT**

La superficie de respuesta estimada que se muestra en la Figura 9-14 indica que el flujo de recirculación de lodos tiene un mayor efecto sobre el aumento de la remoción en la variable respuesta, mientras que para la intensidad de campo magnético el efecto observado no es tan evidente.



**Figura 9-14 Diagrama de superficie de respuesta NT**

En la Tabla 9-4 se muestran los coeficientes de regresión obtenidos para el modelo ajustado de remoción de nitrógeno total.

**Tabla 9-4 Coeficientes de regresión para NT**

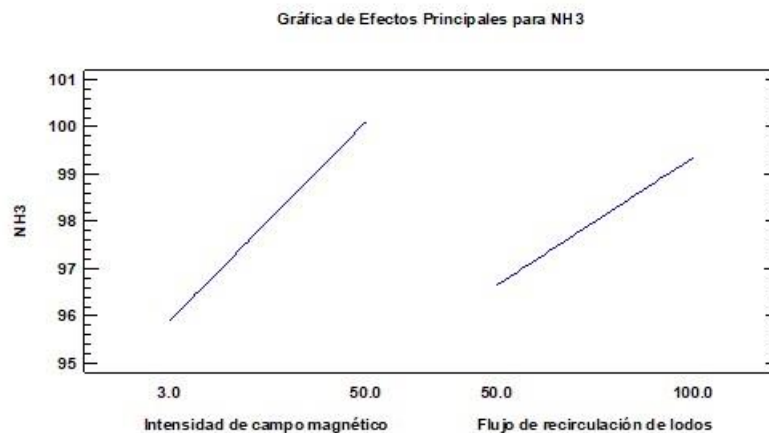
<i>Coefficiente</i>	<i>Estimado</i>
constante	43.5626
A: Intensidad de campo magnético	-0.505319
B: Flujo de recirculación de lodos	0.0674979
AB	0.00883404

De acuerdo con los coeficientes de regresión obtenidos a partir de los datos experimentales, la ecuación del modelo ajustado es:

$$NT = 43.5626 - 0.505319*A + 0.0674979*B + 0.00883404*A*B$$

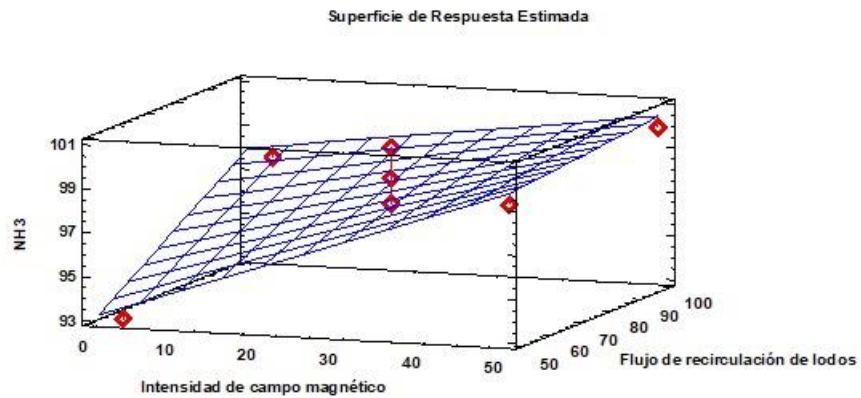
### 9.2.5. NITRÓGENO AMONIACAL (NH<sub>3</sub>-N)

La Figura 9-15 muestra los efectos principales de los factores independientes estudiados sobre la remoción del NH<sub>3</sub>-N, se puede observar que la línea más pronunciada es la de la intensidad de campo magnético, por lo tanto, este factor afecta en mayor medida la variable de respuesta que el flujo de recirculación de lodos, cuyo efecto es menos evidente.



**Figura 9-15 Efectos principales NH<sub>3</sub>-N**

En la Figura 9-16 se muestra la superficie de respuesta estimada que corresponde a la remoción del NH<sub>3</sub>-N. Es evidente que un aumento de la intensidad magnética mejora la eficiencia del sistema sobre la remoción de NH<sub>3</sub>-N, sin embargo, este aumento se ve beneficiado con el incremento del valor de la recirculación de lodos, como es el caso de la intensidad magnética de 3 mT, donde la remoción aumenta conforme se aumenta la recirculación. Las mejores remociones de NH<sub>3</sub>-N se obtuvieron en 50 mT y 100 mL/min de recirculación.



**Figura 9-16 Diagrama de superficie de respuesta NH<sub>3</sub>-N**

En la Tabla 9-5 se muestran los coeficientes de regresión obtenidos para el modelo ajustado de la remoción de NH<sub>3</sub>-N.

**Tabla 9-5 Coeficientes de regresión para NH<sub>3</sub>-N**

<i>Coeficiente</i>	<i>Estimado</i>
constante	88.3329
A: Intensidad de campo magnético	0.212128
B: Flujo de recirculación de lodos	0.0973021
AB	-0.00163404

De acuerdo con los coeficientes de regresión obtenidos a partir de los datos experimentales, la ecuación del modelo ajustado es:

$$\text{NH}_3\text{-N} = 88.3329 + 0.212128 * A + 0.0973021 * B - 0.00163404 * A * B$$

### 9.3. DETERMINACIONES ANALÍTICAS

Procedimientos para determinaciones analíticas DR/900

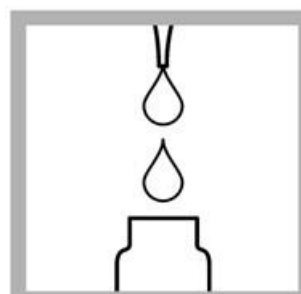
Nitrógeno total (Método 10072. Rango: 10-150 mg/L)



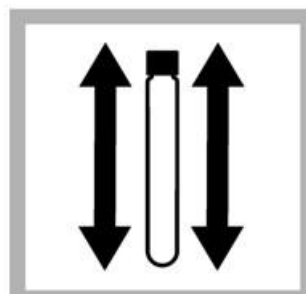
1. Calentar reactor a 103-106 °C (105°C)



1. Tomar 2 viales HR TNHDR y adicionar Nitrogen Persulfate Hidroxide



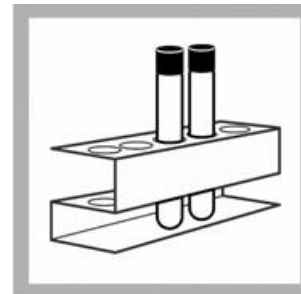
1. Adicionar 0.5 mL de muestra a un vial y al otro 0.5 mL de agua desionizada



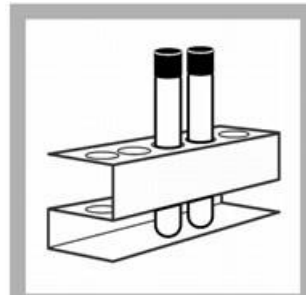
1. Invertir vigorosamente por 30 s.



1. Digerir por 30 min.



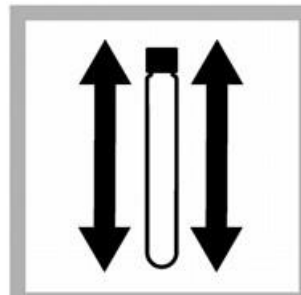
1. Enfriar a temperatura ambiente




1. Programa 394 N, Total HR TNT



1. Adicionar reactivo A




1. Invertir vigorosamente por 15 s (30 s)

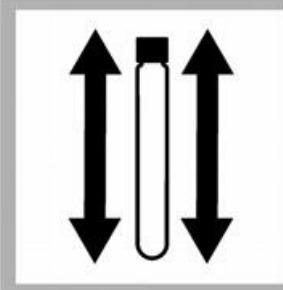


**03:00**


1. Reacción por 3 min



1. Adicionar reactivo B

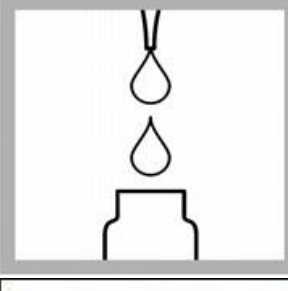


1. Invertir vigorosamente por 15 s

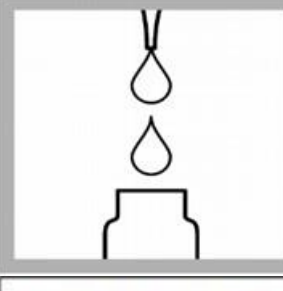


**02:00**

1. Reacción por 2 min



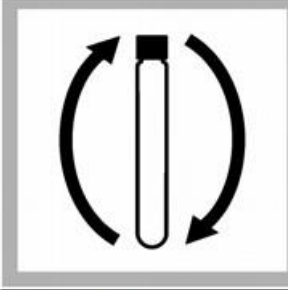
1. Tomar 2 viales de Total Nitrogen Reagent C




1. Adicionar 2 mL de la muestra digerida blanco a un vial.



1. Adicionar 2 mL de la muestra digerida al otro vial



1. Invertir lentamente los viales 10 veces



**05:00**

1. Reacción por 5 min

**Zero**

1. Colocar blanco y calibrar a cero

**Read**

20. Determinar NT



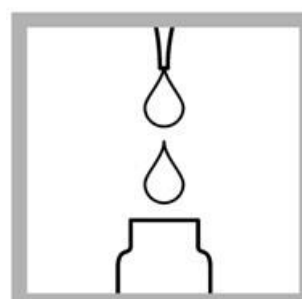
## Fósforo total (Método 10127. Rango: 1.0 -100 mg/L PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>)



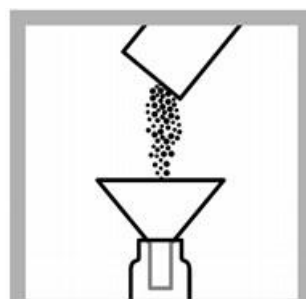
1. Calentar reactor a 150 °C



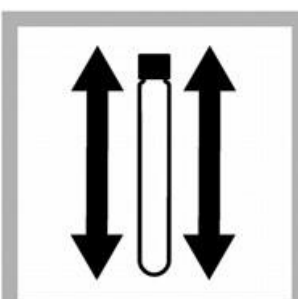
2. Tomar 2 viales Total Phosphorus Test N Tube



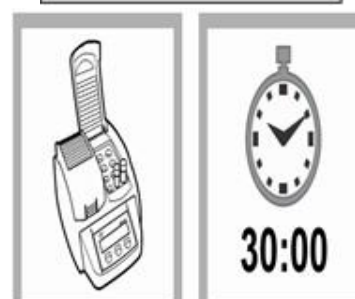
3. Adicionar 5 mL de muestra a un vial y al otro 5 mL de agua desionizada



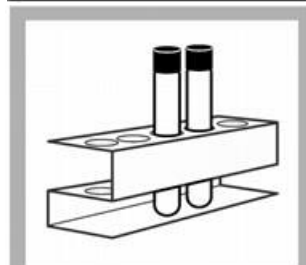
4. Adicionar Potassium Persulfate a cada vial



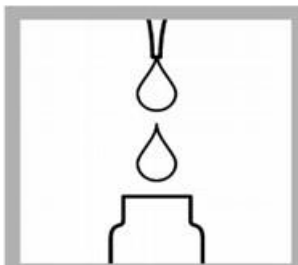
5. Agitar hasta disolver.



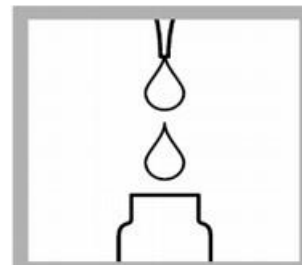
6. Digerir por 30 min.



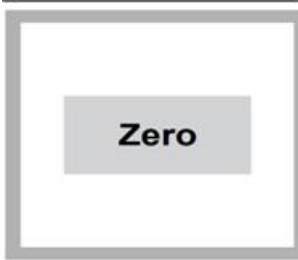
7. Enfriar a temperatura ambiente



8. Adicionar 2 mL de hidróxido de sodio 1.54 N a cada vial e invertir varias veces



9. Adicionar 0.5 mL de Molybdovanadate a cada vial e invertir



10. Reacción por 7  
min

11. Colocar blanco y  
calibrar a cero en  
programa 542 P

12. Determinar fósforo  
total

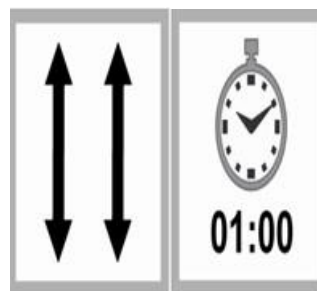
**Nitratos (Método 8039. Rango: 0.3 – 30 mg/L)**



1. Llenar dos celdas con 10 mL de muestra



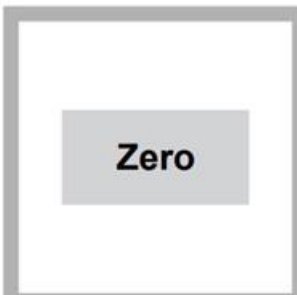
2. Adicionar a una celda Nitra Ver 5



3. Agitar vigorosamente por 1 min



4. Reacción por 5 min.



5. Colocar blanco y calibrar a cero en programa 355 N



6. Determinar nitratos

## Nitrógeno amoniacal (Método 10031. Rango: 0.4 – 50 mg/L)



1. Tomar 2 viales Am Ver



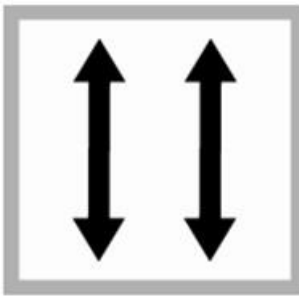
2. Adicionar 0.1 mL de muestra a un vial y al otro 0.1 mL de agua desionizada



3. Adicionar a los dos viales Ammonia Salicylate



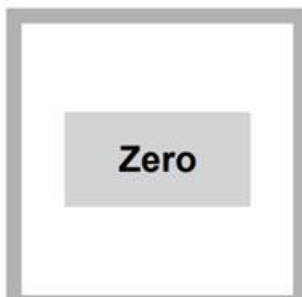
4. Adicionar a los dos viales Ammonia Cyanurate



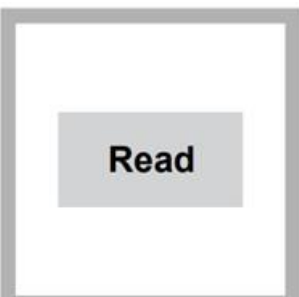
5. Cerrar e invertir varias veces para mezclar



6. Reacción por 20 min.



7. Colocar blanco y calibrar a cero en programa 343 N



8. Determinar nitrógeno amoniacal

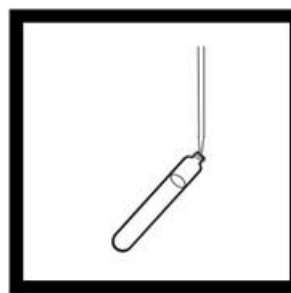
## Demanda Química de Oxígeno (Método 8000. Rango alto: 20– 1500 mg/L)



1. Homogeneizar la muestra.



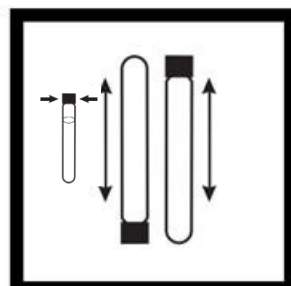
2. Calentar digester de DQO a 150°C.



3. Colocar 2 mL de muestra en un vial para la muestra.



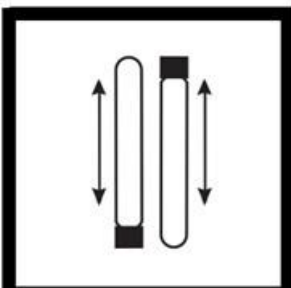
4. Colocar 2 mL de agua desionizada para el blanco.



5. Tapar los viales e invertir varias veces para agitar y homogeneizar (siempre tomarlos de la tapa ya que se calientan).



6. Colocar en el digester a 150° por 2 horas.

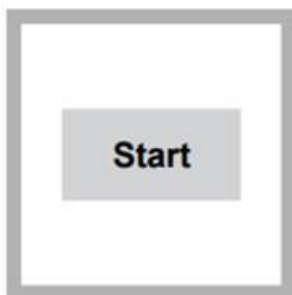


7. Transcurrido el tiempo invertir los viales de 3 a 5 veces y dejar en un lugar oscuro para atemperarlos.



8. Colocar programa 17, medir blanco (cero) y después leer las muestras.

## Sólidos Suspendidos Totales (Método 8006. Rango: 5– 750 mg/L)



1. Prepare programa 94 para medición de SST.



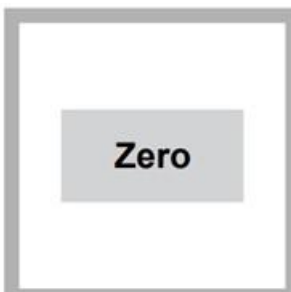
2. Homogeneizar la muestra.



3. Verter 10 mL de muestra dentro de una celda.



4. Llenar una segunda celda con 10 mL de agua desionizada.



5. Colocar blanco y calibrar a cero



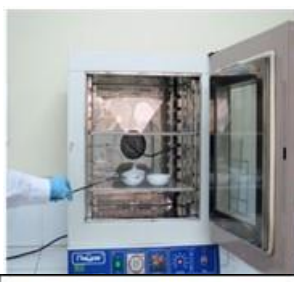
6. Homogeneizar la muestra y determinar SST.

## Sólidos Suspendidos Totales y Sólidos Suspendidos Volátiles (NMX-AA-034-SCFI-2015)<sup>1</sup>

- Preparación de cápsulas de porcelana



1. Introducir a la mufla a una temperatura de  $550^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$  (mínimo 20 min).



2. Transferirlas al horno a  $103^{\circ}\text{C}$  -  $105^{\circ}\text{C}$  (20 min).



3. Sacar y enfriar a temperatura ambiente dentro de un desecador mínimo 20 min.



4. Pesar las cápsulas y repetir el ciclo mufla-dsecador hasta obtener una diferencia  $\leq 0.0005$  g en dos pesadas consecutivas. Registrar como **m1** considerando para los cálculos el último valor de la masa.

---

<sup>1</sup> SCFI, (2015)



- Preparación de crisoles Gooch



5. Utilizar filtro de fibra de vidrio que adapte al dispositivo de filtración, con la ayuda de unas pinzas colocarlo con la cara rugosa hacia arriba en el dispositivo de secado y/o filtración (mojar el filtro con agua para asegurar que se adhiera perfectamente).



6. Introducirlos a la mufla a una temperatura de  $550^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$ , durante 20 minutos como mínimo. Sacar y enfriar a temperatura ambiente dentro de un desecador.



7. Transferirlos al horno a  $103^{\circ}\text{C} - 105^{\circ}\text{C}$  aproximadamente 20 minutos.



8. Pesar el dispositivo de filtración y/o soportes de secado y repetir el ciclo mufla-desecador hasta obtener una diferencia  $\leq 0.0005\text{ g}$  en dos pesadas consecutivas. Registrar como **m2**, considerando para los cálculos el último valor de la masa.



- **Preparación de la muestra**

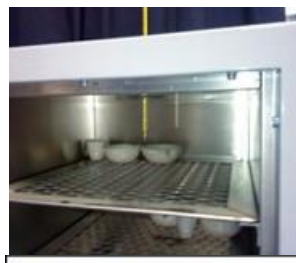
Las muestras deben estar a temperatura ambiente al realizar el análisis. Agitar las muestras para asegurar la homogeneización.



9. Medir con una probeta, un volumen adecuado de la cantidad seleccionada de muestra.



10. Filtrar la muestra a través del crisol Gooch, lavar la probeta y vaciar al filtro tres veces con 10 mL de agua.



11. Suspender el vacío y secar el crisol en la estufa a una temperatura de 103°C a 105°C (1 h).



12. Sacar el crisol, dejar enfriar en un desecador a temperatura ambiente y determinar su peso hasta alcanzar peso constante. Registrar como **m6**.



13. Introducir el soporte de secado con el filtro que contiene el residuo **m6** a la mufla a una temperatura de 550 °C ± 50 °C durante 15 min a 20 min.



14. Trasladar el soporte de secado con el filtro al horno a una temperatura de 105 °C ± 2 °C durante 20 min como mínimo.



15. Transferir el soporte de secado con el filtro al desecador y llevar a masa constante Registrar como **m7**.

- **Cálculos**

$$SST = \frac{m_6 - m_2}{V} * 1000000$$

$$SSV = \frac{m_6 - m_7}{V} * 1000000$$

Donde:

SST: Sólidos suspendidos totales (mg/L)

SSV: Sólidos suspendidos volátiles (mg/L)

$m_2$ : Masa del soporte de secado con el filtro antes de la filtración (g)

$m_6$ : Masa del soporte de secado (g)

$m_7$ : Masa del soporte de secado con el filtro después de la calcinación (g)

V: Volumen de la muestra en mL

## Demanda Bioquímica de Oxígeno (NMX-AA-028-SCFI-2001)<sup>2</sup>

- **Preparación de reactivos y patrones**

- *Agua:*

Debe entenderse agua que cumpla con las siguientes características:

- a) Resistividad, megohm-cm a 25°C: 0.2 mín.;
- b) Conductividad,  $\mu\text{S}/\text{cm}$  a 25°C: 5.0 máx., y
- c) pH: 5.0 a 8.0.

Para la preparación de las disoluciones a utilizar se necesitan los siguientes reactivos:

- Fosfato monobásico de potasio ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ )
- Fosfato dibásico de potasio ( $\text{K}_2\text{HPO}_4$ )
- Fosfato dibásico de sodio heptahidratado ( $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ )
- Cloruro de amonio ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ )
- Sulfato de magnesio heptahidratado ( $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ )
- Cloruro de calcio anhidro ( $\text{CaCl}_2$ )
- Cloruro férrico hexahidratado ( $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ )
- Ácido sulfúrico concentrado ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ )
- Hidróxido de sodio ( $\text{NaOH}$ )
- Sulfito de sodio ( $\text{Na}_2\text{SO}_3$ )
- 2-cloro-6 (triclorometil) piridina
- Glucosa grado patrón primario ( $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$ )
- Ácido glutámico grado patrón primario ( $\text{C}_5\text{H}_9\text{NO}_4$ )
- Ácido clorhídrico ( $\text{HCl}$ )
- Ácido nítrico ( $\text{HNO}_3$ )

### Preparación de disoluciones

- *Disolución amortiguadora de fosfato:*

Pesar aproximadamente 8.5 g de fosfato monobásico de potasio, 21.75 g de fosfato dibásico de potasio, 33.4 g de fosfato dibásico de sodio heptahidratado y 1.7 g de cloruro de amonio, disolver en 500 mL de agua y aforar a 1 L. El pH de la disolución debe ser de 7.2. Desechar el reactivo (o cualquiera de los siguientes reactivos) si hay algún signo de crecimiento biológico en el frasco de almacenamiento.

- *Disolución de sulfato de magnesio:*

Pesar aproximadamente 22.5 g de sulfato de magnesio heptahidratado, disolver en agua y diluir a 1 L.

- *Disolución de cloruro de calcio:*

Pesar aproximadamente 27.5 g de cloruro de calcio anhidro, disolver en agua y diluir a 1 L.

---

<sup>2</sup> SCFI, (2001)

- *Disolución de cloruro férrico:*  
Pesar aproximadamente 0.25 g de cloruro férrico hexahidratado, disolver en agua y diluir a 1 L.
- *Disolución de ácido sulfúrico (0.1N):*  
Agregar aproximadamente 2.8 mL de ácido sulfúrico concentrado a 500 mL de agua, mezclar bien y diluir hasta 1 L.
- *Disolución de hidróxido de sodio (0.1N):*  
Pesar aproximadamente 4.0 g de hidróxido de sodio, disolver en agua y diluir a 1 L.
- *Disolución de sulfito de sodio:*  
Pesar aproximadamente 1.575 g de sulfito de sodio, disolver en agua y diluir a 1 L. Esta disolución no es estable; por lo que debe prepararse diariamente.
- *Disolución patrón de glucosa-ácido glutámico:*  
Secar glucosa y ácido glutámico a 103°C durante una hora. Pesar aproximadamente y con precisión 150.0 mg de glucosa y 150.0 mg de ácido glutámico, diluir en agua y aforar a 1 L. Preparar inmediatamente antes de usarla. Esta disolución tiene una DBO<sub>5</sub> de 198 mg/L.
- *Disolución de cloruro de amonio:*  
Pesar aproximadamente 1.15 g de cloruro de amonio y disolver en 500 mL de agua, ajustar el pH a 7.2 con disolución de hidróxido de sodio y aforar a 1 L. La disolución contiene 0.3 mg N/mL.
- **Preparación de agua para dilución**
  - Determinar el volumen de agua desionizada a utilizar con base en los puntos de muestreo analizados, por cada punto de muestreo lo recomendable es hacer 5 repeticiones, más el blanco y el estándar, por lo tanto, dado que se tienen dos puntos de muestreo: influente y efluente se utiliza el volumen de agua desionizada para 12 vasos winkler (300 mL cada uno) que es 3600 mL o 3.6 litros (preparar 4.0 o 4.5 litros).
  - Con el dato del volumen de agua de dilución a preparar se determina la cantidad de reactivos a adicionar: añadir por cada litro de agua 1 mL de cada una de las siguientes disoluciones: disolución de sulfato de magnesio, disolución de cloruro de calcio, disolución de cloruro férrico, y disolución amortiguadora de fosfatos. Preparar el agua de dilución diariamente.

- Antes de usar el agua de dilución debe ponerse a una temperatura aproximada de 20°C. Saturar con oxígeno aireando con aire filtrado, libre de materia orgánica durante 1 h por lo menos. Debe medirse el oxígeno disuelto del agua de dilución antes de utilizarse, y esta debe cumplir con el rango de OD: 7.4 a 9.2 mg/L, en caso de no cumplirlo debe aerearse el agua durante más tiempo.
- Después de saturar con oxígeno se mide el oxígeno disuelto. Utilizar este procedimiento como una comprobación aproximada de la calidad del agua de dilución. Si la disminución de oxígeno disuelto del agua a los 5 días en el blanco excede de 0.2 mg/L, obtener agua de mejor calidad mejorando la purificación o usar agua de otra fuente. Es decir; al Incubar en un frasco Winkler lleno de agua de dilución (blanco o testigo) durante cinco días a 20°C, el consumo no debe ser mayor a 0.2 mg/L y preferiblemente no menor a 0.1 mg/L.
- Se agrega el volumen de muestra elegido en los frascos winkler limpios. En ausencia de datos previos, utilizar las siguientes diluciones (muestra y agua de dilución): de 0 % a 1 % para los residuos industriales fuertes, de 1 % a 5 % para las aguas residuales sedimentadas y crudas, del 5 % al 25 % para el efluente tratado biológicamente y del 25 % al 100 % para las aguas superficiales contaminadas.
- Hacer diluciones diferentes para cada punto de muestreo, para el influente (agua cruda) por ejemplo, se pueden hacer diluciones de 1, 2, 3, 4, y 5% para cada frasco winkler respectivamente (sólo no exceder el % recomendado de acuerdo con el tipo de agua), procurando que las diluciones en cada frasco sean proporcionales entre sí. En el caso del efluente también se hacen diluciones diferentes en cada frasco winkler proporcionales entre sí cuyo rango se encuentre entre el 5 y 25% sin exceder.
- Se ordenan los winkler: 5 de influente, 5 de efluente, el estándar y blanco.
- La preparación del estándar corresponde con: la disolución patrón de glucosa-ácido glutámico descrita en el apartado de preparación de disoluciones. Esta disolución tiene una DBO<sub>5</sub> de 198 mg/L, y se obtiene con una dilución del 2%, 0.02 en decimales, es decir 6 mL de disolución patrón glucosa-ácido glutámico y aforo con agua de dilución en el winkler.

- El blanco sólo es agua de dilución sin adición de muestra
- Colocas en cada frasco winkler la cantidad de muestra que corresponde para influente y efluente, y aforas con agua de dilución, para el blanco sólo agregas agua de dilución sin muestra y para el estándar se agrega la disolución patrón de glucosa-ácido glutámico.
- La forma correcta de llenar cada frasco winkler es inclinándolo a 45° y pegarlo directamente a la llave del recipiente que contienen el agua de dilución de tal manera que el agua escurra por la pared del frasco y no caiga directamente al winkler dado que provoca un burbujeo que afecta el análisis, llenar hasta la mitad del cuello del frasco winkler y tapar cada frasco.
- Se dejan en reposo de 10 a 15 minutos antes de incubar (15 minutos recomendado)
- Después del tiempo de reposo se mide el oxígeno disuelto en cada frasco. Retiras la tapa, colocas el agitador magnético y lo pones a mezclar colocando el sensor dentro del frasco y esperar a que se estabilice para realizar la medición. Enrollar parafina al medidor de OD, en caso de no ser el equipo especial para DBO<sub>5</sub> dado que éste debe estar bien sellado. Anotar todos los valores de OD como oxígeno disuelto inicial.
- Rellenar nuevamente los frascos winkler con agua de dilución (para los 10 frascos que contienen muestra, el blanco y el estándar) hasta la mitad del cuello del frasco, golpear ligeramente el frasco para deshacer cualquier burbuja que haya quedado y colocar el tapón de cristal, en caso de no contar con tapones se puede tapar cada frasco con un globo, si se coloca el tapón también se debe colocar el globo para evitar la fuga del oxígeno.
- Se incuban los frascos winkler por 5 días, al cabo de los 5 días se saca frasco por frasco de la incubadora y se mide el OD nuevamente con el mismo procedimiento para determinar OD inicial. Se registra el oxígeno disuelto final.
- Aplicar las fórmulas para obtener la DBO<sub>5</sub> Cuando se emplea una dilución:

$$DBO_5 \left( \frac{mg}{L} \right) = \frac{OD_i mg/L - OD_5 mg/L}{\% \text{ De dilución expresado en decimales}}$$

Donde:

$OD_i \text{mg/L}$ : es el oxígeno disuelto inicial.

$OD_5 \text{mg/L}$ : es el oxígeno disuelto al quinto día.

- De las 5 repeticiones en cada punto, los resultados deben ser muy parecidos, lo cual indica que el análisis se realizó correctamente, de los resultados de esas 5 repeticiones se obtiene un promedio.

## 9.4. PARÁMETROS DE CONTROL

### Índice volumétrico de lodos (IVL)

De acuerdo con lo establecido por CONAGUA (2019), éste se define como:

El volumen en mililitros ocupado por 1 gramo de sólidos en suspensión del licor mezclado (SSTLM figura 1), expresado en peso seco, después de sedimentar durante 30 min en una probeta graduada de 1000 mililitros. Como ejemplo; la concentración de SST es de 2 000 mg/L (2 g/L). Después de 30 min, el volumen de lodo es de 250 mL/L. Entonces, el volumen ocupado por un gramo después de 30 minutos es de:

$$IVL = \frac{250 \text{ mL/L}}{2 \text{ g/L}} = 125 \frac{\text{mL}}{\text{g}}$$



**Figura 9-17. Índice Volumétrico de Lodos en probetas de 1000 mL. Extraído de CONAGUA (2019).**

Por lo tanto, el IVL se obtiene mediante la siguiente ecuación:

$$IVL \left( \frac{\text{mL}}{\text{g}} \right) = \frac{\text{Volumen de lodos sedimentados a los 30 min} \left( \frac{\text{mL}}{\text{L}} \right)}{\text{Sólidos Suspendidos Totales (SST) en la mezcla inicial} \left( \frac{\text{g}}{\text{L}} \right)}$$

Para lodos con buenas características de sedimentación los valores típicos del IVL están comprendidos dentro del intervalo de 150 a 35 mL/g, con concentraciones de SST de 800 a 3 500 mg/Litro o su equivalente 0.8-3.5 g/L.

#### Importancia del parámetro:

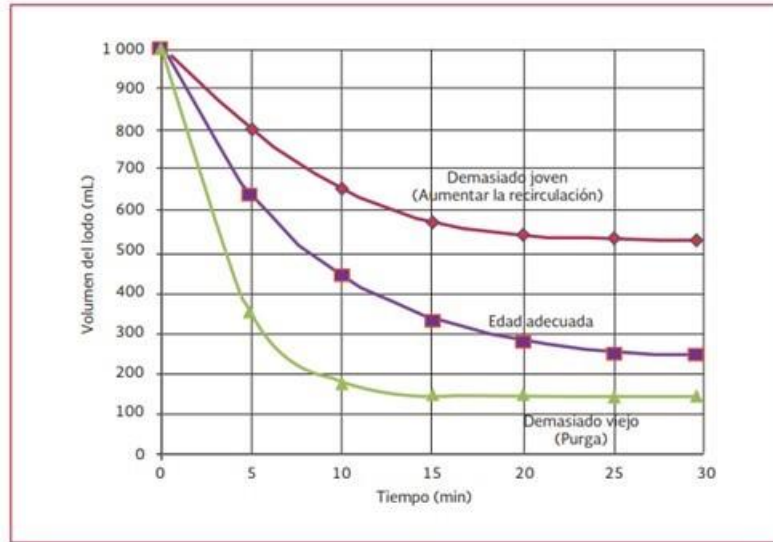
El IVL revela información valiosa, sin embargo, esto sucede cuando se realiza de forma correcta y tomando en consideración los siguientes aspectos:



- El comportamiento de los microorganismos no es igual en la mañana, al medio día, por la tarde o por la noche, esto hablando en términos del metabolismo, el cual está relacionado con la temperatura.
- Se debe establecer si se realizará una o varias veces al día
- Se deberá realizar a la misma hora todos los días, esto con la finalidad de que los resultados sean comparables, debido al comportamiento característico que presentan los microorganismos.
- Se deberá realizar a la sombra, ya que la temperatura afecta la velocidad de sedimentación, la viscosidad disminuye a medida que aumenta la temperatura, con lo cual aumenta la velocidad de sedimentación.
- Se deberá tomar el volumen del lodo cada cierto lapso de tiempo, por ejemplo, cada 3 o 5 minutos, con el fin de obtener una curva de sedimentabilidad, para lo cual, los resultados del volumen tomado cada cierto lapso de tiempo deben graficarse.
- Durante la prueba se podrá apreciar la forma del flóculo, su color y olor
- Al final de la prueba, el aspecto del sobrenadante también puede ayudar a tener una idea del tipo de lodo que existe en el tanque de aireación y de lo que se espera en el sedimentador secundario

Cuando se grafica el volumen de lodo con respecto al tiempo (30 min de duración de la prueba del IVL) se puede obtener lo que se presenta en la siguiente figura, donde:

- Línea roja; corresponde a un lodo esponjoso, de color café claro y que posiblemente sea de un lodo joven
- Línea violeta; representa a un lodo maduro, de flóculo bien formado, de color café achocolatado, con olor a tierra húmeda
- Línea verde; corresponde a un lodo viejo con características de excelente sedimentabilidad pero con un clarificado turbio. El color del lodo es de café oscuro o cercano a negro.



**Figura 9-18 Curva de sedimentación. Extraído de CONAGUA, (2019).**

### Relación alimento / microorganismos (A/M)

La carga de DBO es importante, dado que con este parámetro se calcula la cantidad de alimento que entra al sistema de lodos activados y que será asimilado por los microorganismos en el tanque de aireación, la cantidad de alimento que ingresa al proceso está definida por la siguiente ecuación<sup>3</sup>:

$$Carga\ orgánica\ (A)\ \left(\frac{kg}{día}\right) = Caudal\ \left(\frac{L}{día}\right) * DBO\ \left(\frac{kg}{L}\right)$$

El siguiente aspecto a considerar para determinar la relación A/M es la carga de microorganismos que se encuentran en el tanque de aireación y los cuales, serán los encargados de oxidar la materia orgánica presente en el agua residual, ésta carga se obtiene con la siguiente ecuación<sup>1</sup>:

$$Carga\ de\ microorganismos\ o\ carga\ de\ SSV\ (M)\ (kg) = Volumen\ del\ reactor\ (L) * SSV\ \left(\frac{kg}{L}\right)$$

Obtenidos los dos parámetros anteriores, se obtiene la relación A/M, la cual se calcula de la siguiente manera:

$$Relación\ \frac{A}{M} = \frac{Alimento\ que\ entra\ al\ sistema\ por\ día}{Masa\ de\ microorganismos\ en\ el\ tanque\ de\ aireación}$$

<sup>3</sup> Fuente: CONAGUA, (2019)

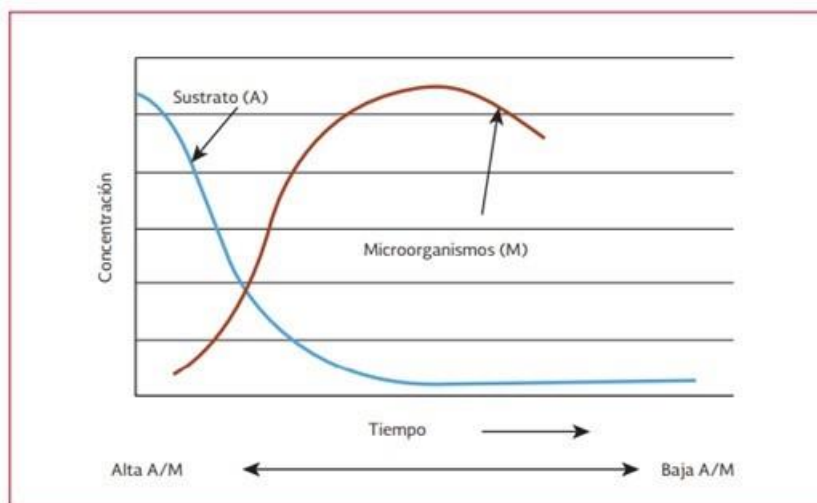
Por lo tanto:

$$\text{Relación } \frac{A}{M} \left( \frac{\text{kg DBO}}{\text{kg de SSV} * \text{día}} \right) = \frac{\text{Carga orgánica } (A) \left( \frac{\text{kg}}{\text{día}} \right)}{\text{Carga de SSV } (M) (\text{kg})}$$

### Importancia del parámetro:

El balance necesario para formar un buen lodo en el tanque de lodos activados y que este lodo sedimente correctamente cuando se encuentre en el clarificador, aunado a lograrse buena eficiencia de remoción de DBO, es decir; el mantenimiento del balance adecuado entre la DBO que entra al proceso y la cantidad de microorganismos que se tienen en el mismo, se controla con el parámetro denominado relación A/M (Alimento/Microorganismos), donde cabe señalar que esta relación variará de acuerdo con el proceso de tratamiento o modificación del mismo.

El parámetro A (alimento), no se puede controlar, sobre todo en aguas residuales municipales; en algunas industrias se puede tener cierto grado de control con un tanque de homogenización. El parámetro M (microorganismos) es la parte controlable de la relación A/M y se controla mediante la recirculación y purga de lodos activados. Si la relación A/M es demasiado alta, hay necesidad de disminuir la purga de lodos y aumentar la recirculación para que entren más microorganismos al sistema, si es muy baja, entonces se requiere aumentar la purga de lodos, para que disminuya la recirculación, y que entren menos microorganismos al sistema (CONAGUA, 2019), véase la figura siguiente:



**Figura 9-19 Relación Alimento/Microorganismos. Extraído de CONAGUA, (2019)**

Los valores de la relación A/M típicos para el proceso de lodos activados en modalidad convencional comprenden el rango entre 0.2-0.6, y para SSVLM (mg/L) el rango entre 1500-3000.

La CONAGUA (2019), establece que cuando se tienen:

#### **Relaciones A/M por debajo del límite inferior establecido de acuerdo con la modalidad de lodos activados**

La cantidad de alimento presente en el sistema es insuficiente para mantener el crecimiento de microorganismos, por lo que se ven obligados a vivir bajo el sistema de respiración endógena. Una célula de bacteria típica contiene un material citoplasmático rico en proteínas y ácido ribonucleico y es la principal porción de la célula que se metaboliza durante el proceso de respiración endógena. El residuo que queda del metabolismo endógeno está constituido principalmente por cápsulas celulares muy ligeras que resisten la sedimentación. Esta es la razón por la cual a relaciones bajas de A/M el lodo tiene unas características muy pobres para su sedimentación.

#### **Relaciones de A/M por arriba del límite superior establecido de acuerdo con la modalidad de lodos activados**

Hay un predominio de un tipo de microorganismos de naturaleza filamentosa (*Sphaerotilus*). Este tipo de colonias no decanta bien permaneciendo en suspensión casi continuamente. El lodo esponjado bajo estas condiciones es el que se denomina bulking.

#### **Purga de lodos (PL)**

De acuerdo con CONAGUA (2019), se ha establecido que con el tiempo la concentración de SSVLM en el reactor tiende a aumentar progresivamente, alejándose de la concentración de operación ideal en el sistema. Por lo que es necesario purgar diariamente el lodo en exceso que se ha producido. Esto hace que el control de la purga sea la primera herramienta de operación de una planta de lodos activados. La determinación de la purga de lodos se basa en la producción neta de biomasa por día y se calcula con la siguiente expresión:

$$Q_p = \frac{\Delta SSV - (Q_f * SSV_f)}{SSV_r - SSV_f}$$

Donde:

$Q_p$  = Gasto de purga de lodos (m<sup>3</sup>/día)

$\Delta SSV$  = Producción neta de biomasa (kg/día)

$Q_f$  = Gasto de agua residual tratada (m<sup>3</sup>/día)

$SSV_f$  = Sólidos suspendidos volátiles en el agua residual tratada ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )

$SSV_r$  = Sólidos suspendidos volátiles en la recirculación ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )

Ahora bien, en cuanto a la recirculación de lodos, se establece lo siguiente:

### **Recirculación de lodos (RL)**

La razón principal de regresar lodos del sedimentador secundario al tanque de aireación es la de mantener una concentración lo más constante de SSV en el mismo, ya que estos salen más rápido de lo que se reproducen, por lo que si no se realiza esta actividad de retorno se corre el riesgo de que en el reactor vaya disminuyendo paulatinamente la concentración de microorganismos, con lo cual se repercute finalmente en la calidad del agua tratada.

Es recomendable que la recirculación se realice en continuo, ya que de otra forma la concentración de SSVLM disminuirá paulatinamente y después aumentará drásticamente, en ambos casos nunca se tendrá la concentración adecuada de SSV en el reactor biológico provocando problemas en la calidad del agua tratada, principalmente en la remoción de materia orgánica. Además, de una excesiva acumulación de lodo en el sedimentador secundario. Una recirculación óptima depende de diversos factores, tales como: DBO del afluente, velocidad de reproducción celular, temperatura, SSVLM y SSV en la recirculación. Sin embargo, el operador tiene poco o ningún control sobre alguno de estos factores. A pesar de depender de estos factores, el gasto de recirculación puede calcularse basándose en requisitos de operación, variando de acuerdo con las estaciones del año. A continuación, se presenta la determinación del gasto de recirculación<sup>4</sup>:

$$Q_r = \frac{Q_i * SSVLM}{SSV_r - SSVLM}$$

Donde:

$Q_r$  = Gasto de recirculación  $\text{m}^3/\text{día}$

$Q_i$  = Gasto de entrada  $\text{m}^3/\text{día}$

$SSVLM$  = Sólidos suspendidos volátiles en el licor mezclado  $\text{kg}/\text{m}^3$

$SSV_r$  = Sólidos suspendidos volátiles en la recirculación  $\text{kg}/\text{m}^3$

## Oxígeno disuelto (OD)

Con base en lo establecido por CONAGUA, 2019:

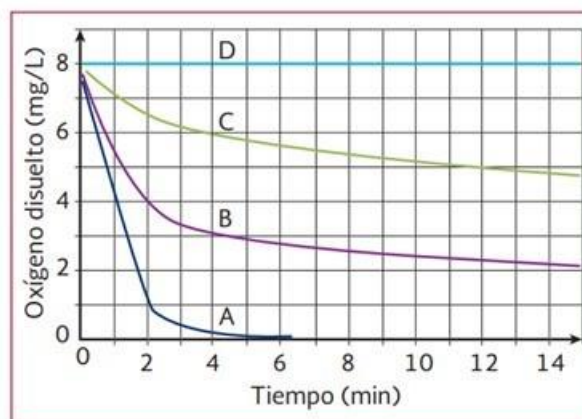
La variación temporal de la cantidad de materia orgánica presente en el agua residual hace que se tenga también una variación en la cantidad de oxígeno que se debe proporcionar al tanque de aireación para mantener, así la concentración deseada de los parámetros de control. En lugares con climas extremos (norte del país) en el verano la actividad bacteriana aumenta y se requiere mayor cantidad de oxígeno; además, como la temperatura del agua residual se incrementa, el valor de saturación del oxígeno en el agua disminuye, esto es la cantidad de oxígeno que puede ser transferido o disuelto en el agua es menor. Ambos fenómenos pueden dar como resultado que se requiera mayor cantidad de oxígeno en el sistema durante esta época para mantener la concentración de oxígeno disuelto (OD) residual requerido por el proceso. Durante el invierno, las temperaturas bajas pueden causar una disminución de la actividad bacteriana y un aumento en el valor de saturación. Lo que da como resultado que en los meses más fríos se reduzcan los requerimientos de aire en el sistema. Los niveles de oxígeno disuelto en el tanque de aireación son muy importantes para la operación; si el oxígeno disuelto es muy bajo, se inhibirá la actividad microbiana y la remoción de materia orgánica disminuirá. Concentraciones altas OD pueden afectar negativamente la sedimentación secundaria, debido a que la mezcla puede estar rompiendo los flóculos, sin embargo, un aspecto más importante es el de que se estará desperdiciando la energía y por lo tanto dinero. Ahora bien, si el proceso presenta un incremento de OD puede deberse a una mortandad alta de microorganismos. Una caída brusca del OD indica que una gran cantidad de materia orgánica ingresó al sistema, por lo que se recomienda tener oxígeno disuelto residual de 1 a 2 mg/L en el aireador. Con lo cual se asegura un poco más del oxígeno que están utilizando las bacterias. El OD residual servirá para satisfacer las variaciones normales de la demanda de oxígeno.

Para monitorear el estado o nivel de actividad de los microorganismos se emplea una prueba simple, pero valiosa, que es la de consumo de oxígeno. Su determinación es fácil y rápida, y permite al operador conocer la actividad microbiana en el aireador, midiendo su velocidad de consumo de oxígeno, empleando para esto un oxímetro, un frasco Winkler de un litro, una parrilla de agitación y un magneto para mantener el licor mezclado en suspensión durante el periodo de la prueba, que como máximo dura 15 minutos (figura 4). Las mediciones se pueden graficar (figura 5) y se pueden dar los diferentes comportamientos que se muestran en la gráfica, así se tiene que:

- a) Indica que la actividad microbiana es muy alta o que existen demasiados microorganismos o que en ese momento se recibió una alta carga orgánica
- b) Muestra un comportamiento ideal en el sistema, esto es, el consumo en los primeros minutos es alto, pero con el tiempo es asintótico y sin llegar a un valor de cero
- c) El consumo de oxígeno es lento y rápidamente se hace asintótico, lo que denota que puede haber pocos microorganismos, o que presentan una toxicidad crónica, que está limitando su respiración
- d) Si no existe consumo de oxígeno, la actividad microbiana es nula, esto indica que pudo ocurrir una toxicidad aguda
- e) Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)



**Figura 9-20 Prueba de consumo de oxígeno. Extraído de CONAGUA, (2019)**



**Figura 9-21 Consumo de oxígeno. Extraído de CONAGUA, (2019)**

Entonces, la importancia de determinar el OD radica en que, si este valor es bajo, se inhibirá la actividad microbiana y la remoción de materia orgánica disminuirá,

por lo tanto, la prueba de consumo de OD tiene como función, determinar el nivel de actividad de los microorganismos.



## pH

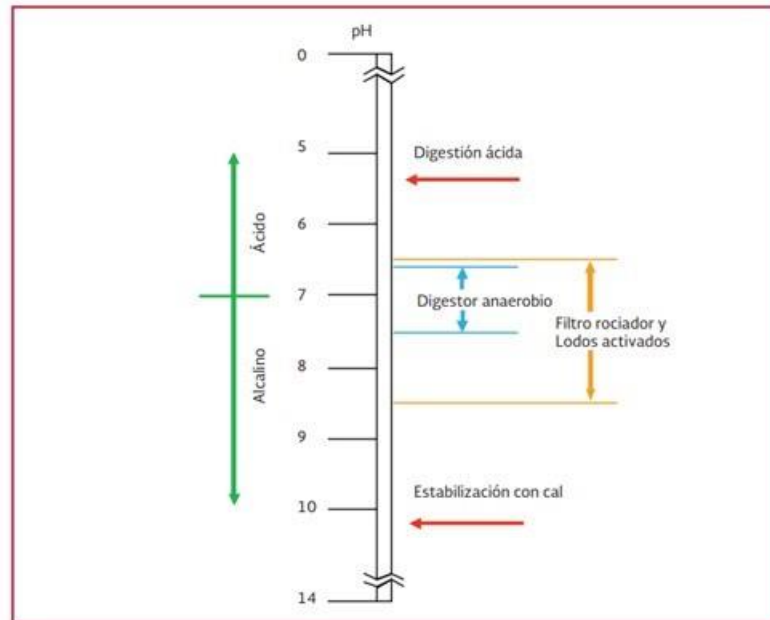
Con el fin de asegurar la actividad y el desarrollo de los microorganismos que son de interés en el proceso de lodos activados es indispensable que el agua residual a tratar, así como el sistema en el tanque de aireación se mantengan en un pH entre 6.0 y 8.5 unidades siendo este rango el óptimo para el desarrollo de los microorganismos, no obstante, las bacterias pueden sobrevivir en el rango de pH entre 5.0 y 10.0 pero no reproducirse. Por tal motivo es necesario que el pH del afluente a la planta y del tanque de aireación (donde se lleva a cabo el proceso de remoción de materia orgánica principalmente) se registren diariamente para de esta manera conocer si se reciben ocasionalmente descargas que se salgan de los valores mencionados y si es así realizar las acciones de control necesarias para evitar problemas en el sistema de tratamiento.

Bajo esta premisa, los análisis de acidez y alcalinidad dan la información necesaria para determinar la capacidad amortiguadora del agua cruda y del agua tratada de la planta de tratamiento. Además, uno de los subproductos de la degradación biológica de la materia orgánica es el dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) que puede formar ácido carbónico ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ) cuando se mezcla con el agua, y puede bajar el pH, si las aguas residuales no tienen la suficiente alcalinidad para amortiguar la formación del ácido<sup>4</sup>.

Por ejemplo, en un tipo de agua que presente una buena alcalinidad el descenso de pH varía de 0.2 a 0.5 unidades, esto es, agua residual de entrada con respecto a la tratada (influyente y efluente del proceso de tratamiento). Lo mencionado anteriormente es de suma importancia ya que si el agua residual tiene un origen industrial y por lo tanto un alto o bajo pH muy probablemente requerirá neutralización. En el caso de recibir aguas residuales ácidas, lo más conveniente es utilizar cal para su neutralización, por su bajo costo. Un factor más por el cual es necesario, controlar el pH, es debido a que por debajo de 6.5, los hongos predominan sobre las bacterias y con ello se tendrá una baja remoción de DBO y una pobre sedimentación.

Otro aspecto a tomar en cuenta con respecto a lo que establece CONAGUA (2019), es que, a valores altos de pH (pH básico), los nutrientes tales como el fósforo empiezan a precipitar, y por lo tanto ya no puede ser utilizado por las bacterias; lo cual da como resultado una baja remoción de la demanda bioquímica de oxígeno. Cuando el agua es alcalina, la producción de  $\text{CO}_2$  en el sistema puede ser suficiente (dado que el  $\text{CO}_2$  en contacto con el agua genera ácido carbónico que genera cierta disminución de pH), pero si no es el caso, será necesario adicionar ácido sulfúrico o clorhídrico para disminuir el pH, sin embargo, dados los costos de estos aditivos pueden hacerlo prohibitivo. Es de suma importancia tener en cuenta que en condiciones extremas por arriba o por abajo

del rango de 5.0 a 10.0, la población biológica de la planta morirá. La figura 6 presenta la relación del pH con procesos biológicos.



**Figura 9-22 Escala de pH y procesos biológicos. Extraído de CONAGUA, (2019)**

### **Importancia de la determinación del oxígeno disuelto y pH en el reactor anóxico**

La desnitrificación que tiene lugar en el tanque anóxico, consiste en la reducción biológica del nitrato a óxido nítrico, óxido nitroso y nitrógeno gas, utilizando nitritos y nitratos como aceptores de electrones en lugar de oxígeno, los microorganismos aerobios facultativos llevan a cabo el proceso de desnitrificación y en consecuencia la remoción de nitrógeno es eficiente, por lo tanto, los valores típicos para mantener condiciones anóxicas adecuadas son iguales o inferiores a 0.1 mg/L de oxígeno disuelto, de ahí la importancia de controlar este parámetro en el reactor anóxico.

Ahora bien, en cuanto a las reacciones que se llevan a cabo para reducir el nitrito y nitrato a nitrógeno gas, se producen iones hidróxilo los cuales tienden a incrementar el pH del medio (reactor anóxico) con respecto a las reacciones que se llevan a cabo en el proceso de nitrificación (reactor aerobio) donde se generan protones  $H^+$  y por lo tanto una disminución de pH, dicho esto, es de suma importancia conocer el valor de pH de ambos reactores para tener una visión clara de que tan bien se está llevando a cabo el proceso de nitrificación-desnitrificación y claro el de mantener las condiciones adecuadas (en cuanto a valores de pH 6-8.5) para el óptimo desarrollo de los microorganismos. Con base en lo anterior se

establece que el pH del reactor anóxico con respecto al aerobio tenderá a ser mayor dados los productos que se generan en cada una de las reacciones que tienen lugar en el proceso.

## CAPÍTULO 10. REFERENCIAS

- Adams, C. E., Eckenfelder, W. W., & Hovious, J. C. (1975). A kinetic model for design of completely-mixed activated sludge treating variable-strength industrial wastewaters. *Water Research*, 9(1), 37–42. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(75\)90150-5](https://doi.org/10.1016/0043-1354(75)90150-5)
- Affam, A. C., Chung, W. C., & Swee, W. C. (2018). Can induced magnetic field enhance bioprocesses? - review. *MATEC web of conferences*, 203, 03007. <https://doi.org/10.1051/mateconf/201820303007>
- Alzate Marín, J. C. (2020). *Remoción biológica de nitrógeno por nitrificación y desnitrificación aeróbica en reactor de cargas secuenciales SBR*. Universidad Nacional de La Plata.
- Aonofriesl, F., & Petrosanu, M. (2007). Activated Sludge Bulking Episodes and Dominant Filamentous Bacteria at Waste Water Treatment Plant Constanța Sud (Romania). *Proc. Rom. Acad.*, 7–83.
- Arcos, Y. (2013). Microbiología de lodos activados. *Hechos Microbiol.*, 4(2), 117–122.
- Baker, J., & Judd, S. (1996). Magnetic amelioration of scale formation. *Wat. Res.* 30. Batanero Bernabeu, C., & Diaz Batanero, M. C. (2008). *Análisis de datos con statgraphics*. La Gioconda.
- Baker, J. S., & Judd, S. J. (1996). Magnetic amelioration of scale formation. *Water Research*, 30(2), 247–260. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(95\)00184-0](https://doi.org/10.1016/0043-1354(95)00184-0)
- Bertola, N. C., & Contreras, E. M. (2007). *Capítulo III.1. Cinética de Reacciones Biológicas*.
- Box, G. E. P., Stuart Hunter, J., & Hunter, W. G. (2008). *Estadística para investigadores: diseño, innovación y descubrimiento, segunda edición*. Reverte.
- Burek, P., Satoh, Y., Fischer, G., Kahil, M. T., Scherzer, A., Tramberend, S., Nava, L. F., Wada, Y., Eisner, S., Flörke, M., Hanasaki, N., Magnuszewski, P., Cosgrove, B., & Wiberg, D. (2016). *Water Futures and solution - fast track initiative (final report)*. <https://pure.iiasa.ac.at/13008>
- Cárdenas, Carmen, Landeta, Katina, Perruolo, Tomás, Angulo, Nancy, Yabroudi, Suher, Trujillo, Alberto, & Flores, Paola. (2014). Determination of kinetic constants for the design of biological treatment dairy effluent in batch system. *Revista Técnica de La Facultad de Ingeniería Universidad Del Zulia*, 37(1), 11–19.

- Carrera, J., Baeza, J. A., Vicent, T., & Lafuente, J. (2003). Biological nitrogen removal of high-strength ammonium industrial wastewater with two-sludge system. *Water Research*, 37(17), 4211–4221. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00338-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00338-5)
- Carta-Escobar, F., Pereda-Marín, J., Álvarez-Mateos, P., Romero-Guzmán, F., & Durán Barrantes, M. M. (2005). Aerobic purification of dairy wastewater in continuous regime. *Biochemical Engineering Journal*, 22(2), 117–124. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2004.09.009>
- Chin, C.-J. M., Chen, P.-W., & Wang, L.-J. (2006). Removal of nanoparticles from CMP wastewater by magnetic seeding aggregation. *Chemosphere*, 63(10), 1809–1813. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.09.035>
- Chudoba, J., Čech, J. S., Farkač, J., & Grau, P. (1985). Control of activated sludge filamentous bulking. *Water Research*, 19(2), 191–196. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(85\)90198-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(85)90198-8)
- Claros Bedoya, J. A. (2015). *ESTUDIO DEL PROCESO DE NITRIFICACIÓN Y DESNITRIFICACIÓN VÍA NITRITO PARA EL TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE CORRIENTES DE AGUA RESIDUAL CON ALTA CARGA DE NITRÓGENO AMONIACAL*. Universitat Politècnica de València.
- Coey, J. M. D., & Cass, S. (2000). Magnetic water treatment. *Journal of Magnetism and Magnetic Materials*, 209(1–3), 71–74. [https://doi.org/10.1016/S0304-8853\(99\)00648-4](https://doi.org/10.1016/S0304-8853(99)00648-4)
- Colic, M., & Morse, D. (1999). The elusive mechanism of the magnetic ‘memory’ of water. *Colloids and Surfaces. A, Physicochemical and Engineering Aspects*, 154(1–2), 167–174. [https://doi.org/10.1016/S0927-7757\(98\)00894-2](https://doi.org/10.1016/S0927-7757(98)00894-2)
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2019). *Manual de Agua Potable Alcantarillado y Saneamiento. Operación y Mantenimiento de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales: Lodos Activados*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT).
- Comisión Nacional del Agua [CONAGUA]. (2020). *Situación del Subsector Agua Potable, Drenaje y Saneamiento*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT].
- Dębowski, M., Krzemieniewski, M., & Zieliński, M. (2007). Constant Magnetic Field Influence on Stabilization of Excess Sludge with Fenton’s Reagent. *Polish Journal of Environmental Studies*, 16(1), 43–50.
- Effect of Magnetic Field in the Treatment of Textile Wastewater*. (2010). Faculty of Civil Engineering, Universiti Teknologi Malaysia.

- Funk, R. H. W., Monsees, T., & Ozkucur, N. (2009). Electromagnetic effects - From cell biology to medicine. *Progress in Histochemistry and Cytochemistry*, 43(4), 177–264. <https://doi.org/10.1016/j.proghi.2008.07.001>
- Gabrielli, C., Jaouhari, R., Maurin, G., & Keddou, M. (2001). Magnetic water treatment for scale prevention. *Water Research*, 35(13), 3249–3259. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00010-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00010-0)
- García Arrazola, R. (2007). *Políticas óptimas de operación de una planta de tratamiento biológico de aguas residuales por desnitrificación*. Universidad Iberoamericana Ciudad de México. Departamento de Ingeniería y Ciencias Químicas.
- Gerencser, V. F., Barnothy, M. F., & Barnothy, J. M. (1962). Inhibition of bacterial growth by magnetic fields. *Nature*, 196(4854), 539–541. <https://doi.org/10.1038/196539a0>
- Goldsworthy, A., Whitney, H., & Morris, E. (1999). Biological effects of physically conditioned water. *Water Research*, 33(7), 1618–1626. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00395-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00395-9)
- González, L. (2013). *Nitrógeno amoniacal, importancia de su determinación*.
- Grau, P., Dohányos, M., & Chudoba, J. (1975). Kinetics of multicomponent substrate removal by activated sludge. *Water Research*, 9(7), 637–642. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(75\)90169-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(75)90169-4)
- Gutiérrez López, A. N., & Ramírez Camperos, M. E. (2015). Efecto del campo magnético de densidad de flujo variable en la remoción de contaminantes en el proceso de lodos activados. *2º Congreso Nacional AMICA 2015. ASOCIACIÓN MEXICANA DE INGENIERÍA CIENCIA Y GESTIÓN AMBIENTAL, A.C. AMICA*.
- Hattori, S., Watanabe, M., Sasaki, K., & Yasuharu, H. (2002). *Biotechnology letters*, 24(1), 65–69. <https://doi.org/10.1023/a:1013869611352>
- Hausmann, K., Hülsmann, N., & Radek, R. (2003). *Protistology* (1a ed.). Schweizerbart'sche, E.
- Hayt, J., & William, H. (1974). E. (1974). *Engineering Electromagnetics*. McGraw-Hill.
- Hu, Z.-R., Wentzel, M. C., & Ekama, G. A. (2002). Anoxic growth of phosphate-accumulating organisms (PAOs) in biological nutrient removal activated sludge systems. *Water Research*, 36(19), 4927–4937. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00186-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00186-0)

- Iu, D., & Liptak, B. (1997). *Environmental Engineers' Handbook*. Taylor & Francis.
- Jiménez Cisneros, B. E. (. (2001). *La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada*. Limusa, Colegio de Ingenieros Ambientales de México, A.C. Instituto de Ingeniería de la UNAM y FEMISCA.
- Johan, S. (2003). *Effect of Magnetic Field on the Sedimentation of Suspended Solids of Sewage*. Universiti Teknologi Malaysia.
- Juárez, T., Villagra, A., López, S., Bocanera, M. I., & Navarro, A. (2002). Consideraciones sobre la taxocenosis de ciliados en un proceso de tratamiento de un efluente citrícola (Tucumán-Argentina). *Ecología En Bolivia* , 37(1), 59–69.
- Kamariah, M. S. (2006). *Subsurface flow and free water surface flow constructed wetland with magnetic field for leachate treatment*. Universiti Teknologi Malaysia.
- Kimball, G. C. (1938). The growth of yeast in a magnetic field. *Journal of Bacteriology*, 35(2), 109–122. <https://doi.org/10.1128/jb.35.2.109-122.1938>
- Krzemieniewski, M., Dębowski, M., Janczukowicz, W., & Pesta, J. (2004). Effect of the Constant Magnetic Field on the Composition of Dairy Wastewater and and W Domestic Sewage. *Polish Journal of Environmental Studies*, 13(1), 45–53.
- Lawrence, A. W., & McCarty, P. L. (1970). Unified basis for biological treatment design and operation. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, 96(3), 757–778. <https://doi.org/10.1061/jsedai.0001126>
- Łebkowska, M. (1991). *Wpływ stałego pola magnetycznego na biodegradację związków organicznych*. Politechniki Warszawskiej Warszawa.
- Łebkowska, Maria, Rutkowska-Narożniak, A., Pajor, E., & Pochanke, Z. (2011). Effect of a static magnetic field on formaldehyde biodegradation in wastewater by activated sludge. *Bioresource Technology*, 102(19), 8777–8782. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.07.040>
- Łebkowska, Maria, Rutkowska-Narożniak, A., Pajor, E., Tabernacka, A., & Załęska-Radziwiłł, M. (2018). Impact of a static magnetic field on biodegradation of wastewater compounds and bacteria recombination. *Environmental Science and Pollution Research International*, 25(23), 22571–22583. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1943-0>
- Lee, D. S., Jeon, C. O., & Park, J. M. (2001). Biological nitrogen removal with enhanced phosphate uptake in a sequencing batch reactor using single

sludge system. *Water Research*, 35(16), 3968–3976.  
[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00132-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00132-4)

- Liboff, A. R., Cherng, S., Jenrow, K. A., & Bull, A. (2003). Calmodulin-dependent cyclic nucleotide phosphodiesterase activity is altered by 20 microT magnetostatic fields. *Bioelectromagnetics*, 24(1), 32–38.  
<https://doi.org/10.1002/bem.10063>
- Liboff, A. R., Smith, S. D., & McLeod, B. R. (1987). Experimental evidence for ion cyclotron resonance mediation of membrane transport. En *Mechanistic Approaches to Interactions of Electric and Electromagnetic Fields with Living Systems* (pp. 109–132). Springer US.
- Lipus, L. C., Ačko, B., & Hamler, A. (2011). Electromagnets for high-flow water processing. *Genie Des Procèdes [Chemical Engineering and Processing]*, 50(9), 952–958. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2011.07.004>
- Liu, B., Gao, B., Xu, X., Hong, W., Yue, Q., Wang, Y., & Su, Y. (2011). The combined use of magnetic field and iron-based complex in advanced treatment of pulp and paper wastewater. *Chemical Engineering Journal (Lausanne, Switzerland)*: 1996, 178, 232–238.  
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.10.058>
- Liu, Y.-Q., 1 Faculty of Engineering and the Environment, University of Southampton, Southampton, SO17 1BJ, United Kingdom, Suhartini, S., Guo, L., & Xiong, Y. (2016). Improved biological wastewater treatment and sludge characteristics by applying magnetic field to aerobic granules. *AIMS bioengineering*, 3(4), 412–424. <https://doi.org/10.3934/bioeng.2016.4.412>
- Lychagin, N. I. (1974). Changing properties of magnetized water. *Soviet Physics Journal*, 17(2), 229–233. <https://doi.org/10.1007/bf00890158>
- Mara, D., & Horan, N. J. (Eds.). (2003). *Handbook of water and wastewater microbiology*. Academic Press.
- Maret, G., & Dransfeld, K. (1977). Macromolecules and membranes in high magnetic fields. *Physica*, 86–88, 1077–1083. [https://doi.org/10.1016/0378-4363\(77\)90800-2](https://doi.org/10.1016/0378-4363(77)90800-2)
- Markov, M. S. (2007). Magnetic field therapy: a review. *Electromagnetic Biology and Medicine*, 26(1), 1–23. <https://doi.org/10.1080/15368370600925342>
- Martínez, V., & Beatriz, C. (2016). *Eliminación biológica de nutrientes en aguas residuales son alto contenido de nitrógeno amoniacal utilizando un reactor biológico secuencial*. UCrea Repositorio abierto de la Universidad de Cantabria.



- McKinney, R. E. (1963). Mathematics of complete-mixing activated sludge. *Transactions of the American Society of Civil Engineers*, 128(3), 497–524. <https://doi.org/10.1061/taceat.0008893>
- Metcalf, & Eddy. (1995). *Ingeniería de aguas residuales, tratamiento, vertido y reutilización*. McGraw-Hill.
- Mino, T., van Loosdrecht, M. C. M., & Heijnen, J. J. (1998). Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process. *Water Research*, 32(11), 3193–3207. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00129-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00129-8)
- Moeller, G., & Tomasini Ortíz, A. C. (2019). *Microbiología de lodos activados*. Coursehero. <https://www.coursehero.com/file/45410697/5Microbiologiadelodosactivadospdf/>
- Moeller, G. T. (2015). *Microbiología de lodos activados*.
- Moore, R. L. (1979). Biological effects of magnetic fields: studies with microorganisms. *Canadian Journal of Microbiology*, 25(10), 1145–1151. <https://doi.org/10.1139/m79-178>
- Muda, K., & Nulhazwany, A. . (2016). *Effect of Magnetic Field in the Treatment of Textile Wastewater*. Faculty of Civil Engineering, Universiti Teknologi Malaysia.
- Nur Syamimi, Z., Muda, K., Sohaili, J., & Sillanpää, M. (2014). Optimization of activated sludge physical properties by magnetic field via response surface modeling. *Applied mechanics and materials*, 567, 98–103. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/amm.567.98>
- OECD environmental outlook to 2050: the consequences of inaction. (2012). *International Journal of Sustainability in Higher Education*, 13(3). <https://doi.org/10.1108/ijshe.2012.24913caa.010>
- Ontiveros, G. A., Alberto, L., & Campanella, E. A. (2010). *Evaluación del Comportamiento de PPCP's en Dos Procesos: Ludzack-Ettinger y Ludzack-Ettinger Modificado*. <http://repositorioslatinoamericanos.uchile.cl/handle/2250/1884131>
- Organización Mundial de las Naciones Unidas (ONU) Agua. (2015). *Wastewater Management: A UN-Water Analytical Brief*. [www.unwater.org/fileadmin/user\\_upload/unwater\\_new/docs/UN-Water\\_Analytical\\_Brief\\_Wastewater\\_Management.pdf](http://www.unwater.org/fileadmin/user_upload/unwater_new/docs/UN-Water_Analytical_Brief_Wastewater_Management.pdf)

- Orozco Jaramillo, Á. (2005). *Bioingeniería de Aguas Residuales*. Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental.
- Pedrique P, F., Aldana V, G., Rincón, N., & Bracho, N. (2007). Use of an experimental concentric anaerobic reactor to plug flow to treat brewing effluent. *Revista Técnica de La Facultad de Ingeniería Universidad Del Zulia*.
- Peña-Guzmán, C., Buitrago, D., & Luna, H. (2019). Influence of a low-frequency magnetic field on the growth of microorganisms in activated sludge. *Nature Environment and Pollution Technology; Karad, 18(2)*, 587–592. <https://search.proquest.com/docview/2240045631>
- Pesta, J., Zielinski, M., Dobrzynska, A., & Janczuowicz, W. (2002). Wpływ stałego pola magnetycznego na proces generowania rodników hydroksylowych w reakcji Fentona. *Chemik*.
- Pothakamury , U., Barletta , B., Barbosa , G., & Swanson , B. (1993). Inactivación de microorganismos en alimentos usando campos magnéticos oscilantes. *Revista Española de Ciencia y Tecnología de Alimentos, 33*, 479–489.
- Pulido, H. G., de la Vara Salazar, R., Carrasco, A. C., & Sánchez, M. O. (2008). *Análisis y diseño de experimentos*.
- Raffino, M. E. (2020). *Campo magnético. (Concepto.de, Recopilador) Argentina*. <https://concepto.de/campo-magnetico/>
- Raffo Lecca, E., & Ruiz Lizama, E. C. (2014). Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. *Industrial data, 17(1)*, 71. <https://doi.org/10.15381/idata.v17i1.12035>
- Ramalho, R. S. (1996). *Tratamiento de aguas residuales*. Reverte.
- Ramirez Camperos, E. (2018). *356361942-1Fundamentosdelprocesodelodosactivados-pdf.pdf - Capítulo II Fundamentos teóricos de lodos activados y aereación extendida*. Coursehero.com. <https://www.coursehero.com/file/58512586/356361942-1Fundamentosdelprocesodelodosactivados-pdfpdf/>
- Ramirez, M. & G. (2015). Efecto de campo magnético de densidad de flujo variable en la remoción de contaminantes en el proceso de lodos activados. *2º Congreso Nacional AMICA 2015*.
- Ramundo-Orlando, A., Morbiducci, U., Mossa, G., & D’Inzeo, G. (2000). Effect of low frequency, low amplitude magnetic fields on the permeability of cationic liposomes entrapping carbonic anhydrase: *I. Evidence for charged lipid*

involvement. *Bioelectromagnetics*, 21(7), 491–498.  
[https://doi.org/10.1002/1521-186x\(200010\)21:7<491::aid-bem2>3.0.co;2-#](https://doi.org/10.1002/1521-186x(200010)21:7<491::aid-bem2>3.0.co;2-#)

Robertson, L. (1995). Confirmation of “aerobic denitrification” in batch cultures, using gas chromatography and <sup>15</sup>N mass spectrometry. *FEMS microbiology ecology*, 18(2), 113–119. [https://doi.org/10.1016/0168-6496\(95\)00047-e](https://doi.org/10.1016/0168-6496(95)00047-e)

Rodriguez, E. (2012). *Biotechnología como herramienta de la gestión EDAR*. Grupo de Sevilla. (GBS).

Rosen, A. D. (2003). Mechanism of action of moderate-intensity static magnetic fields on biological systems. *Cell Biochemistry and Biophysics*, 39(2), 163–173. <https://doi.org/10.1385/CBB:39:2:163>

Rusanowska, P., Zieliński, M., & Dębowski, M. (2017). Impact of static magnetic field on efficiency of fine-bubble aeration of liquid. *Inżynieria Ekologiczna*, 18(2), 130–135. <https://doi.org/10.12912/23920629/68336>

Sandoval Yoval, L., & Mantilla Morales, G. (2015). Caracterización y tratabilidad de agua residual municipal/industrial por lodos activados. *SOCIACIÓN MEXICANA DE INGENIERÍA CIENCIA Y GESTIÓN AMBIENTAL, A.C. AMICA*.

Secretaría de Comercio y Fomento Industrial [SCFI]. (2001). *NMX-AA-028-SCFI-2001 Análisis de agua - determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO<sub>5</sub>) y residuales tratadas - Método de prueba (cancela a la NMX-AA-028-1981)*. Secretaría de Economía.

Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (SCFI). (2001). *NMX-AA-029-SCFI-2001. Análisis de aguas - Determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas- Método de prueba (Cancela a la NMX-AA-029-1981)*. Secretaría de Economía.

Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (SCFI). (2010). *NMX-AA-089/1-SCFI-2010. Protección al ambiente-Calidad del agua-Vocabulario-Parte 1 (Cancela a la NMX-AA-089-1-1986)*. Secretaría de Economía.

Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (SCFI). (2015). *NMX-AA-034-SCFI-2015. Análisis de agua-Medición de sólidos y sales disueltas, en aguas naturales residuales y residuales tratadas-Método de prueba (Cancela a la NMX-AA-034-SCFI-2001)*. Secretaría de Economía.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales., [SEMARNAT]. (2014). *El Medio Ambiente en México 2013-2014*. Gob.mx:8443.

[https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe\\_resumen14/06\\_agua/6\\_2\\_3.html](https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe_resumen14/06_agua/6_2_3.html)

StatPoint Technologies, I. (2010). *STATGRAPHICS® Centurion XVI*.

Subdirección de Hidrología, G. (2007). *Demanda Química de Oxígeno por refluo cerrado y volumetría*.

Szczęś, A., Chibowski, E., Hołysz, L., & Rafalski, P. (2011). Effects of static magnetic field on water at kinetic condition. *Genie Des Proceses [Chemical Engineering and Processing]*, 50(1), 124–127. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2010.12.005>

Tomska, A., & Wolny, L. (2008). Enhancement of biological wastewater treatment by magnetic field exposure. *Desalination*, 222(1–3), 368–373. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.01.144>

Tsuneda, S., Ohno, T., Soejima, K., & Hirata, A. (2006). Simultaneous nitrogen and phosphorus removal using denitrifying phosphate-accumulating organisms in a sequencing batch reactor. *Biochemical Engineering Journal*, 27(3), 191–196. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2005.07.004>

UNESCO. (2019). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos*. UN.

Universidad Nacional Autónoma de México [UNAM]. (2017). Course Hero. <https://www.coursehero.com/profile/PrivateMonkey5075/#/documents/course/6861194>

Universidad Nacional del Sur. (2014). Capítulo 8. Introducción a biorreactores. En *Reactores químicos y biológicos* (p. 18).

Universidad Politécnica de Valencia [UPV]. (2016). <https://www.youtube.com/watch?v=T3TMXlU3HpM&t=4s>

Valleza, D. (2015). Nanoválvulas de seguridad en bacterias. *Ciencia*, 38–47.

Vavilin, V. A. (1982). The theory and design of aerobic biological treatment. *Biotechnology and Bioengineering*, 24(8), 1721–1747. <https://doi.org/10.1002/bit.260240802>

Verma, A. K., Bhunia, P., & Dash, R. R. (2014). Carbonaceous organics removal kinetics in an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor treating physico-chemically pre-treated textile wastewater. *Desalination and Water Treatment*, 1–12. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.888687>

- Vilaseca Vallvè, M., & Gutiérrez, M. C. (2001). *Boletín INTEXTER*. Universidad Politècnica de Catalunya.
- Wahid, Z. A., Othman, F., & Sohaili, J. (2001). Electromagnetic technology on sewage treatment. *Malaysian Journal Of Civil Engineering*, 13.
- Wang, L. K., Shammass, N. K., & Hung, Y.-T. (Eds.). (2010). *Advanced biological treatment processes: Volume 9* (2009a ed.). Humana Press.
- Winkler, M., Coats, E. R., & Brinkman, C. K. (2011). Advancing post-anoxic denitrification for biological nutrient removal. *Water Research*, 45(18), 6119–6130. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.09.006>
- WWAP. (2012). *The United Nations World Water Development. Managing Water under Uncertainty and Risk*. Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO).
- WWAP. (2017). *Programa Mundial de la UNESCO de Evaluación de los Recursos Hídricos 2017. Aguas residuales: El recurso desaprovechado*. UNESCO.
- Yavuz, H., & Celebi, S. S. (2004). Influence of magnetic field on the kinetics of activated sludge. *Environmental Technology*, 25(1), 7–13. <https://doi.org/10.1080/09593330409355433>
- Yavuz, Hülya, & Çelebi, S. S. (2000). Effects of magnetic field on activity of activated sludge in wastewater treatment. *Enzyme and Microbial Technology*, 26(1), 22–27. [https://doi.org/10.1016/S0141-0229\(99\)00121-0](https://doi.org/10.1016/S0141-0229(99)00121-0)
- Zieliński, M., Cydzik-Kwiatkowska, A., Zielińska, M., Dębowski, M., Rusanowska, P., & Kopańska, J. (2017). Nitrification in activated sludge exposed to static magnetic field. *Water, Air, and Soil Pollution*, 228(4), 126. <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3316-6>
- Zielinski, M., Debowski, M., Krzemieniewski, M., Dudek, M., & Grala, A. (2014). Effect of Constant Magnetic Field (CMF) with Various Values of Magnetic Induction on Effectiveness of Dairy Wastewater Treatment under Anaerobic Conditions. *Pol. J. Environ. Stud.*, 23(1), 255–261.
- Zieliński, M., Hajduk, A., & Dębowski, M. (2017). Influence of static magnetic field on removal of biogenic compounds from dairy wastewater in sequencing batch reactor. *Inżynieria Ekologiczna*, 18(4), 7–12. <https://doi.org/10.12912/23920629/74970>
- Zornosa, A., Alonso, J., Serrano, S., Fajardo, V., Zorrilla, F., & Bernácer, I. (2010). *Estudio integrado del proceso de fangos activos. Análisis descriptivo de factores fisicoquímicos y biológicos implicados en su*

*dinámica. Documentación presentada en VII jornadas de Transferencia de Tecnología sobre Microbiología del fango activo.*