

**Universidad de Guadalajara
Centro Universitario de los Lagos**



**"Análisis y Modelado de Parámetros Biocinéticos de Lodos Activados
Provenientes de la Planta Municipal de Tratamiento de Aguas
Residuales de Lagos de Moreno"**

Tesis para obtener el Título de Ingeniero Bioquímico

Presenta:
Luis David Rodríguez Centeno

Director de Tesis:
M. en C. Gabriela Camarillo Martínez

Lagos de Moreno, Jal. 8 de noviembre de 2024

Dedicatoria

Agradecimientos

Quiero agradecer al personal presente en el laboratorio de bioquímica del Centro Universitario de los Lagos, pero en especial a la Mtra. Gabriela Camarillo por apoyarme con el espacio para la instalación de los reactores, así como el apoyo económico para la compra de los diversos materiales y reactivos necesarios durante la realización del presente proyecto.

También quiero agradecer de antemano al encargado de Agua Potable y Obras Públicas del H. Ayuntamiento de Lagos de Moreno, quien me facilitó el acceso a la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Municipal con el fin de obtener los lodos activados que sirvieron de inoculo para la puesta en marcha de los reactores.

Por último quiero agradecer a mi tío Tobías Centeno, que fue la persona que me acercó con el encargado de la dependencia correspondiente para pedir los lodos activados y el acceso a la PTAR del municipio.

Índice

Índice de figuras	i
Índice de cuadros	ii
Resumen	iii
Abstract	iv
I Introducción	1
II Antecedentes	2
2.1 Aguas residuales	2
2.1.1 Aguas residuales domésticas	4
2.1.2 Aguas residuales municipales	5
2.1.3 Aguas residuales industriales	6
2.1.4 Aguas residuales agropecuarias o agroindustriales	8
2.1.5 Aguas residuales de origen minero-metalúrgico	9
2.1.6 Aguas pluviales	9
2.2 Características de las aguas residuales	10
2.3 Características Físicas	11
2.3.1 Sólidos	12
2.3.2 Temperatura	20
2.3.3 Color	21
2.3.4 Olor	22
2.3.5 Conductividad	22
2.4 Características Químicas	23
2.4.1 Componentes Orgánicos	23
2.4.2 Componentes Inorgánicos	23
2.4.3 Gases	24
2.5 Características Biológicas	24
2.6 Muestreo	24
2.7 Límites máximos permisibles	24
2.8 Tratamiento de aguas residuales	24
2.8.1 Tratamientos biológicos	24

2.8.2 Procesos biológicos de cultivo en suspensión	24
2.8.3 Procesos biológicos de soporte sólido	24
2.9 Lodos Activados	24
2.9.1 Flóculos	25
2.9.2 Bulking filamentoso	25
2.10 Modelos matemáticos en el proceso de lodos activados	25
2.10.1 Modelo de Monod	25
2.10.2 Modelo de Arrhenius	25
2.11 Planta tratadora de aguas residuales municipal de Lagos de Moreno	25
2.12 MATLAB®	26
III Planteamiento del problema	27
IV Justificación	29
V Objetivos	30
5.1 Objetivo general	30
5.2 Objetivos particulares	30
VI Materiales	31
VII Resultados	32
VIII Discusión	33
IX Conclusiones	34
X Perspectivas	35
Referencias	36
Anexos	I
Siglas	XXII
Glosario	XXIII

Índice de figuras

1	Rutas de uso y disposición del agua para actividad humana	3
2	Número total de puntos de descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, suelo, barranca o grieta sin algún tipo de tratamiento previo.	5
3	Caudal de aguas residuales de tipo municipal generadas comparado al caudal de aguas que reciben algún tratamiento	6
4	Caudal de aguas residuales de tipo industrial generadas comparado al caudal de aguas que reciben algún tratamiento	7
5	Tipos principales de sistemas de recolección de aguas residuales municipales.	10
6	Vista transversal de una tubería de alcantarillado, donde se aprecia de manera general las condiciones de corrosión y generación de gases a las que es sometida habitualmente	12
7	Interrelación entre los tipos de sólidos presentes en las aguas residuales y los métodos de caracterización de cada uno de estos.	13
8	Cono Imhoff, usado para determinar la sedimentabilidad de los sólidos presentes en un litro de agua residual a caracterizar en un lapso de tiempo de 60 minutos. Las unidades son expresadas en mL/L.	14
9	Equipo de filtración al vacío utilizado para la determinación de sólidos suspendidos totales. Su diseño permite colocar y retirar fácilmente el filtro para su pesaje y secado posterior al filtrado de la muestra de agua residual.	17
10	Filtro comercial de fibra de vidrio diseñado específicamente para la determinación de SST. Existen diferentes tipos de filtros, variando el tamaño de poro de 1.0 a 1.5 μm , así como del material con el que son fabricados (siendo los de fibra de vidrio los más populares por su tamaño de poro y su costo). . .	18
11	Mapa general de Lagos de Moreno en donde se aprecian las principales Plantas de tratamiento en funcionamiento (tanto privadas como públicas) .	25
12	Imagen satelital de la planta municipal de tratamiento de aguas de Lagos de Moreno	26
13	Mapa de México dónde se muestra los niveles de sequía acorde a la intensidad al mes de abril del 2024	28

Índice de cuadros

1	Caudales habituales de agua residual de origen residencial descargada a los sistemas de recolección.	4
2	Variación entre el flujo y las características de ciertos residuos industriales representativos	7
3	Comparación de valores obtenidos en campo con los límites máximos permisibles en sistemas pecuarios	8

Resumen

Abstract

I Introducción

II Antecedentes

2.1 Aguas residuales

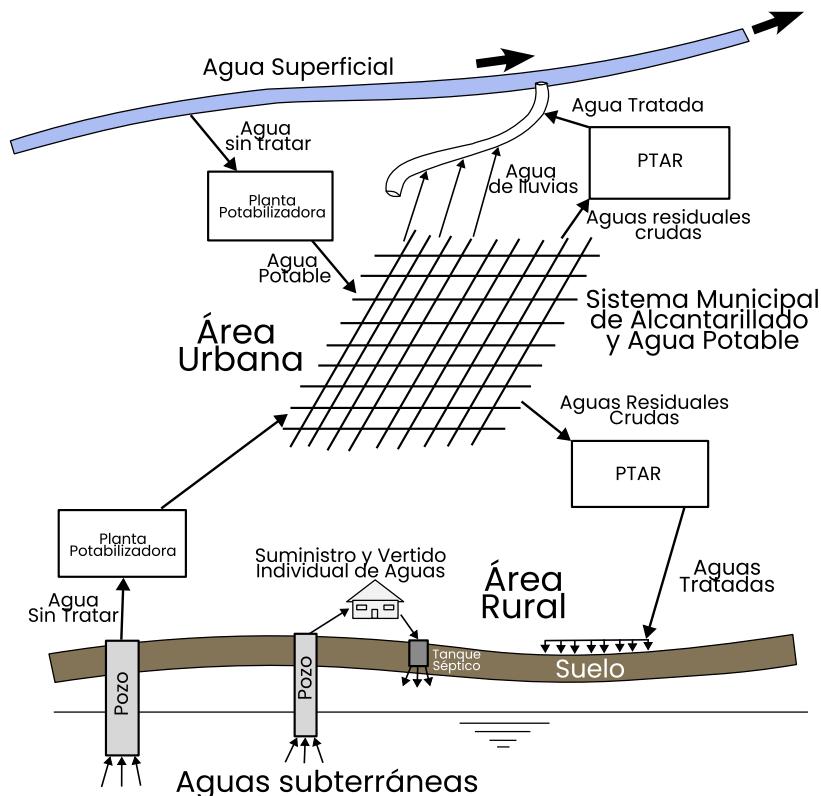
La provisión de los servicios de agua potable y de saneamiento es un factor significativo en la salud de la población, ya que evita que estos se expongan a los múltiples agentes patógenos disueltos en las fuentes de consumo disponibles. Por tal motivo, el acceso a estos servicios es crucial para la reducción de la mortalidad y morbilidad entre la población, sobre todo en poblaciones con alto índice de marginalidad (Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), 2023).

Las aguas residuales pueden estar constituidas por diversos constituyentes; dentro de los cuales se destacan los físicos, químicos y biológicos (Crites y Tchobanoglous, 2000). Es importante caracterizar los distintos tipos de aguas residuales antes de comenzar con algún proceso para la remoción de contaminantes.

Metcalf & Eddy (2004) definen el concepto de aguas residuales como: todas aquellas que, una vez son desechadas por cualquier actividad humana o provenientes de precipitaciones, son vertidas a un sistema de alcantarillado para su posterior tratamiento, o en los casos más comunes, son liberadas directamente en algún cuerpo de agua o sobre una superficie de terreno cualquiera (ver figura 1).

Antes de ser vertidas en algún cuerpo de agua o suelo, estas deben ser acondicionadas de acuerdo con los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) establecidos por las normativas presentes en cada país. La misión de estas normativas es mantener una estabilidad en los diferentes ecosistemas, así como el de reducir el número de afecciones a la salud de la población en general (Lazcano Carreño, 2016; Martínez Delgadillo, 1999). En el caso de México, la Comisión Nacional del Agua (Conagua) es la institución encargada de garantizar que se cumplan cada uno de los ECAs, así como el desarrollar un sistema de puntos de control y monitoreo según las necesidades propias de cada Región Hidrológico - Administrativa (RHA) (Ortiz Rendón y Cruz Gutiérrez, 2013).

Cabe destacar a este tema que, en la mayoría de países subdesarrollados, la aplicación de estas normativas rara vez se cumplen, resultando en problemas ambientales y de salud graves. La aparición de nuevas industrias locales artesanales y fabricas clandestinas no reguladas provocan un aumento en la cantidad de contaminantes disueltos, entre los cuales, gran parte son metales pesados y/o compuestos de difícil degradación Metcalf & Eddy (2004). Este problema de exacerbar cuando no se cuentan con sistemas de tratamiento para las aguas negras generadas por la población, contaminando las distintas fuentes de agua potable de la cuenca en cuestión.



Fuente: Adaptado de von Sperling (2007)

Figura 1: Rutas de uso y disposición del agua para actividad humana

A consecuencia de dichas problemáticas, en marzo del 2022, el congreso mexicano logró reformar la Norma Oficial Mexicana (NOM) NOM-001-SEMARNAT-1996, resultando la NOM-001-SEMARNAT-2021 (*ver Sección 2.7*); en tal reforma se actualizan los "límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación" (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), 2022), así como la especificación de cada una de las normas para la cuantificación de los distintos contaminantes a cuantificar y proporcionar sugerencias referentes a la calendarización, métodos de muestreo y contaminantes a analizar.

Según sea el caso de uso que recibe el agua es como se clasifica, siendo los principales: aguas residuales domésticas, aguas residuales industriales, aguas pluviales, aguas residuales de origen pecuario y agrícola; y por último las aguas residuales de origen minero-metalúrgico.

2.1.1 Aguas residuales domésticas

Esta categoría se encuentra conformada por todo aquel flujo de agua proveniente de los hogares. Entre los principales constituyentes se incluyen heces y orina de la población; desechos de mascotas, residuos orgánicos producidos por actividades culinarias, desechos de lavandería.

Crites y Tchobanoglous (2000) las describen como las provenientes de zonas residenciales, comercios, instituciones y espacios recreativos. Algunos de los caudales de descarga típicos se muestran en el cuadro 1. También resulta destacable el mencionar que estos caudales pueden llegar a variar con respecto a la época del año y las condiciones climáticas.

Cuadro 1: Caudales habituales de agua residual de origen residencial descargada a los sistemas de recolección.

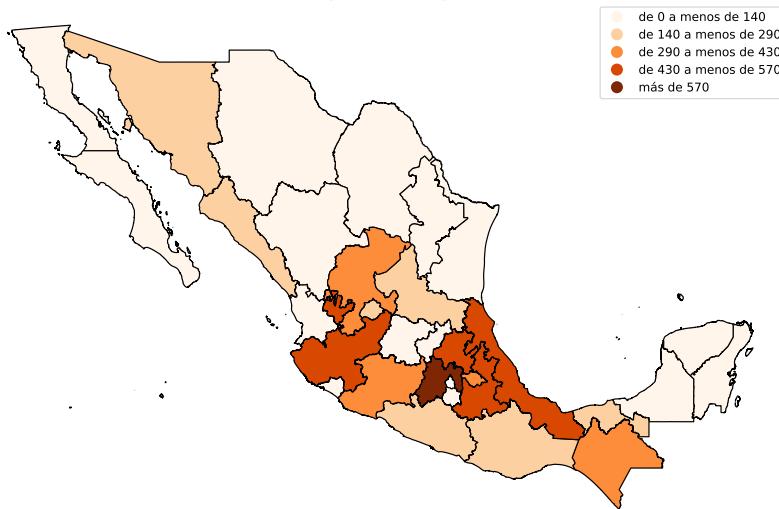
Fuente	Unidad	Caudal, L/unidad·d	
		Intervalo	Valor habitual
Apartamento			
Nivel alto	Persona	130–280	190
Nivel medio	Persona	190–300	250
Hotel	Huesped	110–210	170
Residencia individual			
Vivienda nueva	Persona	170–340	170
Vivienda vieja	Persona	110–190	150
Casa de veraneo	Persona	100–190	150
Motel			
Con cocina	Unidad	340–680	380
Sin cocina	Unidad	280–570	360
Zona de campamento	Persona	110–190	150

Fuente: Crites y Tchobanoglous (2000), cuadro 4.1 p.170.

Debido a esta naturaleza cambiante, Fair et al. (2008) sugieren que se cuente con planes de muestreo y análisis de las aguas residuales que son vertidas a los sistemas de alcantarillado, esto con la intención de establecer objetivos de control específicos acordes a las condiciones particulares de cada población. Como ejemplo práctico tenemos una comparativa entre Lagos de Moreno, con una población de 172403 habitantes contra una ciudad como Guadalajara, donde la población alcanza la cifra de 1.38 millones de personas (INEGI, nd). Mientras que en Lagos de Moreno apenas y se alcanza una décima parte de la población de Guadalajara, la cantidad de industrias locales no llega a alcanzar un punto de comparación, tanto en el rubro(siendo en Lagos el principal rubro el de

alimentación, producción agropecuaria y en menor medida la manufactura de piezas automotrices; mientras que en el caso de Guadalajara se destaca la producción automotriz, la manufactura de componentes eléctrico-electrónicos, cadena de suministro, y en ultimo lugar la producción de alimentos y bebidas), como en la carga laboral (Eunice, 2022; Gobierno de Jalisco, nd).

Puntos de descarga de aguas residuales



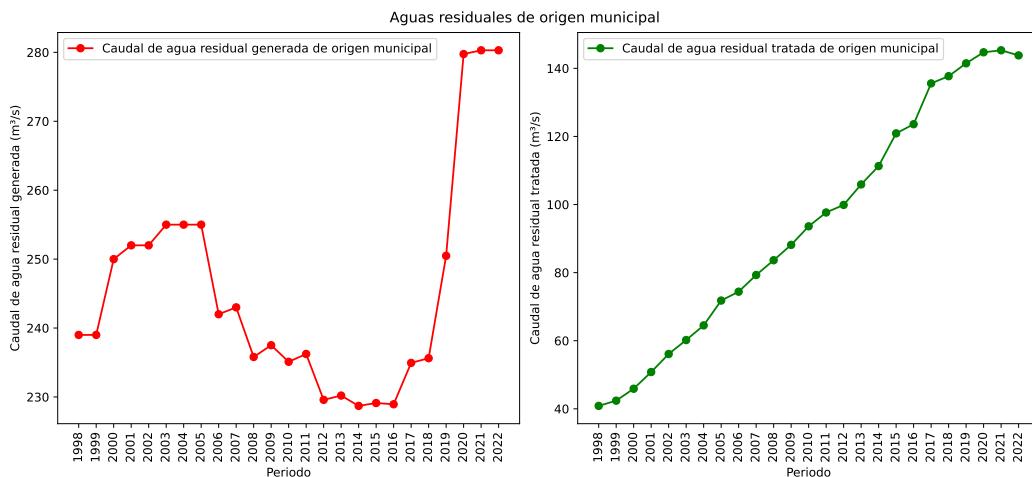
Fuente: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI) (2022)

Figura 2: Número total de puntos de descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, suelo, barranca o grieta sin algún tipo de tratamiento previo.

2.1.2 Aguas residuales municipales

Este tipo de aguas provienen de la mezcla de los efluentes domésticos, de las distintas actividades realizadas en las áreas urbanas (oficinas, tiendas, centros comerciales, restaurantes, actividades recreativas, etc.) y de las pequeñas industrias locales, las cuales aumentan la cantidad de contaminantes y sustancias indeseadas que dificultan su tratamiento mediante sistemas convencionales aplicados a pequeñas comunidades (Lazcano Carreño, 2016).

En 2020 la cobertura de alcantarillado a red pública o fosa séptica fue de 93.8 %. También se tiene la cobertura de acceso a los servicios de alcantarillado y saneamiento básico, que considera la población con drenaje conectado a la red pública, a fosa séptica o con desagüe a suelo, barranca, grieta, río, lago o mar (ver figura 2).



Fuente: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) et al. (2023)

Figura 3: Caudal de aguas residuales de tipo municipal generadas comparado al caudal de aguas que reciben algún tratamiento

Tomando en cuenta datos estadísticos del INEGI, las 2462 plantas en operación a lo largo del país, trataron 141.5 m³/s, es decir el 65.7 % de los 215.3 m³/s recolectados a través de los sistemas de alcantarillado. Para el año 2020, las 2786 plantas en operación trataron 144.7 m³/s, es decir el 67.2 % de los 215.4 m³/s (ver figura 3) en los sistemas de alcantarillado (Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), 2023).

2.1.3 Aguas residuales industriales

Este tipo de aguas provienen de las grandes industrias, a diferencia de las anteriores, estas se caracterizan por estar fuera de las zonas pobladas y debido a su alto contenido en partículas recalcitrantes, estas deben de recibir un tratamiento previo a ser vertidas a los sistemas de alcantarillado público. generalmente cuentan con un número elevado de metales pesados, pH extremo, altos niveles de materia orgánica, solventes y sustancias tóxicas (Lazcano Carreño, 2016).

La cantidad y composición de las diferentes sustancias contaminantes se ven relacionadas al tipo de proceso que se realiza, así como a la disposición que cada industria toma respecto al tratamiento de sus residuos (Hanchang, 2009).

Cuadro 2: Variación entre el flujo y las características de ciertos residuos industriales representativos

Industria generadora del residuo	Flujo en gal/unidad de producción			DBO5 en lb/unidad de producción			Solidos suspendidos en lb/unidad de producción		
	10 %	50 %	90 %	10 %	50 %	90 %	10 %	50 %	90 %
Pulpa y papel [†]	11000	43000	74000	17	58	110	26	105	400
Cartón [‡]	7500	11000	27500	10	28	46	25	48	66
Rastro [‡]	165	800	4300	3.8	13	44	3	9.8	31
Cervecería [§]	130	370	600	0.8	2	44	0.25	1.2	2.45
Curtido de pieles [¶]	4.2	9	13.6	575 ^{††}	975	1400	600 ^{††}	1900	3200

† Ton de papel producido; 1 Ton=907 Kg

‡ 1000 lb de peso sin sacrificar

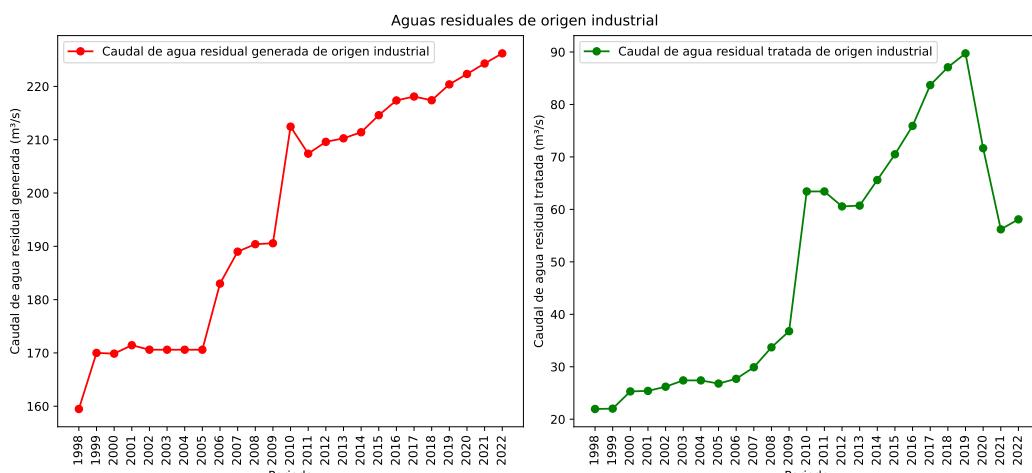
§ Barril de cerveza; 1 barril=0.164 m³

¶ Libras de pieles; sulfuros expresados como S varían de 260 mg/L (10 %) a 1230 mg/L (90 %)

†† En mg/L

Fuente: Eckenfelder (2000)

Si la zona de estudio cuenta con una amplia cantidad de industrias que descargan sus residuos directamente al sistema de alcantarillado público, resulta aún más importante la planeación y diseño de la planta de tratamiento, puesto que la carga de contaminantes, junto con los caudales de operación se ven alterados (von Sperling, 2007).



Fuente: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) et al. (2023)

Figura 4: Caudal de aguas residuales de tipo industrial generadas comparado al caudal de aguas que reciben algún tratamiento

Se cuentan con datos que en el año 2019, la industria trató 89.77 m³/s de aguas residuales, con un total de 3531 plantas en operación, mientras que, en el año 2020 el

caudal tratado y el número de plantas disminuyeron a 71.67 m³/s y 3307 respectivamente (Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), 2023).

2.1.4 Aguas residuales agropecuarias o agroindustriales

Son todos aquellos flujos de agua provenientes de cualquier actividad agrícola y pecuaria. Se encuentran constituidas por una gran cantidad de materia orgánica proveniente del estiércol y purines de los animales, residuos derivados del uso de pesticidas, fertilizantes y residuos farmacéuticos de uso veterinario (Lazcano Carreño, 2016).

Zambrano et al. (2009) destacan que este tipo de aguas residuales difieren según la forma en la que se tiene el ganado, la forma en que son eliminados los residuos y el estado en el que se encuentran estos. Al tener al ganado disperso en libre pastoreo, el riesgo de contaminación aumenta, ya que se depende de las condiciones hidrológicas del terreno para la dispersión de las excretas del ganado, contaminando así de manera difusa la cuenca en donde se encuentra la explotación y las cuencas aledañas por medio del arrastre de los contaminantes a través de escorrentías superficiales durante el temporal de lluvias. El tipo de residuos generados por las actividades pecuarias resultan similares a los del tipo doméstico, diferenciándose de los últimos en el volumen de agua con el que son desechados; generando como resultado directo la elevada carga de materia orgánica y sólidos en suspensión.

Cuadro 3: Comparación de valores obtenidos en campo con los límites máximos permisibles en sistemas pecuarios

Indicador	Valores <i>in-situ</i>	Límites máximos permisibles ¹
pH	7.2	6–9
DBO ₅ (mg/L)	335	—*
DQO (mg/L)	733	150
Conductividad eléctrica (S/cm)	1100	—*
Sólidos Suspensos (mg/L)	10.5	60
Nitrógeno total (mg/L)	42.9	25
Fósforo total (mg/L)	9.17	15

¹ Según datos de la NOM-001-SEMARNAT-2021

* Datos no contemplados dentro de la NOM-001-SEMARNAT-2021

Fuente: Adaptado de Pérez et al. (2005)

En relación al uso agrícola del agua, se tiene como sector prioritario por su impacto en el desarrollo económico y de salubridad, ya que gran parte de la alimentación mundial

depende del riego (Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), 2023). Gracias a la alta demanda en la producción agrícola es que el uso de agroquímicos y pesticidas ha aumentado a un ritmo alarmante, contaminando gran parte de las fuentes de agua potable con residuos potencialmente carcinógenos.

2.1.5 Aguas residuales de origen minero-metalúrgico

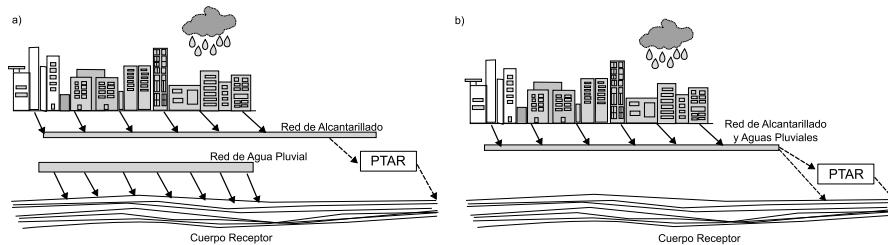
Los efluentes provenientes de la actividad minera son considerados los más tóxicos debido a su alto contenido en metales pesados como el plomo, mercurio, cadmio y zinc; además de metaloides antimonio y el arsénico. En países donde la mayor parte de las regulaciones son ignoradas o no son tan estrictas, la cantidad de estos elementos tóxicos supera con creces los límites máximos permitidos, dificultando aún más el tratamiento por medios convencionales. Debido a su alto número en compuestos abióticos, es necesario que este tipo de afluentes reciban un tratamiento anterior a la entrada de cualquier sistema de tratamiento biológico (Lazcano Carreño, 2016). La presencia de metales pesados en concentraciones elevadas puede provocar la acidificación del agua y generar condiciones adversas para la vida acuática. Además, la liberación de sustancias tóxicas puede tener impactos a largo plazo en los ecosistemas acuáticos y terrestres, afectando la biodiversidad y la calidad del suelo (Kamberović et al., 2012).

El tratamiento de aguas residuales minero-metalúrgicas a menudo requiere enfoques especializados. Las tecnologías convencionales de tratamiento de aguas residuales pueden ser insuficientes debido a la complejidad de los contaminantes presentes. Los métodos como la precipitación química, la coagulación-flocculación, la adsorción y la electrocoagulación se utilizan para la remoción eficiente de metales y compuestos tóxicos (Wu et al., 2017; Kamberović et al., 2012). La investigación continua en tecnologías emergentes, como la fitoextracción y la biorremediación, busca abordar de manera sostenible la problemática de las aguas residuales minero-metalúrgicas. Estas técnicas involucran el uso de plantas o microorganismos para absorber o degradar contaminantes, ofreciendo enfoques más ecológicos para la rehabilitación de sitios mineros contaminados (Sulimova y Litvinova, 2016).

2.1.6 Aguas pluviales

Aquellas aguas provenientes de las precipitaciones que terminan en las alcantarillas logran disminuir la carga orgánica que hay en el desagüe, sin embargo, el cambio en las concentraciones produce variaciones en las características fisicoquímicas del agua (Lazcano Carreño, 2016).

Para abordar estos problemas, se han implementado diversas estrategias de gestión de aguas pluviales, como la construcción de infraestructuras de retención de agua, la implementación de prácticas de diseño urbano sostenible y la promoción de sistemas de alcantarillado separados para aguas pluviales y aguas residuales. Estas medidas buscan minimizar la entrada de aguas pluviales en los sistemas de tratamiento de aguas residuales y reducir los impactos adversos asociados (EPA, 2023).



Fuente: von Sperling (2007)

Figura 5: Tipos principales de sistemas de recolección de aguas residuales municipales.

En este punto es necesario mencionar la importancia que tiene el diseño de los sistemas de alcantarillado público presentes en las ciudades, destacando los sistemas separados en contra de los sistemas combinados durante los temporales de lluvia, ya que estos evitan la sobresaturación de las plantas municipales en caso de tormentas torrenciales, reduciendo daños potenciales que afecten al funcionamiento de todo el sistema de tratamiento (von Sperling, 2007).

La creación de sistemas de alcantarillado separados para aguas pluviales y aguas residuales evita la sobrecarga de los sistemas de tratamiento de aguas residuales durante eventos de lluvia intensa (ver figura 5). Esto permite que las aguas pluviales fluyan directamente hacia cuerpos de agua locales sin pasar por plantas de tratamiento (Water Environment Federation, 2022).

Es importante señalar que la implementación de estas medidas puede variar según la ubicación geográfica y las características específicas de cada área. Las autoridades locales, agencias ambientales y organizaciones especializadas suelen ser fuentes valiosas de información sobre regulaciones y mejores prácticas adaptadas a contextos particulares.

2.2 Características de las aguas residuales

Gran parte de los sistemas de desagüe domésticos se encuentran compuestos por un 99.9 % de agua, dejando un 0.1 % compuesto principalmente por compuestos orgánicos e inorgánicos, sólidos suspendidos y disueltos junto con microorganismos. Debido a

la presencia de estos polulantes es que se requiere un tratamiento adecuado a fin de salvaguardar la ecología de los distintos ecosistemas, así como el reducir el número de muertes causadas por infecciones gastrointestinales causadas por el uso de aguas servidas como agua de riego en hortalizas (sobre todo en hortalizas que se desarrollan a nivel de suelo) (von Sperling, 2007).

Gran parte de estos contaminantes le otorgan características propias al agua residual, entre estas se destacan:

- Turbidez, causada por la presencia de sólidos suspendidos
- Olor, principalmente por la presencia de ácido sulfídrico, compuestos orgánicos volátiles y metano en caso de anaerobiosis.
- Color, principalmente colores verdes por la presencia de microalgas y microorganismos fotosintéticos; y negro, debido a la acumulación de ácido sulfídrico en las tuberías de desagüe y la ausencia de oxígeno.

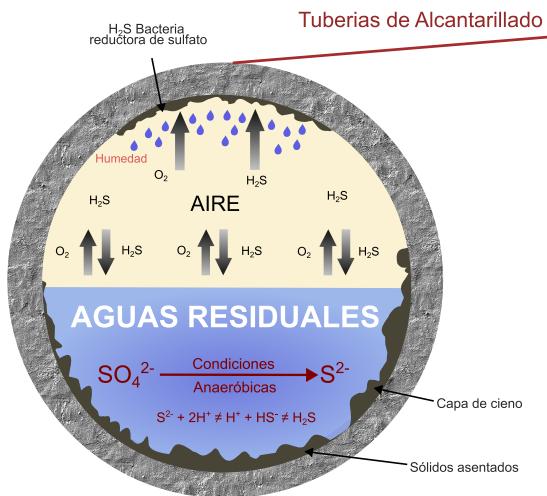
Estas características físicas son esenciales para la evaluación y el diseño de sistemas de tratamiento de aguas residuales, asegurando que estos sistemas sean eficientes y capaces de manejar la diversidad de aguas residuales que se encuentran en diversas fuentes.

De estos componentes generales se puede subdividir aún más en diferentes características, denotando como principales las que se enunciarán a continuación.

2.3 Características Físicas

Las características físicas de las aguas residuales se refieren a las propiedades físicas cuantitativas y cualitativas del agua que ha sido utilizada en diversas actividades humanas antes de su descarga al medio ambiente o su tratamiento. Estas características proporcionan información importante sobre la calidad y la naturaleza del agua residual (Metcalf & Eddy, 2004).

Algunas de las características que se mencionaron enseguida se ven influenciadas por el diseño y las características de los sistemas de recolección y transporte de las aguas servidas, siendo importante en estos la implementación de conceptos de hidráulica, materiales, ingeniería civil, planeación urbanística, etc.



Fuente: MSASA - Construction Solutions for Africa (nd)

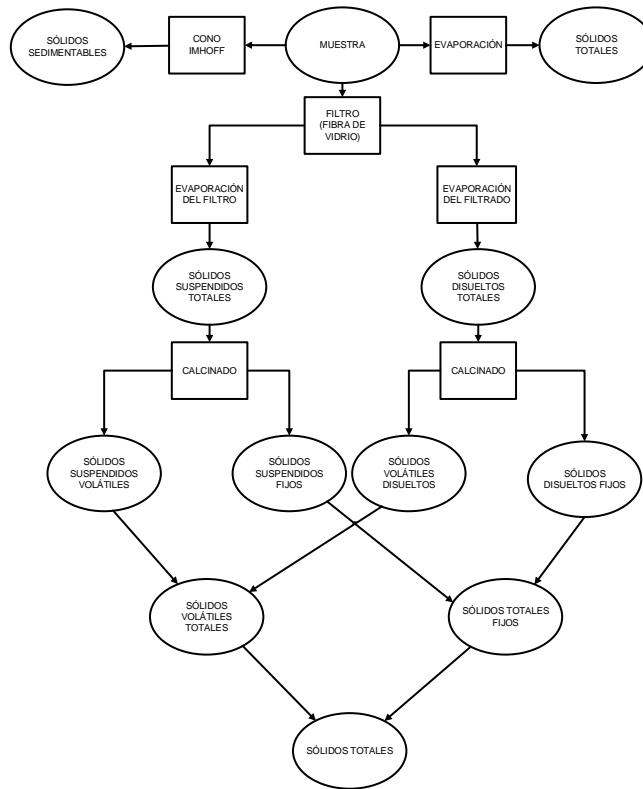
Figura 6: Vista transversal de una tubería de alcantarillado, donde se aprecia de manera general las condiciones de corrosión y generación de gases a las que es sometida habitualmente

Un ejemplo práctico de esto es el caudal de las aguas residuales, que es la cantidad de agua que fluye en un período específico, es una característica clave que determina la capacidad de carga de los sistemas de tratamiento. Este parámetro, medido en unidades como litros por segundo o metros cúbicos por segundo, es fundamental para dimensionar infraestructuras y garantizar un manejo efectivo de las aguas residuales en sistemas urbanos e industriales (Crites y Tchobanoglous, 2000). Al ser un sistema dinámico, se infiere que las condiciones dentro de los sistemas de alcantarillado pueden pasar de un extremo a otro en cuestión de segundos (sobre todo teniendo en cuenta que en los sistemas centralizados de alcantarillado suelen mezclarse los distintos tipos de aguas residuales ya mencionados anteriormente en el presente texto), por tal motivo las tuberías deben resistir condiciones de altas presiones, taponamientos por acumulación de residuos, generación de gases tóxicos, vibraciones y desplazamientos del terreno, entre un largo etcétera de factores ambientales (ver figura 6).

2.3.1 Sólidos

Uno de los principales componentes físicos presentes en las aguas residuales son los materiales sólidos dispersos por todo el afluente. El tamaño de estas partículas puede variar desde cabellos hasta materiales coloidales (Metcalf & Eddy, 2004). La clasificación de los distintos sólidos se realiza tomando en cuenta el estado y la naturaleza de los componentes de la muestra a analizar, además, varios de estos se pueden agrupar en

varios subgrupos en común según la fracción en la que se encuentran y el método por el cual se pueden determinar (ver figura 7); entre los que se identifican:



Fuente: Metcalf & Eddy (2004)

Figura 7: Interrelación entre los tipos de sólidos presentes en las aguas residuales y los métodos de caracterización de cada uno de estos.

- **Sólidos totales (ST)**

Se definen como los residuos que quedan después de que la muestra ha sido evaporada y secada a $105^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ durante 24 horas en un horno de calor seco (Secretaría de Economía, 2015)

Estos sólidos pueden clasificarse en dos categorías principales: sólidos suspendidos y sólidos disueltos. La suma de los sólidos suspendidos (SS) y los sólidos disueltos (SD) da como resultado los sólidos totales (ST) (Metcalf & Eddy, 2004). La expresión matemática para los sólidos totales se puede representar de la siguiente manera:

$$ST = SS + SD$$

Los sólidos totales son una medida importante de la calidad del agua y se utilizan en la evaluación de la carga contaminante en las aguas residuales y en la determinación de la eficiencia de los procesos de tratamiento. La cantidad y la composición de los sólidos totales pueden variar significativamente según la fuente del agua y las actividades humanas en la región.

En el tratamiento de aguas residuales, el control y la eliminación de los sólidos totales son aspectos clave para asegurar la eficiencia de los procesos de clarificación y sedimentación (Lazcano Carreño, 2016). Además, la medición de los sólidos totales es esencial para evaluar el rendimiento de las plantas de tratamiento y garantizar que los efluentes tratados cumplan con los estándares ambientales antes de ser descargados en cuerpos receptores o reutilizados.

- **Sólidos Sedimentables o Disueltos(SD)**

Los sólidos sedimentables (SD) son una fracción de los sólidos totales presentes en el agua que tiene la capacidad de sedimentarse en un periodo de tiempo determinado. Estos sólidos son partículas suspendidas en el agua que tienden a asentarse hacia el fondo de un recipiente bajo la influencia de la gravedad durante un período de reposo.

La medición de los sólidos sedimentables generalmente se realiza mediante un equipo específico, como el cono de Imhoff o embudo de Imhoff, que permite separar y medir los sólidos sedimentables después de un periodo de sedimentación estándar, comúnmente de 30 minutos a 1 hora (Metcalf & Eddy, 2004).



Fuente: Aquafish (2024)

Figura 8: Cono Imhoff, usado para determinar la sedimentabilidad de los sólidos presentes en un litro de agua residual a caracterizar en un lapso de tiempo de 60 minutos. Las unidades son expresadas en mL/L.

La presencia de sólidos sedimentables en el agua puede indicar la presencia de partículas más grandes que pueden afectar la claridad del agua y la eficacia de los procesos de tratamiento. El control de los sólidos sedimentables es importante en el diseño y operación de plantas de tratamiento de aguas residuales, ya que su acumulación en tanques y conductos puede afectar negativamente la eficiencia del sistema.

La expresión matemática para calcular los sólidos sedimentables se basa en la relación entre la cantidad de sólidos sedimentados y el volumen de agua examinado. La fórmula general es:

$$SD = \frac{P}{V} \times 1000$$

Donde:

- SD es la concentración de sólidos sedimentables en mililitros por litro (mL/L)
- P es el volumen de los sólidos sedimentados en mililitros (mL)
- V es el volumen total de la muestra de agua en mililitros (mL)

- **Sólidos Totales Volátiles (STV)**

Cantidad de materia orgánica e inorgánica que se volatiliza por efecto de la calcinación a $550^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$ (Secretaría de Economía, 2015).

Esta fracción incluye materia orgánica que puede ser biológicamente degradada. La medición de los sólidos totales volátiles es comúnmente utilizada en análisis de laboratorio para evaluar la cantidad de materia orgánica biodegradable presente en una muestra.

La fórmula para calcular los sólidos totales volátiles es:

$$STV = ST - SFI$$

Donde:

- STV es la concentración de sólidos totales volátiles
- ST es la concentración de sólidos totales
- SFI es la concentración de sólidos fijos (que no son volátiles)

La medición de los sólidos totales volátiles es esencial en el tratamiento de aguas residuales, ya que proporciona información sobre la cantidad de materia orgánica

presente en una muestra que podría ser biológicamente tratada. Cuantificar la cantidad de este tipo de sólidos es especialmente útil para evaluar la eficacia de los procesos biológicos en una planta de tratamiento de aguas residuales, donde la descomposición de la materia orgánica es fundamental para reducir la carga contaminante del agua residual.

- **Sólidos Fijos(SFI)**

Los sólidos fijos son una fracción de los sólidos totales presentes en una muestra de agua o lodo que no se vaporizan o no experimentan cambios significativos durante un proceso de calentamiento. Esta fracción incluye materia inorgánica y otras sustancias que no son volátiles a las temperaturas típicamente utilizadas en los análisis de laboratorio para medir los sólidos totales volátiles.

La fórmula para calcular los sólidos fijos es:

$$SFI = ST - STV$$

Los sólidos fijos incluyen minerales, sales inorgánicas y otras sustancias que no se evaporan durante el proceso de calentamiento. Estos sólidos proporcionan información sobre la carga inorgánica presente en la muestra y no son biodegradables a través de procesos biológicos en plantas de tratamiento de aguas residuales (Martínez Delgadillo, 1999).

- **Sólidos Disueltos Totales (SDT)**

Es el material soluble constituido por materia orgánica e inorgánica que permanece como residuo después de evaporar y secar una muestra previamente filtrada a través de un filtro de fibra de vidrio con poro de 1.5 µm a una temperatura de 105 °C ± 2 °C (Secretaría de Economía, 2015).

La fórmula general para calcular los sólidos disueltos totales es:

$$SDT = \frac{P}{V} \times 1000$$

Donde:

- SDT es la concentración de sólidos disueltos totales en miligramos por litro (mg/L) o partes por millón (ppm)

- P es el peso del residuo después de la evaporación en miligramos (mg)
- V es el volumen de la muestra de agua en litros (L)

Es importante destacar que la medición de los sólidos disueltos totales se realiza comúnmente en el análisis de la calidad del agua y es uno de los parámetros que se evalúan para determinar la idoneidad del agua para diferentes usos, como el consumo humano, la agricultura o la industria (Martínez Delgadillo, 1999; Lazcano Carreño, 2016).

- **Sólidos Suspendidos Totales (SST)**

Es 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 μm (ver figuras 9 y 10) secado y llevado a masa constante a una temperatura de $105^\circ\text{C} \pm 2^\circ\text{C}$ (Secretaría de Economía, 2015).



Fuente: Wiggens (2023)

Figura 9: Equipo de filtración al vacío utilizado para la determinación de sólidos suspendidos totales. Su diseño permite colocar y retirar fácilmente el filtro para su pesaje y secado posterior al filtrado de la muestra de agua residual.

La fórmula general para calcular los sólidos suspendidos totales es:

$$SST = \frac{P}{V} \times 1000$$

Donde:

- SST es la concentración de sólidos suspendidos totales en miligramos por litro (mg/L) o partes por millón (ppm)
- P es el peso del residuo sólido después del secado en miligramos (mg)
- V es el volumen de la muestra de agua en litros (L)

La presencia de sólidos suspendidos totales en el agua puede afectar la claridad del agua y tener implicaciones en la calidad del agua y en los procesos de tratamiento. Altas concentraciones de SST pueden causar turbidez y afectar negativamente a los organismos acuáticos al bloquear la luz y reducir la disponibilidad de oxígeno (Metcalf & Eddy, 2004).



Fuente: Lobov (2023)

Figura 10: Filtro comercial de fibra de vidrio diseñado específicamente para la determinación de SST. Existen diferentes tipos de filtros, variando el tamaño de poro de 1.0 a 1.5 μm , así como del material con el que son fabricados (siendo los de fibra de vidrio los más populares por su tamaño de poro y su costo).

La medición de los sólidos suspendidos totales es un parámetro comúnmente utilizado en el análisis de la calidad del agua y es esencial en la evaluación de la carga contaminante en las aguas residuales. También se utiliza en el monitoreo ambiental para evaluar el impacto de las descargas de aguas residuales en cuerpos de agua receptores y en la gestión de procesos de tratamiento de aguas residuales.

- **Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)**

Son aquellos sólidos suspendidos que se volatilizan en la calcinación a $550\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 50\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Secretaría de Economía, 2015). Los sólidos suspendidos volátiles consisten principalmente en materia orgánica que puede ser biodegradable y que se encuentra en partículas suspendidas en el agua. Esta fracción incluye compuestos orgánicos que, debido a su naturaleza, pueden evaporarse cuando se someten a un proceso de calentamiento.

La fórmula general para calcular los sólidos suspendidos volátiles es similar a la de los sólidos totales volátiles, y se expresa como:

$$SSV = \frac{P_1 - P_2}{V} \times 1000$$

Donde:

- SSV es la concentración de sólidos suspendidos volátiles
- P_1 es la peso del residuo sólido una vez secado en miligramos (mg)
- P_2 es el peso del residuo P_1 después de ser calcinado en miligramos (mg)
- V es el volumen de la muestra de agua en litros (L)

La medición de los sólidos suspendidos volátiles es significativa en el análisis de la calidad del agua, especialmente en el contexto del tratamiento de aguas residuales. La cuantificación de esta fracción proporciona información sobre la cantidad de materia orgánica volátil presente en las partículas suspendidas, lo cual es relevante para evaluar la biodegradabilidad de los sólidos suspendidos.

El control y la gestión de los sólidos suspendidos volátiles son importantes en las plantas de tratamiento de aguas residuales, ya que la eficiencia en la eliminación de esta fracción puede influir en la calidad del efluente tratado y en la carga contaminante que se descarga en los cuerpos de agua receptores (Martínez Delgadillo, 1999).

2.3.2 Temperatura

La temperatura de las aguas residuales es un aspecto relevante al momento de realizar cualquier proceso de tratamiento (sobre todo en procesos biológicos). Puede variar según el origen de las aguas residuales, siendo comúnmente influenciada por actividades industriales. La temperatura afecta directamente los procesos biológicos de tratamiento y puede tener implicaciones en la vida acuática del receptor final (Lazcano Carreño, 2016).

La actividad biológica en el sistema de lodos activados es directamente afectada por la temperatura. Por lo general es de apreciar que a temperaturas más altas, la velocidad de reacción biológica aumenta, lo que significa que los microorganismos pueden descomponer la materia orgánica de forma más eficiente. Como consecuencia directa de tal relación, los cambios bruscos de temperatura pueden alterar la comunidad microbiana y la eficiencia del tratamiento, por lo que mantener una temperatura constante dentro del rango adecuado es crucial para garantizar la estabilidad operativa (Martínez Delgadillo y Rodríguez Rosales, 2005).

Metcalf & Eddy (2004) establecen como rango óptimo de temperatura para la actividad biológica de entre 25 a 35 °C ya que en rangos superiores e inferiores la actividad microbiológica se ve afectada de la siguiente manera: por encima de los 50 °C la digestión aeróbica y la desnitrificación se interrumpen, por debajo de los 15 °C las bacterias metanogénicas reducen drásticamente su actividad y alrededor de los 5 °C las bacterias autotróficas-nitrificantes entran en estado de inactividad al igual que las quimioheterotróficas, que dejan de trabajar a partir de los 2 °C hacia abajo.

Otro aspecto a tomar en cuenta al momento de diseñar cualquier sistema de tratamiento es que la temperatura del agua influye en la capacidad del agua para retener oxígeno disuelto, lo cual condiciona directamente la velocidad con la que los microorganismos degradan la materia orgánica (ver ecuación 2.3.1). A temperaturas más altas, el oxígeno disuelto tiende a disminuir, lo que puede afectar la eficiencia de los procesos aerobios en el sistema de lodos activados. Se deben tomar medidas para asegurar un adecuado suministro de oxígeno (Crites y Tchobanoglous, 2000; Serway et al., 2007).

$$\frac{d(\ln k)}{dT} = \frac{E}{RT^2}$$

Donde:

k = constante de velocidad de reacción (2.3.1)

T = temperatura en Kelvin

E = constante característica de la reacción en J/mol

R = constante de los gases ideales, 8.314 J/mol

En general, gran parte de los autores concluyen que la temperatura óptima para el funcionamiento eficiente de un sistema de lodos activados suele estar en el rango de 20 a 30 grados Celsius. Temperaturas fuera de este rango pueden ralentizar las reacciones biológicas y afectar negativamente la calidad del efluente tratado.

2.3.3 Color

Crites y Tchobanoglous (2000) advierte que el color de las aguas residuales es una característica visual que puede proporcionar indicios sobre la presencia de sustancias orgánicas, metales pesados o compuestos específicos. La evaluación del color resulta en otro aspecto importante del monitoreo de la calidad del agua y del rendimiento de los procesos de tratamiento.

También Lazcano Carreño (2016) afirma que aunque el color en sí mismo no afecta directamente la eficiencia del tratamiento, su monitoreo puede ser indicativo de varios aspectos del proceso y de la presencia de ciertos compuestos. La materia orgánica puede contribuir a la coloración del agua, y monitorear los cambios en el color puede indicar variaciones en la concentración de contaminantes orgánicos. Un aumento en la intensidad del color podría sugerir una mayor carga de materia orgánica. También es común que la formación de floculación biológica en el tratamiento de lodos activados puede afectar el color del agua.

Eckenfelder (2000) destaca que cambios inesperados en el color pueden ser indicativos de problemas operativos, como desequilibrios en el sistema de tratamiento". La detección temprana de estos cambios puede permitir intervenciones oportunas para corregir problemas y evitar impactos negativos en la eficiencia del tratamiento. El color del efluente tratado es un factor estético importante. Un efluente claro y con bajo color es deseable para cumplir con los estándares de calidad del agua y para garantizar que el agua tratada

sea aceptable para su descarga en cuerpos receptores o su reutilización.

2.3.4 Olor

El olor en las aguas residuales es una característica perceptible que puede ser causada por la presencia de compuestos orgánicos volátiles y otros contaminantes. La evaluación del olor no solo tiene implicaciones en la calidad del agua, sino que también es relevante para el cumplimiento de normativas y para la aceptabilidad social en comunidades circundantes (Metcalf & Eddy, 2004).

El olor desagradable, a menudo sulfuroso, puede indicar la presencia de condiciones anaerobias (sin oxígeno) en el sistema (ver figura 6). Estas condiciones pueden surgir si no hay suficiente suministro de oxígeno disuelto en el reactor de lodos activados. La falta de oxígeno puede favorecer procesos anaerobios que producen compuestos malolientes como sulfuros, compuestos nitrogenados volátiles, etc. Al monitorear los olores, se pueden identificar desviaciones en los procesos biológicos y tomar medidas correctivas, tales como: el aumento del suministro de oxígeno, la optimización del proceso de mezcla del reactor y el control del tiempo de retención hidráulico y la edad de los lodos (Lazcano Carreño, 2016). Además, el uso de tecnologías avanzadas, como la desodorización y la cubierta de sistemas de almacenamiento de lodos, puede ayudar a minimizar la liberación de olores desagradables.

2.3.5 Conductividad

La Conductividad Eléctrica (EC) del agua es la medición de la capacidad que tiene una solución para conducir una corriente eléctrica. Se encuentra fundamentada en la presencia de iones, los cuales son capaces de desprender electrones en presencia de un campo eléctrico, aumentando el valor de la corriente eléctrica cuando el valor de iones disueltos aumenta. Por lo general, el valor de EC es usado como sustituto de la concentración de SDT. Actualmente es usado como valor importante a la hora de determinar la factibilidad que tienen ciertas aguas para su uso agrícola debido a que al realizar la medición se puede determinar si existen niveles altos de salinidad en el agua usada para riego, lo cual puede afectar directamente al crecimiento de los cultivos (Metcalf & Eddy, 2004).

La EC se expresa generalmente en microsiemens por centímetro ($\mu\text{S}/\text{cm}$) o milisiemens por metro (mS/m); y en micromhos por centímetro ($\mu\text{mho}/\text{cm}$)¹ en el sistema estadounidense de unidades.

¹1 mS/m equivalen a 10 $\mu\text{mho}/\text{cm}$

La manera mas práctica de calcular los SDT se realiza a partir de la medición de la EC utilizando la formula:

$$TDS \cong EC \times (0,55 - 0,70)$$

Donde:

- *SDT* es la concentración de Sólidos Disueltos Totales en miligramos por litro (mg/L)
- *EC* es la conductividad eléctrica de la muestra expresada en decisiemens por metro o micromhos por centímetro (dS/m o $\mu\text{mho}/\text{cm}$)

2.4 Características Químicas

Por regla general, los componentes químicos de las aguas residuales se dividen en orgánicos e inorgánicos. Los componentes orgánicos

2.4.1 Componentes Orgánicos

- a.- Demanda bioquímica de oxígeno
- b.- Demanda química de oxígeno
- c.- Demanda teórica de oxígeno
- d.- Carbono orgánico total
- e.- Nitrificación

2.4.2 Componentes Inorgánicos

a.- pH

La concentración de iones Hidrógeno es un parámetro de calidad importante

b.- Cloruros

Los cloruros son

c.- Alcalinidad

La alcalinidad en aguas residuales se debe a la presencia de aniones hidróxido $[\text{OH}^-]$, carbonatos $[\text{CO}_3^{2-}]$, y bicarbonatos $[\text{HCO}_3^-]$ de elementos tales como lo son el calcio, magnesio, sodio, potasio y amonio.

2.4.3 Gases

a.-

2.5 Características Biológicas

2.6 Muestreo

2.7 Límites máximos permisibles

2.8 Tratamiento de aguas residuales

Cada año se vierten a los cuerpos de agua millones de metros cúbicos de aguas residuales, descargas municipales, industriales y agrícolas tratadas de forma inadecuada o sin tratamiento alguno.

2.8.1 Tratamientos biológicos

El uso de organismos vivos con el fin de reducir la cantidad de materia orgánica presente en las aguas negras se remonta a finales del siglo XIX y principios del XX en Inglaterra como resultado de varias observaciones en las denominadas *granjas de aguas negras*, en donde las aguas negras provenientes de las urbanizaciones eran filtradas por medio de filtros de arena, escombros, pizarra, ladrillos, entre otros materiales pétreos porosos. Gracias a las características de estos lechos, pronto permitieron el crecimiento de varias comunidades microbianas capaces de alimentarse de la materia orgánica disuelta en las aguas residuales, reduciendo el número de contaminantes a niveles más aceptables (Fair et al., 2008)

A consecuencia de el desarrollo de las grandes ciudades, el uso de sistemas biológicos fue adquiriendo más usos a parte de la remoción de materia orgánica. Entre estos nuevos usos se destacan la nitrificación de aguas con alto contenido de nitrógeno amoniacial, la desnitrificación

2.8.2 Procesos biológicos de cultivo en suspensión

2.8.3 Procesos biológicos de soporte sólido

2.9 Lodos Activados

Dentro de los procesos basados en cultivo de microorganismos en suspensión, uno de los más importantes, y a su vez mas utilizados, es el que involucra la utilización de lodos activados como agentes reductores de la carga orgánica presente en el afluente a tratar.

2.9.1 Flóculos

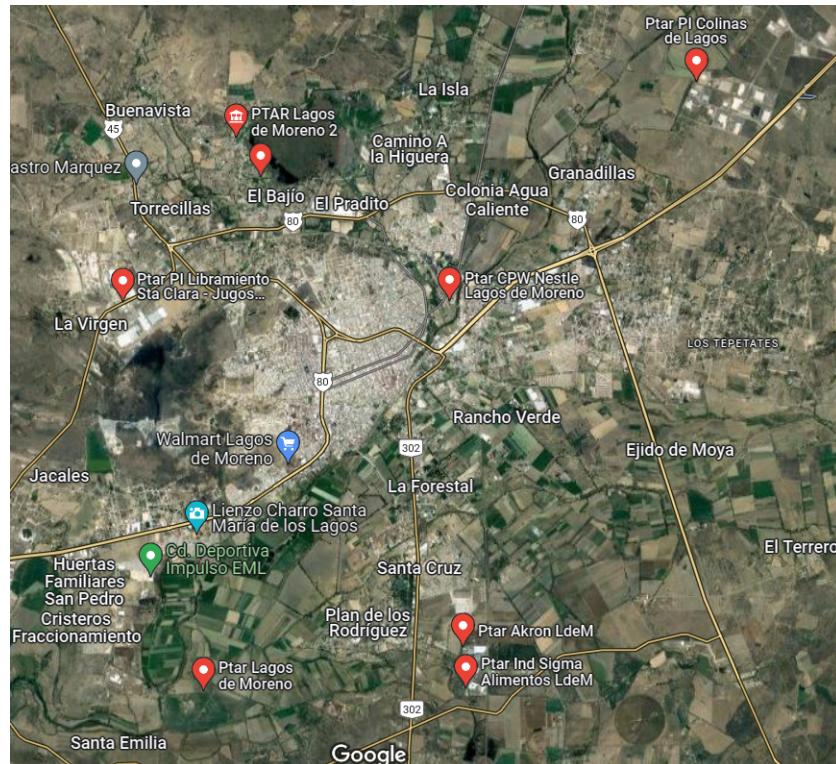
2.9.2 Bulking filamentoso

2.10 Modelos matemáticos en el proceso de lodos activados

2.10.1 Modelo de Monod

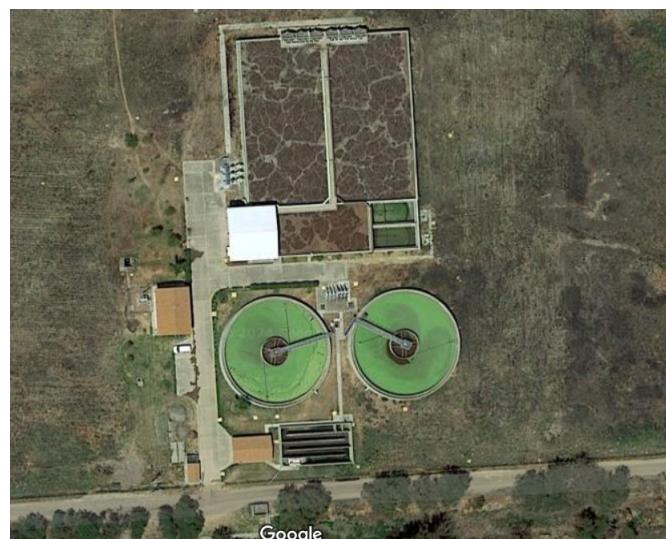
2.10.2 Modelo de Arrhenius

2.11 Planta tratadora de aguas residuales municipal de Lagos de Moreno



Fuente: Google LLC (2023)

Figura 11: Mapa general de Lagos de Moreno en donde se aprecian las principales Plantas de tratamiento en funcionamiento (tanto privadas como públicas)



Fuente: Google LLC (2023)

Figura 12: Imagen satelital de la planta municipal de tratamiento de aguas de Lagos de Moreno

2.12 MATLAB®

III Planteamiento del problema

Ateniéndonos a los datos presentes en la Agenda del Agua 2030, en México, tan solo el 91.3 % de la población cuenta con servicio de agua potable y 89.9 % tiene cobertura de alcantarillado del cual, solo un 43.4 % recibe tratamiento. Las estimaciones esperadas rumbo a 2030 indican que se requerirá infraestructura para dar un tratamiento correcto a 7.157 miles de millones de metros cúbicos, generando una brecha de 4.3 miles de millones de metros cúbicos (Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), 2011).

Tales objetivos se vuelven aún más alejados de convertirse en realidad cuando analizamos que, tan solo en Jalisco, de las 230 plantas de tratamiento a cargo del gobierno, para abril del 2024 solo 144 se encuentran en operación, con un tratamiento estimado de 16088 litros por segundo; y solamente una planta en construcción (Comisión Estatal del Agua Jalisco, 2024).

Así mismo, resulta alarmante el aumento de la temperatura y las constantes sequías, las cuales comprometen la seguridad hídrica de los gobiernos de cada país, la (Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), 2024) en su informe monitoreo de sequía advierte que, tan solo en México: 1899 de los 2471 municipios sufren de alguna de las 4 categorías diferentes de sequía, 366 condición anormalmente seca y tan solo 206 son los que no presentan algún tipo de afectación (ver figura 13). El portal de noticias UNOTV en su artículo "¿Vacías o a tope? Ve estado actual de las presas más importantes de México tras últimas lluvias" destaca que, de las 210 presas registradas en México, solo son 180 las que almacenan el 82 % del agua destinada al sector productivo y a la población en general. De estas, solo 46 cuentan con niveles de llenado por encima del 50 %. La preocupación aumenta al pasar del tiempo, ya que a pesar presentarse lluvias durante parte de la temporada de estiaje, en la segunda quincena de junio, el nivel promedio de llenado apenas alcanza el 36 % (Cruz y Juárez, 2024).

La finalidad de este proyecto es obtener las condiciones de operación que mejor se adaptan al proceso de remoción de contaminantes con el fin de estandarizar un sistema de tratamiento eficiente y de bajo coste que pueda ser utilizado en localidades que no cuenten con un proceso de tratamiento de las aguas residuales generadas por estas, ayudando con esto a que se disminuya el número de descargas a cuerpos de agua potable, los cuales ocasionan problemas sanitarios en poblaciones que no cuentan con plantas potabilizadoras o un manejo inadecuado del recurso vital.

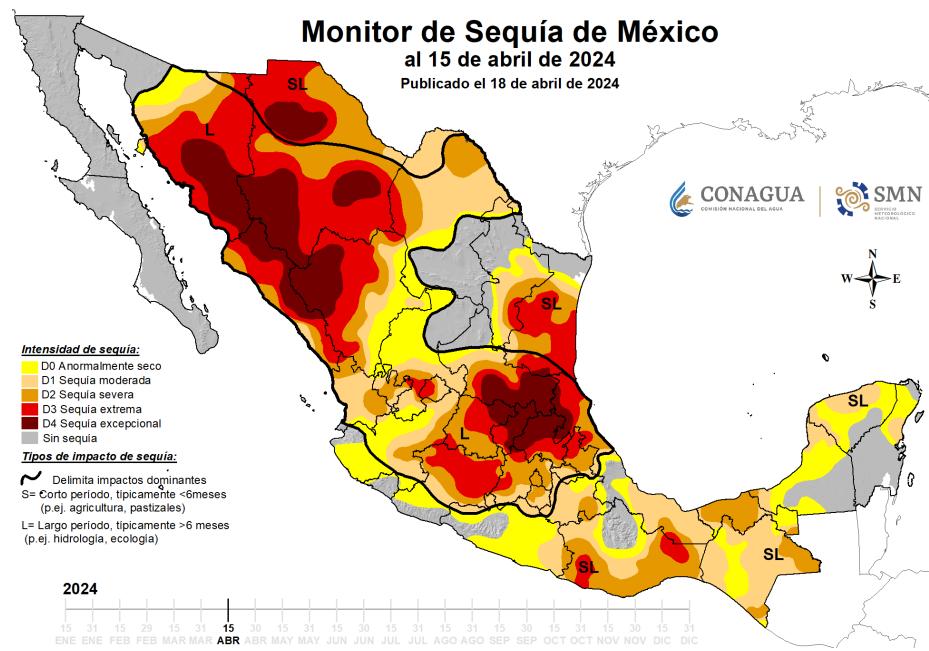


Figura 13: Mapa de México dónde se muestra los niveles de sequía acorde a la intensidad al mes de abril del 2024

La base metodológica del proyecto toma como base los diseños de reactor y experimentos de Ramalho (2003), donde, los resultados obtenidos fueron utilizados para obtener las constantes cinéticas específicas de los lodos de la PTAR municipal de Lagos de Moreno para, posteriormente desarrollar un algoritmo de MATLAB, con el cual simular las condiciones de operación del sistema de manera habitual dadas por el usuario y compararlas con las resultantes del sistema real y comparar la efectividad de predicción del algoritmo con respecto al modelo real.

IV Justificación

Los datos presentados en Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) et al. (2023) muestran que menos de la mitad del agua residual generada es tratada de manera adecuada, sobre todo en la región hidrológica Lerma-Santiago donde se tiene un deficiente control de las zonas de descarga de las redes colectoras, vertiendo la mayoría en cuerpos de agua superficiales generando problemas sanitarios en poblaciones que no cuentan con plantas potabilizadoras (como es el caso de Lagos de Moreno) (Comisión Estatal del Agua Jalisco, 2015).

Por tal motivo resulta esencial el fomentar la investigación en técnicas de tratamiento de aguas residuales con vistas a reducir la carga de contaminantes de los cuerpos de agua y generar una recarga artificial de los acuíferos, reduciendo el déficit de agua al que se enfrentan actualmente los acuíferos del país y proponiendo un sistema capaz de satisfacer las necesidades de la población a un bajo coste y con mayor eficiencia de trabajo.

Actualmente ya se cuenta con varios modelos, siendo los Activated Sludge Model (ASM) los más representativos y respaldados, contando con varios trabajos de investigación que demuestran la concordancia entre los datos reales y las predicciones generadas por el modelo.

Costa (2022), realiza una comparación entre la aplicación del modelo ASM1 y la PTAR de Salamanca España, concluyendo que, aunque el modelo realiza predicciones que llegan a acercarse al resultado in-situ, es necesario que se realicen ajustes a los parámetros $\mu_{H,max}$ y Y_H con el fin de conseguir una mejor representación y reducción del error promedio entre los valores de simulación y los datos analizados. También destaca que, si bien el modelado matemático no es capaz de predecir la variabilidad generada inevitablemente con respecto a las fluctuaciones en las condiciones de operación a las que son sometidas las comunidades bacterianas dentro del sistema, este proceso sirve para comprender las causas de tales variaciones y como afectan al sistema de manera general con el fin de seguir mejorando el modelo, ya que como lo menciona el autor, el modelo original fue publicado hace mas de 30 años y , aunque se han desarrollado modelos que solventan errores u omisiones del primer modelo, estos están aún lejos de tener errores entre el valor simulado y el analizado in-situ.

V Objetivos

5.1 Objetivo general

Establecer los parámetros cinéticos de crecimiento, degradación de sustrato, producción de biomasa y consumo de oxígeno óptimos para la remoción de contaminantes que permiten el diseño de sistemas más eficientes y la reducción de los costos de operación, empleando distintas fuentes de alimentación (aguas sintéticas y aguas crudas) a escala de laboratorio utilizando lodos activados.

5.2 Objetivos particulares

1. Calcular las constantes de crecimiento microbiano de manera experimental de lodos provenientes de una planta de tratamiento en función
2. Comparar las diferencias que se generan empleando agua residual de constituyentes conocidos frente a un afluente real.
3. Simular el proceso de remoción de contaminantes utilizando las herramientas presentes en el programa MATLAB® y las constantes que se generan en el proceso.

VI Materiales

VII Resultados

VIII Discusión

IX Conclusiones

X Perspectivas

Referencias

- Aquafish (2024). Cono imhof sedimentador | aquafish. Disponible en: <https://aquafishsoluciones.co/producto/cono-imhof/>.
- Comisión Estatal del Agua Jalisco (2015). Ficha técnica hidrológica municipal.
- Comisión Estatal del Agua Jalisco (2024). Plantas de tratamiento. Disponible en: http://www.ceajalisco.gob.mx/contenido/seida/plantas_tratamiento.php.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (2011). *Agenda del Agua 2030*. SEMARNAT México, México, D. F.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (2023). *Estadísticas del Agua en México 2021*. Sistema Nacional de Información del Agua, México. Disponible en: https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2023/10/EAM_2021.pdf.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (2024). Monitor de sequía de México. Disponible en: <https://smn.conagua.gob.mx/tools/DATA/Climatología/Sequía/MonitordesequíaenMéxico/SeguimientodeSequía/MSM20240415.pdf>.
- Costa, C. (2022). A comprehensive view of the asm1 dynamic model: Study on a practical case. *Water*, 14(7). Disponible en: <https://www.mdpi.com/2073-4441/14/7/1046>.
- Crites, R. y Tchobanoglous, G. (2000). *Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones*. McGraw-Hill Interamericana, S.A., 1a edición.
- Cruz, O. y Juárez, D. (2024). ¿vacías o a tope? ve estado actual de las presas más importantes de México tras últimas lluvias. Disponible en: <https://www.unotv.com/nacional/presas-de-mexico-cual-es-su-estado-actual-y-que-porcentaje-de-agua-tienen-tras-lluvias>
- Eckenfelder, W. W. (2000). *Industrial Water Pollution Control*. McGraw Hill, 3ra edición.
- EPA, U. S. E. P. A. (2023). Stormwater management. *United States government*. Disponible en: <https://www.epa.gov/emergency-response-research/stormwater-management>.
- Eunice, P. (2022). Guadalajara: la ciudad con mayor crecimiento industrial del bajío. *Mexico Industry*. Disponible en: <https://mexicoindustry.com/noticia/guadalajara-la-ciudad-con-mayor-crecimiento-industrial-del-bajio->.

- Fair, G. M., Geyer, J. C., y Okun, D. A. (2008). *Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales*, volumen 2. Limusa, México, 4a edición.
- Gobierno de Jalisco (n.d.). Lagos de Moreno. *Municipios de Jalisco*. Disponible en: <https://www.jalisco.gob.mx/es/jalisco/municipios/lagos-de-moreno>.
- Google LLC (2023). Google maps. Disponibl en: <https://www.google.com/maps/search/ptar/@21.4112226,-101.9614625,25518m/data=!3m1!1e3?entry=ttu>.
- Hanchang, S. (2009). Industrial wastewater-types, amounts and effects. *Point sources of pollution: Local effects and their control*, 2. Disponible en: https://books.google.com.mx/books?hl=es&lr=&id=dq2kCwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA191&dq=industrial+wastewater&ots=4u-1QIXVDy&sig=LuS6kBqh5CQn3A9yYQC0zcckLA&redir_esc=y#v=onepage&q=industrial%20wastewater&f=false.
- INEGI (n.d.). Número de habitantes. Jalisco. *Cuentame*. Disponible en: <https://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/jal/poblacion/>.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI) (2022). *Agua potable y saneamiento*. Dirección General de Geografía y Medio Ambiente. Disponible en: <https://www.inegi.org.mx/programas/cngmd/2021/#tabulados>.
- Kamberović, Ž., Korać, M., Andić, Z., Štulović, M., Kovačević, T., Vujović, A., y Ilić, I. (2012). Conceptual design for treatment of mining and metallurgical wastewaters which contains arsenic and antimony. *Metallurgical and Materials Engineering*, 18(4):321–331.
- Lazcano Carreño, C. A. (2016). *Biotecnología ambiental de aguas y aguas residuales*. Ecoe Ediciones, 2da edición.
- Lobov (2023). Filtro de fibra de vidrio grado 934-ah whatman de cytiva. para análisis de sólidos en suspensión totales. Disponible en: <https://www.lobov.com.ar/papel-fibra-de-vidrio-y-de-cuarzo-filtro-de-fibra-de-vidrio-grado-934-ah-whatman-de>
- Martínez Delgadillo, S. A. (1999). *Parámetros de diseños de sistemas de tratamiento de aguas residuales: métodos experimentales*. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Departamento de Energía, 1a edición.
- Martínez Delgadillo, S. A. y Rodríguez Rosales, M. G. (2005). *Tratamiento de aguas residuales con Matlab*. Editorial Reverte.

- Metcalf & Eddy (2004). *Wastewater Engineering: Treatment & Reuse*. McGraw-Hill Series in Civil and Environmental Engineering. McGraw-Hill, 4ta edición.
- MSASA - Construction Solutions for Africa (n.d.). Bio-san c500.
- Ortiz Rendón, G. y Cruz Gutiérrez, F. (2013). *Legislación y cultura del agua. Conceptos básicos de administración y legislación del agua en México*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Pérez, T., Carrasco, T., y Núñez, L. A. (2005). Dinámica de las características físico-químicas de aguas de un sistema en el que convergen residuales pecuarios y urbanos. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=193017771012>.
- Ramalho, R. S. (2003). *Tratamiento de aguas residuales*. Editorial Reverté.
- Secretaría de Economía (2015). *Norma Mexicana NMX-AA-034-SCFI-2015 - Medición de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y tratadas*. Gobierno de México. Disponible en: <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166146/nmx-aa-034-scfi-2015.pdf>.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) (2022). *Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021*. Disponible en: <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2022/03/DOF-NOM-001-SEMARNAT-2021.pdf>.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), Comisión Nacional del Agua(CONAGUA), y Sistema Nacional de Información del Agua (SINA) (2023). Objetivos de desarrollo sostenible. Disponible en: <https://agenda2030.mx/ODSind.html?ind=ODS006000250010&cveind=193&cveCob=99&lang=es#/Indicator>.
- Serway, R., Jewett, J., y Olguín, V. (2007). *Física Para Ciencias E Ingeniería*, volumen 2 de *Física para ciencias e ingeniería*. CENGAGE Learning.
- Sulimova, M. A. y Litvinova, T. E. (2016). Metallurgical production waste treatment efficiency increase.
- von Sperling, M. (2007). Biological wastewater treatment series. En *Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal*, volumen 1. IWA Publishing, UK.

- Water Environment Federation (2022). *Urban Stormwater Controls Operation and Maintenance*. Water Environment Federation and the American Society of Civil Engineers/Environmental & Water Resources Institute.
- Wiggens (2023). Kit de filtración por succión al vacío - filtración al vacío. Disponible en: <http://es.wiggens.com/show-132-135-1.html>.
- Wu, P., Jiang, L. Y., He, Z., y Song, Y. (2017). Treatment of metallurgical industry wastewater for organic contaminant removal in china: status, challenges, and perspectives. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 3(6):1015–1031.
- Zambrano, X., Saltos, X., y Villamar, F. (2009). Diseño del sistema de tratamiento para la depuración de las aguas residuales domésticas de la población San Eloy en la provincia de Manabí por medio de un sistema de tratamiento natural compuesto por un humedal artificial de flujo libre. *Escuela Superior Politécnica del Litoral*. Tesis de grado. Disponible en: <http://www.dspace.espol.edu.ec/handle/123456789/6087>.

Anexos

Prueba de pH Norma Mexicana NMX-AA-008-SCFI-2000



NORMA MEXICANA

NMX-AA-008-SCFI-2016

**ANÁLISIS DE AGUA.- MEDICIÓN DEL pH EN AGUAS
NATURALES, RESIDUALES Y RESIDUALES TRATADAS.-
MÉTODO DE PRUEBA- (CANCELA A LA NMX-AA-008-
SCFI-2011).**

WATER ANALYSIS.-MEASUREMENT OF pH IN NATURAL
WATERS, WASTEWATERS AND TREATED WASTEWATERS.-
TEST METHOD

Procedimiento

1. Preparación

- 1.1. Para asegurar la buena funcionalidad del electrodo de pH, se debe realizar el mantenimiento, limpieza y verificación periódica, de acuerdo a las instrucciones del fabricante y a lo establecido por el propio laboratorio, todo lo anterior debe quedar documentado.
- 1.2. Atemperar las disoluciones patrón de referencia para la calibración y patrones de trabajo para la verificación (muestra control), que serán utilizadas, siempre que sea posible éstas no deberán variar en $\pm 5^{\circ}\text{C}$, de la muestra problema.
- 1.3. La selección de las disoluciones patrón de referencia indicadas en el párrafo anterior, estará en función del pH esperado en la muestra problema, lo cual se puede saber mediante un análisis rápido, por medio de una tira indicadora de pH, la cual se humedece con la muestra problema y con ayuda de la escala de colores provista por el fabricante de las tiras indicadoras, realiza una estimación del valor esperado de pH, esto es importante sobre todo cuando se realiza la calibración solo a dos puntos.
- 1.4. En caso de que el equipo cuente con compensador de temperatura, verifique que este se encuentre activado, en equipos que cuenten con intervalo permisible de la pendiente, asegúrese que esta sea de al menos 95 % de la pendiente teórica, a menos que el fabricante del equipo especifique otro valor.
- 1.5. En caso de que el equipo no cuente con esta función, deberá realizar el cálculo de la pendiente una vez que se haya calibrado el equipo para asegurarse que cumpla con lo anterior.
- 1.6. Cuando se usa un electrodo de pH sin un sensor de temperatura interno, sumergir el sensor de temperatura o el termómetro en la disolución, al mismo tiempo, para todas las mediciones que se efectúen.

2. Calibración analítica

- 2.1. Lea cuidadosamente el manual del equipo, ya que parámetros como la compensación de temperatura, el reconocimiento automático de disoluciones patrón de calibración, estabilidad de las lecturas, intervalos permisibles de la pendiente, pueden influir adversamente en la calibración e incluso dar lugar a errores sistemáticos.
- 2.2. Calibrar el electrodo en el intervalo requerido, en función de la muestra problema que se desea medir, ya sea en 2 puntos usando disoluciones patrón de referencia o realizar la calibración en 3 puntos usando disoluciones patrón de referencia siguiendo instrucciones del fabricante, en ambos casos.
- 2.3. Registrar los valores iniciales obtenidos de la calibración, así como la temperatura a la cual se efectuó la medición, en caso de que no se realice con equipo con compensador de temperatura. El valor práctico de la pendiente debe ser de al menos 95 % de la pendiente teórica, a menos que el fabricante del equipo especifique otro valor.

-
- 2.4. Una vez que la calibración se ha realizado de manera exitosa, esta se deberá comprobar, realizando al menos 3 lecturas de cada una de estas mismas disoluciones patrón de referencia. Llevando a cabo lecturas independientes consecutivas, de la misma alícuota, enjuagar el electrodo de pH con agua destilada o desionizada (véase 6.1), entre cada lectura. La medición no debe desviarse por más de $\pm 0,05$ unidades de pH del valor nominal del patrón de referencia usado y entre las lecturas independientes realizadas no deberá haber una diferencia mayor a 0,03 unidades de pH entre ellas, registrar para cada lectura de pH, la temperatura a la cual se efectuó la medición, en caso de que no se realice con equipo con compensador de temperatura.
 - 2.5. En caso de que la variación de las lecturas no sea la adecuada, repetir el procedimiento y reemplazar las disoluciones o el electrodo de pH si es necesario.
 - 2.6. Posteriormente se deberá medir al menos una disolución patrón de trabajo (muestra control), llevando a cabo al menos 3 lecturas independientes consecutivas, de la misma alícuota, enjuagar el electrodo de pH con agua destilada o desionizada (véase 6.1), entre las lecturas independientes realizadas no deberá haber una diferencia mayor a 0,03 unidades de pH entre ellas, registrar para cada lectura de pH, la temperatura a la cual se efectuó la medición, en caso de que no se realice con equipo con compensador de temperatura.
 - 2.7. Preferentemente utilizar la disolución patrón de trabajo que más se asemeje a la muestra problema que se desea medir. Cada laboratorio deberá establecer los criterios de aceptación y rechazo, de esta disolución patrón de trabajo (muestra control).
 - 2.8. En caso de que la variación de las lecturas no sea la adecuada, repetir el procedimiento y reemplazar las disoluciones o el electrodo de pH si es necesario.
 - 2.9. El procedimiento de calibración con patrones de referencia y verificación de patrones control (muestra control) descrito anteriormente, es necesario que se realice en el laboratorio antes de salir a campo y en el primer punto de muestreo en campo de cada día de trabajo o antes de analizar un lote de muestras en el laboratorio por día.
 - 2.10. Para los siguientes puntos de muestreo es posible no realizar la calibración, siempre y cuando se mantenga el mismo intervalo de trabajo con el que fue calibrado previamente el equipo, y se verifique con la disolución patrón de trabajo (muestra control) cumpliendo con los criterios de aceptación y rechazo establecidos por el propio laboratorio.

Si hay varios sitios de muestreo cercanos y el equipo no se desplaza de uno a otro, es posible verificarlo solo una vez como se indica en 2.10.

NOTA 1. Entiéndase por calibración o calibración analítica, al ajuste que se hace al equipo, mediante la comparación con patrones de referencia.

3. Medición de las muestras

- 3.1. Una vez que el equipo esta calibrado y verificado correctamente, como se menciona en los puntos descritos anteriormente, se procede a realizar la medición de la muestra problema. Cuando sea posible, medir las muestras directamente del cuerpo de agua, en caso de no ser posible, extraer como se menciona en el Capítulo 8 y realizar las mediciones sobre esta alícuota.

MUESTREO (Referencia al capítulo 8): El valor de pH puede cambiar rápidamente en la muestra de agua como resultado de procesos químicos, físicos o biológicos. Por esta razón, es recomendable medir el pH directamente del cuerpo de agua, si esto no es posible, tomar al menos 500 mL de muestra de agua en un recipiente de muestreo y medir sin exceder las 6 h después de la toma de muestra, cuando éste sea el caso señalar en el informe final de laboratorio el tiempo en que se midió el pH.

- 3.2. Sumergir el electrodo en la muestra problema, agitar levemente, esperar que la lectura de pH se estabilice, obtener y registrar al menos tres lecturas sucesivas independientes, entre cada medición enjuagar el electrodo de pH con agua destilada o desionizada y secar. La variación de las tres lecturas obtenidas no deberá desviarse más de 0,03 unidades de pH. Sólo en caso de que el equipo no cuente con compensador de temperatura, registrar el valor de temperatura a la cual se realizó la medición.
- 3.3. Reportar el promedio obtenido acompañado del dato de temperatura, sólo en caso de que el equipo no cuente con compensador de temperatura; de igual forma si la medición no se realizó al momento de la colecta de muestra indicar el tiempo transcurrido, el cual no debe exceder las 6 h de la toma de muestra.
- 3.4. Si las tres lecturas consecutivas difieren en más de 0,03 unidades de pH, repetir si es posible con otra porción de la muestra problema, en caso de que esto no sea posible o persista el problema repetir desde el procedimiento de calibración.

Prueba de Sólidos Norma Mexicana NMX-AA-034-SCFI-2015



NORMA MEXICANA

NMX-AA-034-SCFI-2015

**ANÁLISIS DE AGUA - MEDICIÓN DE SÓLIDOS Y SALES
DISUELTA EN AGUAS NATURALES, RESIDUALES Y
RESIDUALES TRATADAS - MÉTODO DE PRUEBA
(CANCELADA LA NMX-AA-034-SCFI-2001).**

**WATER ANALYSIS - MEASUREMENT OF SALTS AND SOLIDS
DISSOLVED IN NATURAL WATER, WASTEWATERS AND
TREATED WASTEWATERS - TEST METHOD**

Procedimiento

1. Preparación de cápsulas

- 1.1. Introducir las cápsulas al horno a una temperatura de $105^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$, 20 minutos como mínimo. Únicamente en el caso de la medición de sólidos volátiles, las cápsulas posteriormente se introducen a la mufla a una temperatura de $550^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$, durante 20 minutos como mínimo. Después de este tiempo transferirlas al horno.
- 1.2. Trasladar la cápsula al desecador y dejar enfriar por 20 minutos como mínimo.

NOTA 1. El manejo de la cápsula durante el análisis, debe realizarse en todo momento con las pinzas.

- 1.3. Pesar las cápsulas y repetir el ciclo horno-desecador (véase 1.1 y 2.2) hasta obtener una diferencia $\leq 0,0005\text{ g}$ en dos pesadas consecutivas. Registrar como m_1 considerando para los cálculos el último valor de la masa.

2. Preparación del dispositivo de filtración y/o soportes de secado.

- 2.1. Utilizar filtro de fibra de vidrio que adapte al dispositivo de filtración y/o secado y/o charola de aluminio, con la ayuda de unas pinzas colocarlo con la cara rugosa hacia arriba en el dispositivo de secado y/o filtración.

NOTA 2. Mojá el filtro con agua para asegurar que se adhiera perfectamente, solo en caso de utilizar crisol Gooch.

- 2.2. El soporte de secado con el filtro se introduce al horno a $105^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ durante 20 minutos como mínimo, después de este tiempo transferirlo a un desecador.

- 2.3. Pesar el dispositivo de filtración y/o soportes de secado y repetir el ciclo horno-desecador (véase 2.2) hasta obtener una diferencia $\leq 0,0005\text{ g}$ en dos pesadas consecutivas. Registrar como m_2 , considerando para los cálculos el último valor de la masa.

3. Preparación de la muestra

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

4. Medición de sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (STV).

4.1. Medición de sólidos totales (ST)

- 4.1.1. Se recomienda seleccionar el volumen de muestra de tal manera que el residuo seco sobre la cápsula se encuentre en un intervalo de masa de 2.5 mg a 200 mg.
- 4.1.2. Transferir la muestra a la cápsula previamente puesta a masa constante (véase 1.3) y evaporar a sequedad en el horno de secado a $105^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$.

- 4.1.3. En caso de utilizar placa de calentamiento llevar a casi sequedad sin llegar a ebullición de la muestra y posteriormente pasar al horno de secado a $105\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$ para su secado total por una hora.
- 4.1.4. Trasladar la cápsula al desecador y dejar enfriar por 20 minutos como mínimo. Llevar la cápsula a masa constante repitiendo el ciclo horno-desecador (véase 1.1 y 1.2), hasta obtener una diferencia $\leq 0,000\text{ }5\text{ g}$ en dos pesadas consecutivas.
- 4.1.5. Registrar como m_3 , la última masa obtenida.

4.2. Medición de sólidos totales volátiles (STV)

- 4.2.1. Introducir la cápsula conteniendo el residuo (véase 4.1.1) a la mufla a $550\text{ }^{\circ}\text{C} \leq 50\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante 15 minutos a 20 minutos, transferir la cápsula al horno a $105\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$, 20 minutos como mínimo. Trasladar la cápsula siguiendo el punto 9.4.1.4, y registre el valor como m_4 .

5. Sólidos disueltos totales(SDT)

- 5.1. Para la medición de los sólidos disueltos totales proceda con los cálculos; si no se poseen tales datos, pasar al punto 5.2.
- 5.2. En la cápsula llevada previamente a masa constante m_1 , filtrar una alícuota de la muestra a través de un filtro de fibra de vidrio en el crisol o dispositivo de filtrado. Verter la alícuota en una cápsula preparada (véase 1) y evaporar a sequedad en el horno de secado a $105\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$ o evaporar casi a sequedad sin llegar a ebullición de la muestra, en una parrilla de calentamiento.

Introducir al horno a $105\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$ la cápsula con la muestra, durante al menos 1 hora. Pasar la cápsula al desecador para llevar a masa constante (véase 4.1.4). Registrar como m_5 .

NOTA 3. Si al cabo de 1 h aún se observa humedad o líquido en la cápsula, continuar secando en el horno.

6. Medición de sólidos suspendidos totales (SST) y Medición de sólidos suspendidos volátiles (SSV)

6.1. Medición de sólidos suspendidos volátiles (SST)

- 6.1.1. Se recomienda seleccionar el volumen de muestra de acuerdo a las características de esta.
- 6.1.2. Homogeneizar la muestra mediante agitación vigorosa del envase, transferir de forma inmediata y en un solo paso un volumen adecuado de muestra a una probeta.
- 6.1.3. Filtrar la muestra:
 - a) A través del filtro colocado en el crisol Gooch (véase 2) o
 - b) A través del filtro que es tomado de la charola de aluminio y colocado en el equipo de filtración con ayuda de unas pinzas (véase 2).

Enjuagar la probeta con el volumen suficiente para arrastrar los sólidos y verter en el filtro.

NOTA 4. Algunos tipos de agua contienen materiales que bloquean los poros del filtro o reducen su diámetro. Esto incrementa el tiempo de filtrado y los resultados se relacionan en función del volumen de la muestra. Si se observa tal bloqueo del filtro, deberá repetirse la medición con menor volumen. Los resultados deberán interpretarse considerando lo anterior.

6.1.4. Introducir el soporte de secado con el filtro al horno a $105\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante 1 h como mínimo, en caso de usar un soporte de secado diferente al crisol Gooch retirar con cuidado el filtro del equipo de filtrado usando pinzas. Posteriormente llevar a masa constante véase 4.1.4 y registrar como m_6 la masa obtenida.

6.2. Medición de sólidos suspendidos volátiles (SSV)

- 6.2.1. Introducir el soporte de secado con el filtro que contiene el residuo m_6 a la mufla a una temperatura de $550\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 50\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante 15 min a 20 min.
- 6.2.2. Trasladar el soporte de secado con el filtro al horno a una temperatura de $105\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante 20 min como mínimo.
- 6.2.3. Transferir el soporte de secado con el filtro al desecador y llevar a masa constante (véase 4.1.4.) Registrar como m_7 .

Demanda Bioquímica de Oxígeno Norma Mexicana NMX-AA-028-SCFI-2001

NMX-AA-028-SCFI-2001

**ANÁLISIS DE AGUA - DETERMINACIÓN DE LA DEMANDA
BIOQUÍMICA DE OXÍGENO EN AGUAS NATURALES,
RESIDUALES (DBO_5) Y RESIDUALES TRATADAS - MÉTODO DE
PRUEBA (CANCELADA LA NMX-AA-028-1981)**

**WATER ANALYSIS - DETERMINATION OF THE BIOCHEMICAL
OXYGEN DEMAND IN NATURAL, WASTEWATERS (BOD_5) AND
WASTEWATERS TREATED - TEST METHOD**

Procedimiento

1. Preparación del agua para dilución

- 1.1. Colocar el volumen requerido de agua en un frasco y 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.
- 1.2. Analizar y almacenar el agua de dilución como se describe en los incisos 2 y 3, de tal forma que siempre tenga a mano agua de calidad garantizada. 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.

NOTA 1. Si la muestra presenta alto contenido de biocidas como cloro o se sabe de su bajo contenido de materia orgánica, es necesario inocular la muestra.

NOTA 2. Si se requiere, sembrar el agua de dilución como se indica en el inciso 10.4.1.

2. Control del agua de dilución

- 2.1. Utilizar este procedimiento como una comprobación aproximada de la calidad del agua de dilución. Si la disminución de oxígeno disuelto del agua excede de 0,2 mg/L, obtener agua de mejor calidad mejorando la purificación o usar agua de otra fuente. Alternativamente si se requiere inhibir la nitrificación, almacenar el agua de dilución sembrada en una habitación oscura a temperatura ambiente hasta que la captación de oxígeno disuelto se haya reducido lo suficiente para cumplir los criterios de comprobación del agua de dilución. No se recomienda su almacenamiento cuando la DBO₅ se va a determinar sin inhibir la nitrificación ya que pueden desarrollarse microorganismos nitrificantes durante ese tiempo. Si el agua de dilución no ha sido almacenada para mejorar su calidad, añadir suficiente inóculo como para un consumo de OD de 0,05 mg/L a 0,1 mg/L en cinco días a 20°C. Al Incubar en un frasco Winkler lleno de agua de dilución 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.

3. Control de la glucosa-ácido glutámico

- 3.1. Comprobar en cada lote analítico la calidad del agua de dilución, la efectividad del inóculo y la técnica analítica mediante determinaciones de la DBO₅ en muestras estándar de concentración conocida. Utilizar la disolución de glucosa-ácido glutámico como disolución madre de control. La glucosa tiene una tasa excepcionalmente alta y variable de oxidación, pero cuando se utiliza con ácido glutámico, dicha tasa se estabiliza y es similar a la obtenida en muchas aguas residuales municipales. Alternativamente, si un agua residual particular contiene un componente principal identificable que contribuya a la DBO₅, utilizar este compuesto en lugar de la glucosa-ácido glutámico. Determinar la DBO₅ de una disolución al 2 % de la disolución de control patrón de glucosa-ácido glutámico utilizando las técnicas expuestas en los incisos 4 a 10.

4. Inóculo

4.1. Fuente de siembra

- 4.1.1. Es necesario contar con una población de microorganismos capaces de oxidar la materia orgánica biodegradable de la muestra. El agua residual doméstica, los efluentes no clorados o sin desinfección, los efluentes de las plantas de tratamiento de desechos biológicos y las aguas superficiales que reciben las descargas de aguas residuales que contienen poblaciones microbianas satisfactorias. Algunas muestras no contienen una población microbiana suficiente (por ejemplo, algunos residuos industriales no tratados, residuos desinfectados, residuos de alta temperatura o con valores de pH extremos).
- 4.1.2. Para tales residuos, sembrar el agua de dilución añadiendo una población de microorganismos. La mejor siembra es la que proviene del efluente de un sistema de tratamiento biológico de aguas residuales. Cuando se usa como siembra el efluente de tratamiento biológico de sistema de aguas residuales se recomienda la inhibición de la nitrificación. Cuando no se disponga de ésta, utilizar el sobrenadante del agua residual doméstica después de dejarlo reposar a temperatura ambiente durante al menos 1 h, pero no más de 36 h. Determinar si la población existente es satisfactoria haciendo la prueba de la siembra en una muestra para DBO₅. El incremento del valor de la DBO₅ indica una siembra exitosa.

5. Control del inóculo

- 5.1. Determinar la DBO₅ del material de siembra como para cualquier otra muestra. Esto es una siembra control. A partir de este valor y de uno conocido de la dilución del material de siembra (en el agua de dilución) determinar el consumo de OD de la siembra. Lo ideal es hacer disoluciones tales de la siembra que la mayor cantidad de los resultados presenten una disminución de al menos el 50 % del OD. La representación de la disminución del OD (mg/L) con respecto a los mililitros de siembra, tiene que ser una línea recta cuya pendiente corresponde a la disminución de OD por mililitro del inóculo. La intersección del eje de las abscisas (OD) representa el consumo del oxígeno causado por el agua de dilución y debe ser inferior a 0,1 mg/L (ver 8). Para determinar el consumo de OD de una muestra, se resta el consumo de OD de la siembra, del consumo de OD total. La captación de OD total del agua de dilución sembrada debe oscilar entre 0,6 mg/L y 1,0 mg/L.

6. Pretratamiento de la muestra

6.1. Muestras con pH ácidos o básicos

- 6.1.1. Neutralizar las muestras a un pH entre 6,5 y 7,5 con ácido sulfúrico o hidróxido de sodio de concentración tal que la cantidad de reactivo no diluya la muestra en más del 0,5 %. El pH del agua de dilución sembrada no debe verse afectado por la dilución de la muestra.

6.2. Muestras que contienen cloro residual

- 6.2.1. Si es posible, evitar las muestras que contengan cloro residual, tomándolas antes del proceso de cloración. Si la muestra ha sido clorada pero no hay residuo detectable de cloro, sembrar el agua de dilución. Si hay cloro residual, eliminar el cloro de la muestra y sembrar con inóculo (ver inciso 4). No se deben analizar las muestras cloradas sin sembrar el agua de dilución. En algunas muestras, el cloro desaparece en el lapso de 1 h a 2 h después de su exposición a la luz. Esto suele ocurrir durante el transporte o la manipulación de la muestra. Para las muestras en las que el residuo de cloro no se disipa en un tiempo razonablemente corto, eliminar el cloro residual añadiendo disolución de sulfito de sodio.

- 6.2.2. Determinar el volumen requerido de disolución de sulfito de sodio cuantificando el cloro residual total. Añadir a la muestra neutralizada el volumen relativo de la disolución de sulfito de sodio determinada por la prueba anterior, mezclar y después de 10 min a 20 min, comprobar el cloro residual de la muestra.

NOTA 3. La determinación de cloro residual se realiza de acuerdo a lo establecido en la norma mexicana NMX-AA-100

6.3. Muestras sobresaturadas con OD

- 6.3.1. En aguas frías o en aguas donde se produce la fotosíntesis (aguas de embalses), es posible encontrar muestras que contienen más de 9,0 mg OD/L a 20 °C. Para evitar la pérdida de oxígeno durante la incubación de tales muestras, reducir el OD por saturación, calentando la muestra aproximadamente a 20 °C en frascos parcialmente llenos mientras se agitan con fuerza o se airean con aire limpio, filtrado y comprimido.

- 6.4. Ajustar la temperatura de la muestra a 20 °C ± 1 °C antes de hacer diluciones.

6.5. Inhibición de la nitrificación

- 6.5.1. Si se requiere inhibir la nitrificación adicionar 3,0 mg de 2-cloro-6 (triclorometil) piridina a cada uno de los frascos antes de recolectar o bien adicionar la cantidad suficiente de agua para tener una concentración de 10 mg/L aproximadamente.
- 6.5.2. Entre las muestras que requieren inhibición de la nitrificación se incluyen, los efluentes tratados biológicamente, las muestras sembradas con efluentes tratados biológicamente y las aguas superficiales entre otras. Debe hacerse la observación del uso de inhibición del nitrógeno cuando se presente el informe de los resultados.

7. Técnica de dilución

- 7.1. Las diluciones que dan lugar a un OD residual mayor de 1 mg/L y una captación de OD de al menos 2 mg/L después de 5 días de incubación, producen los resultados más confiables. Hacer varias diluciones (al menos 3) por duplicado de la muestra preparada para obtener una captación de OD en dicho intervalo. La experimentación con una muestra concreta permite el uso de un número menor de diluciones. Un análisis más rápido tal como la DQO, presenta una correlación aproximada con la DBO₅ y sirve como una guía para seleccionar las diluciones. En ausencia de datos previos, utilizar las siguientes diluciones: 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.
- 7.2. Diluciones preparadas directamente en frascos tipo Winkler. Utilizando una pipeta volumétrica, añadir el volumen de muestra deseado a frascos Winkler individuales de 300 mL. Añadir cantidades adecuadas del material de siembra a los frascos tipo Winkler o al agua de dilución. Llenar los frascos con suficiente agua de dilución, sembrada si es necesario, de forma que la inserción del tapón desplace todo el aire, sin dejar burbujas. No realizar diluciones mayores de 1:300 (1 mL de la muestra en un frasco). Determinar el OD inicial en uno de los frascos de cada una de las diferentes diluciones. En los frascos de los duplicados de cada una de las diluciones, Ajustar herméticamente el tapón, poner un sello hidráulico y la contratapa e incubar durante 5 días a 20 °C.

8. Determinación del OD inicial

8.1. Método yodométrico

8.1.1. La determinación del OD inicial se realiza por medio del método yodométrico de azida modificado, de acuerdo a lo establecido en la norma mexicana NMX-AA-012-SCFI

8.2. Método electrométrico

8.2.1. La determinación del OD inicial se realiza por medio del método electrométrico con electrodo de membrana, de acuerdo a lo establecido en la norma mexicana NMX-AA-012-SCFI. Los aceites, grasas o cualquier sustancia que se adhiera a la membrana puede ser causa de baja respuesta en el electrodo.

9. Blanco del agua de dilución.

9.1. Emplear un blanco del agua de dilución como un control aproximado de la calidad del agua de dilución no sembrada y de la limpieza de los frascos de incubación. Junto con cada lote de muestras, incubar un frasco de agua de dilución no sembrada. Determinar el OD inicial y final como se especifica en los incisos 7 y 10. El consumo de OD no debe ser mayor de 0,2 mg/L y preferentemente no menor a 0,1 mg/L.

10. Incubación

10.1. Incubar a $20^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ las botellas de DBO₅ que contengan las muestras con las diluciones deseadas, los controles de siembra, los blancos de agua de dilución y el control de glucosa-ácido glutámico. En caso de no contar con contratapas, diariamente se debe verificar que el sello hidráulico esté intacto en cada botella incubada, agregar agua si es necesario.

11. Determinación del OD final

11.1. Después de 5 días de incubación determinar el OD en las diluciones de la muestra, en los controles y en los blancos. La medición del OD debe ser realizada inmediatamente después de destapar la botella de Winkler, para evitar la absorción de oxígeno del aire por la muestra.

Medición de nitrógeno total Kjedahl Norma Mexicana NMX-AA-026-SCFI-2010

NORMA MEXICANA

NMX-AA-026-SCFI-2010

**ANÁLISIS DE AGUA - MEDICIÓN DE NITRÓGENO TOTAL
KJELDAHL EN AGUAS NATURALES, RESIDUALES Y
RESIDUALES TRATADAS - MÉTODO DE PRUEBA -
(CANCELADA LA NMX-AA-026-SCFI-2001).**

**WATER ANALYSIS - DETERMINATION OF TOTAL KJELDAHL
NITROGEN IN NATURAL WATER, WASTEWATERS AND
TREATED WASTEWATERS - TEST METHOD**

Procedimiento

1. Selección del volumen de muestra, véase el cuadro 1

Cuadro 1:

Concentración de masa de nitrógeno orgánico en la muestra mg/L	Tamaño de la muestra mL
4 – 40	50
8 – 80	25
20 – 200	10
40 – 400	5

2. Remoción del nitrógeno amoniacal

- 2.1. En un recipiente de 100 mL colocar 50 mL de muestra o una alícuota apropiada diluida a 50 mL con agua. Añadir 3 mL del buffer de boratos y ajustar el pH a 9,5 con la disolución de hidróxido de sodio 6 mol/L.
- 2.2. Cuantitativamente transferir la disolución obtenida en 2.1, a un matraz Kjeldahl de 100 mL. Colocar el matraz en el equipo micro Kjeldahl y permitir que se evaporen aproximadamente 30 mL, en este momento iniciar la destilación como se indica en 4.
- 2.3. En caso de no requerir la concentración de masa del Nitrógeno amoniacal, proceder como se indica en 3.

3. Digestión

- 3.1. Cuidadosamente añadir 10 mL de reactivo de digestión al matraz Kjeldahl que contiene la muestra. Añadir algunas perlas de ebullición y colocarlo en el equipo de digestión.
- 3.2. Calentar la disolución obtenida en 3.1 hasta que se vuelva transparente y se observe la formación abundante de humos ligeramente verdes.
- 3.3. Aumentar el calentamiento al máximo permitido por el equipo y digerir por 30 min más.
- 3.4. Cuantitativamente transferir el contenido del matraz Kjeldahl al equipo de destilación, cuidando que el volumen total transferido no exceda de 30 mL.
- 3.5. Añadir 10 mL de la disolución hidróxido-tiosulfato de sodio y colocar en el destilador, proseguir como se indica en 4.

4. Destilación

- 4.1. Regular la velocidad de destilación para prevenir pérdidas.
- 4.2. Conectar el matraz Kjeldahl al condensador, destilar la muestra cuidando que la temperatura del condensador no pase de 302 K (29 °C).
- 4.3. Recolectar el condensado en un recipiente que contenga 10 mL de la disolución indicadora de ácido bórico, sumergiendo la punta del condensador o una extensión del mismo por debajo de la superficie del líquido.
- 4.4. Retirar el matraz colector y titular con disolución de ácido sulfúrico 0,05 mol/L hasta que el indicador en la disolución vire de verde esmeralda a morado. Registrar el volumen gastado de ácido como volumen C.
- 4.5. Permitir que continúe la destilación por 1 min o 2 min más para que el sistema se limpie.

Demanda Química de Oxígeno Norma Mexicana NMX-AA-030/2-SCFI-2011

NORMA MEXICANA

NMX-AA-030 / 2-SCFI-2011

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

Procedimiento

1. Etapa de digestión
 - 1.1. Inspeccione con cuidado todos los tubos nuevos sellados de digestión para ver si tienen algún defecto. Verificar si la disolución en el tubo muestra alguna traza de color verde; si es así, rechace el tubo.
 - 1.2. El método es adecuado para concentraciones de masa de cloruro de hasta 1000 mg/L. En el Apéndice informativo F se proporciona un método para verificar la concentración de masa de cloruro. Se recomienda a los usuarios verificar la máxima concentración de masa de cloruro aceptable para su sistema, por ejemplo fortificando con ión cloruro (NaCl) una disolución de referencia certificada (donde aplique) de una concentración de masa (DQO-TS) de 20 mg/L (ftalato ácido de potasio).
 - 1.3. Encender la placa de calentamiento y precalentar a 150 °C.
 - 1.4. Quitar la tapa del tubo de digestión
 - 1.5. Agitar vigorosamente y homogenizar la muestra e inmediatamente pipetear 2.00 mL de la muestra en el tubo de digestión. Para cualquier muestra que se prevé que tenga un valor de DQO-TS mayor a 1000 mg/L, pipetear en el tubo de digestión 2.00 mL de una porción de la muestra diluida apropiadamente. Llevar a cabo una determinación de blanco utilizando agua con cada lote de análisis.
 - 1.6. Colocar la tapa firmemente y mezclar el contenido invirtiendo suavemente el tubo varias veces.
 - 1.7. Limpiar el exterior del tubo con un papel suave.
 - 1.8. Colocar el tubo en la placa de calentamiento. Reflujar el contenido a 150 °C durante 2h ± 10 min.
 - 1.9. Retirar los tubos de la placa de calentamiento y dejar enfriar a 60 °C o menos. Mezclar el contenido invirtiendo cuidadosamente cada tubo varias veces mientras permanezcan calientes. Después, dejar enfriar los tubos a temperatura ambiente antes de medir la absorbancia.
2. Detección Espectrofotométrica
 - 2.1. Si las muestras digeridas enfriadas son claras (por ejemplo ausencia de cualquier turbiedad visible), medir la absorbancia a 600 nm utilizando el espectrofotómetro. Los resultados obtenidos mediante lectura directa del instrumento o por comparación contra la gráfica de calibración.

NOTA 1. Si el espectrofotómetro o los tubos no son adecuados para medir la absorbancia de la disolución directamente del tubo sellado, es necesario tener precaución de no alterar ningún sedimento en el fondo del tubo al transferir algo del contenido a una celda de 10mm de longitud de paso óptico al medir la absorbancia.

- 2.2. Si alguna de las muestras digeridas enfriadas se muestran turbias, centrifugar a (4000 \pm 200) G durante (5.0 \pm 0.5) min. Si la disolución de digestión ya no es turbia, medir la absorbancia a 600 nm utilizando el espectrofotómetro como se establece en 2.1. Tener precaución al momento de centrifugar los tubos sellados.
- 2.3. Si la disolución después de la etapa de digestión y el tratamiento centrífugo continúa turbia o si la muestra digerida presenta un color atípico, proceda como en 3.

3. Determinación mediante titulación

- 3.1. Retirar cuidadosamente la tapa del tubo que contenga la muestra digerida. Enjuagar las paredes internas con menos de 1 mL de agua o, en vez de ello, transfírala cuantitativamente a un recipiente adecuado.
- 3.2. Mientras agita, agregar una gota de la disolución indicadora de ferroina. Si el color de la disolución inmediatamente cambia de azul-verde a naranja-café, el valor de concentración de masa de DQO-TS de la muestra original estará por arriba del intervalo del método. La muestra deberá entonces ser diluida y la digestión, repetida.
- 3.3. Si el color permanece verde lima, titular la muestra con FAS mientras agita hasta que el color de la muestra cambie drásticamente de azul verdoso a naranja-café. Registrar el volumen de FAS gastado (V_2 mL). Después, titular un blanco digerido utilizando agua en vez de una muestra de prueba y registrar el volumen de FAS gastado (V_1 mL). Transferir la muestra al tubo de digestión. Volver a tapar el tubo y desechar en concordancia con las regulaciones nacionales o locales.

NOTA 2. En el Apéndice informativo E se proporciona un procedimiento de titulación de bajo intervalo (hasta concentración de 150 mg/L).

Demanda Oxígeno Disuelto Norma Mexicana NMX-AA-012-SCFI-2001

NMX-AA-012-SCFI-2001

**ANÁLISIS DE AGUA - DETERMINACIÓN DE OXÍGENO
DISUELTO EN AGUAS NATURALES, RESIDUALES Y
RESIDUALES TRATADAS – MÉTODO DE PRUEBA (CANCELADA
A LA NMX-AA-012-1980)**

**WATER ANALYSIS - DETERMINATION OF DISSOLVED
OXYGEN IN NATURAL, WASTEWATERS AND WASTEWATERS
TREATED - TEST METHOD**

Procedimiento

1. Método electrométrico

Posterior a la calibración del instrumento proceder a hacer la medición de la(s) muestra(s) siguiendo el procedimiento descrito a continuación.

- 1.1. Introducir el electrodo previamente lavado con agua a la muestra.
- 1.2. Agitar uniformemente y leer directamente del instrumento la concentración de oxígeno.

2. Método Yodométrico

2.1. Determinación de OD

- 2.2. Para fijar el oxígeno, adicionar a la botella tipo Winkler que contiene la muestra (300 mL), 2 mL de sulfato manganoso.
- 2.3. Agregar 2 mL de la disolución alcalina de yoduro-azida.
- 2.4. Tapar la botella tipo Winkler, agitar vigorosamente y dejar sedimentar el precipitado.
- 2.5. Añadir 2 mL de ácido sulfúrico concentrado, volver a tapar y mezclar por inversión hasta completa disolución del precipitado.
- 2.6. Titular 100 mL de la muestra con la disolución estándar de tiosulfato de sodio 0.025 M agregando el almidón hasta el final de la titulación, cuando se alcance un color amarillo pálido. Continuar hasta la primera desaparición del color azul.

Siglas

Conagua Comisión Nacional del Agua. 2

DBO₅ Demanda Bioquímica de Oxígeno. *Glosario:* Demanda Bioquímica de Oxígeno

DQO Demanda Química de Oxígeno. *Glosario:* Demanda Química de Oxígeno

ECA Estándares de Calidad Ambiental. 2, *Glosario:* Estándares de Calidad Ambiental

INEGI Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 5, 19

MO materia orgánica. *Glosario:* materia orgánica

NOM Norma Oficial Mexicana. 2, *Glosario:* Norma Oficial Mexicana

pH Potencial Hidrógeno. *Glosario:* Potencial Hidrógeno

PTAR Planta de Tratamiento de Aguas Residuales. *Glosario:* Planta de Tratamiento de Aguas Residuales

RHA Región Hidrológico - Administrativa. 2, *Glosario:* Región Hidrológico - Administrativa

SST Sólidos Suspensidos Totales. *Glosario:* Sólidos Suspensidos Totales

SSV Sólidos Suspensidos Volátiles. *Glosario:* Sólidos Suspensidos Volátiles

VUO Velocidad de Utilización de Oxígeno. *Glosario:* Velocidad de Utilización de Oxígeno

Glosario

D

Demanda Bioquímica de Oxígeno

Es una estimación de la cantidad de oxígeno que se requiere una población microbiana heterogénea para oxidar la materia orgánica de una muestra de agua en un periodo de 5 días. XXII

Demanda Química de Oxígeno

La concentración de masa de oxígeno es equivalente a la cantidad de dicromato consumida por la materia disuelta y suspendida, cuando una muestra de agua es tratada con este oxidante bajo condiciones definidas.

1 mol de dicromato ($Cr_2O_7^{2-}$) es equivalente a 3 moles de Oxígeno

. XXII

E

efluente

agua que sale de un recipiente, o un estanque, o una planta de tratamiento o de cualquiera de sus secciones. 4

Estándares de Calidad Ambiental

Instrumento de gestión ambiental que se establece para medir el estado de la calidad del ambiente en el territorio nacional. El ECA establece los niveles de concentración de elementos o sustancias presentes en el ambiente que no representan riesgos para la salud y el ambiente. 2, XXII

M

masa constante

Es la masa que se registra cuando el material ha sido calentado, enfriado y pesado, y que en dos ciclos completos consecutivos presenta una diferencia de ≤ 0.0005 g. XXIV

materia orgánica

Se entiende como materia orgánica la de los compuestos orgánicos del carbono. El contenido en materia orgánica en las aguas residuales expresa su capacidad de absorción del oxígeno disuelto que contiene las aguas de los cauces naturales. XXII

N**Norma Oficial Mexicana**

Son regulaciones técnicas de carácter obligatorio que establecen especificaciones y procedimientos para garantizar que los productos, procesos y servicios cumplan con requisitos mínimos de información, seguridad, calidad, entre otros.. 2, XXII

P**Planta de Tratamiento de Aguas Residuales**

Es un espacio físico equipado y destinado para la realización de procesos químicos, físicos y biológicos para tratar aguas residuales. Estas aguas contienen contaminantes que representan un riesgo para la salud humana, la integridad de los equipos y el medio ambiente en general.. XXII

Potencial Hidrógeno

El pH se define en términos de la actividad relativa de los iones de hidrógeno en la disolución:

$$pH = -\log a_H = -\log\left(\frac{m_H \gamma_H}{m^0}\right)$$

Donde a_H es la actividad relativa del ión hidrógeno (en base molal); γ_H es el coeficiente de actividad molal del ión hidrógeno H^+ a la molalidad m_H , y m^0 es la molalidad estándar. La magnitud pH es considerada como una medida de la actividad de los iones hidrógeno en la disolución. XXII

R**Región Hidrológico - Administrativa**

Las RHA están conformadas en función de sus características morfológicas, orográficas e hidrológicas; en ellas se considera a las cuencas hidrológicas como las unidades básicas de gestión de los recursos hídricos.. 2, XXII

S

Sólidos Suspendidos Totales

Es 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 $1.5 \mu\text{m}$ secado y llevado a masa constante a una temperatura de $105^\circ\text{C} \pm 2^\circ\text{C}$. XXII

Sólidos Suspendidos Volátiles

Son aquellos sólidos suspendidos que se volatilizan en la calcinación a $550^\circ\text{C} \pm 50^\circ\text{C}$. XXII

V

Velocidad de Utilización de Oxígeno

. XXII