



Educación

Secretaría de Educación Pública



TECNOLÓGICO
NACIONAL DE MÉXICO®
Instituto Tecnológico de Orizaba

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

OPCIÓN I.- TESIS

TRABAJO PROFESIONAL

“DEFINICIÓN DE LOS PATRONES DE FLUJOS
INTERNOS Y LAS RELACIONES DE CAMBIOS
DE LAS PROPIEDADES REOLÓGICAS EN UN
FOTOBIORREACTOR OPERADO CON
Nanocloropsis oculata Y *Haematococcus
pluvialis*.”

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS
EN INGENIERÍA QUÍMICA

PRESENTA:

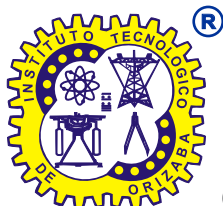
I.Q. Uriel Carmona Rosas

DIRECTOR DE TESIS:

Dr. Juan Manuel Méndez Contreras

CODIRECTOR DE TESIS:

Dr. Eduardo Hernández Aguilar



ORIZABA, VERACRUZ, MÉXICO.

OCTUBRE 2025



Instituto Tecnológico de Orizaba
División de Estudios de Posgrado e Investigación

Orizaba, Veracruz, **17/OCTUBRE/2025**

Dependencia: División de Estudios de Posgrado e Inv.

Asunto: Autorización de Impresión

Opción: I

URIEL CARMONA ROSAS
CANDIDATO A GRADO DE MAESTRO EN
CIENCIAS EN INGENIERÍA QUÍMICA
PRESENTE

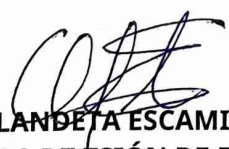
De acuerdo con el Reglamento de Titulación vigente de los Centros de Enseñanza Técnica Superior, dependiente de la Dirección General de Institutos Tecnológicos de la Secretaría de Educación Pública y habiendo cumplido con todas las indicaciones que la Comisión Revisora le hizo respecto a su Trabajo Profesional titulado:

**"DEFINICIÓN DE LOS PATRONES DE FLUJOS INTERNOS Y LAS RELACIONES DE CAMBIOS
DE LAS PROPIEDADES REOLÓGICAS EN UN FOTOBIORREACTOR OPERADO CON
NANOCOLOROPSIS OCULATA Y HAEMATOCOCCUS PLUVIALIS."**

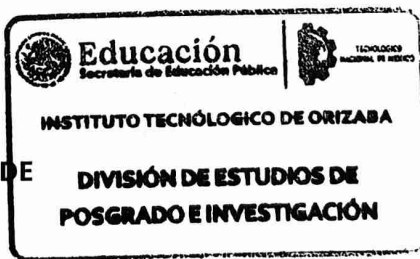
Comunico a usted que este Departamento concede su autorización para que proceda a la impresión del mismo.

ATENTAMENTE

Excelencia en Educación Tecnológica®
CIENCIA-TÉCNICA-CULTURA®


OFELIA LANDETA ESCAMILLA
JEFA DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE
POSGRADO E INVESTIGACIÓN

ccp. Archivo
OLE/NAVC



OG-13-F06



2025
Año de
La Mujer
Indígena

Av. Oriente 9 #852 Colonia Emiliano Zapata, C.P. 94320
Orizaba, Veracruz. Tel. 01 (272) 1105360
e-mail: info@orizaba.tecnm.mx www.orizaba.tecnm.mx





Educación
Secretaría de Educación Pública



TECNOLÓGICO
NACIONAL DE MÉXICO



Instituto Tecnológico de Orizaba
División de Estudios de Posgrado e Investigación

Orizaba, Veracruz, 15/agosto/2025
Asunto: **revisión de trabajo escrito**

DRA. OFELIA LANDETA ESCAMILLA
JEFA DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS
DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN
PRESENTE

Los que suscriben, miembros del jurado, han realizado la revisión de la Tesis del (la) C.

URIEL CARMONA ROSAS

La cual lleva el título de:

DEFINICIÓN DE LOS PATRONES DE FLUJOS INTERNOS Y LAS RELACIONES DE CAMBIOS DE LAS PROPIEDADES
REOLÓGICAS EN UN FOTOBIORREACTOR OPERADO CON *NANOCOLOROPSIS OCULATA* Y *HAEMATOCOCCUS PLUVIALIS*

Y concluyen que se acepta.

ATENTAMENTE
Excelencia en Educación Tecnológica®
CIENCIA-TÉCNICA-CULTURA®

PRESIDENTE: DR. JUAN MANUEL MÉNDEZ CONTRERAS

SECRETARIO: DR. EDUARDO HERNÁNDEZ AGUILAR

VOCAL: DR. ALEJANDRO ALVARADO LASSMAN

VOCAL SUP.: DR. ERIK SAMUEL ROSAS MENDOZA

FIRMA

FIRMA

FIRMA

FIRMA



2025
Año de
La Mujer
Indígena

Av. Oriente 9 #852 Colonia Emiliano Zapata, C.P. 94320
Orizaba, Veracruz. Tel. 01 (272) 1105360
e-mail: info@orizaba.tecnm.mx www.orizaba.tecnm.mx



DEDICATORIAS

Dedico este trabajo primeramente a Dios, en su infinita misericordia me ha concedido todo lo que le he pedido aun sin merecerlo.

A mi abuelita Sarita quien siempre me motivo a seguir mis sueños y a pensar en grande, no hay día que no me acordara de ti, tu amor y sabiduría vivirán para siempre.

A mis padres que incansablemente todos los días se esfuerzan por mis hermanos y por mí, que me han inculcado los valores de responsabilidad y trabajo desde la niñez y que me enseñaron a jamás rendirme a pesar de cualquier adversidad. A mi padre Antonio Carmona quien me enseñó que el valor de un hombre no esta en sus palabras sino en sus acciones, y que siempre se puede ser mejor. A mi madre Rosalía Rosas quien siempre me ha apoyado y me ha instruido para ser un hombre de bien.

A mis hermanos Angel y Eliud quienes me motivan a esforzarme y dar un buen ejemplo para ellos, su apoyo incondicional fue fundamental para alcanzar esta meta.

A mi asesor el Dr. Juan Manuel Méndez Contreras quien tiene toda mi admiración y respeto, le agradezco de todo corazón por la confianza y darme la oportunidad de formar parte de su equipo de trabajo, por todas sus enseñanzas durante el desarrollo de esta tesis y por hacerme creer en mis capacidades a futuro. Usted ha sido una bendición en mi vida, mi estimado amigo y mentor.

A mi amigo Roger con quien forme una increíble amistad en mi tiempo en el laboratorio, de quien admiro su disposición de siempre ayudar y enseñar, me llevo tu ejemplo de ser un profesional capaz e inteligente, pero sobre todo de ser un incomparable amigo.

A Patty mi compañera de vida, mi amiga, mi confidente, mi inspiración. Gracias por ser siempre mi refugio en los momentos difíciles, por los momentos de plena felicidad que hemos compartido y por sacar la mejor versión mí.

A mis compañeros del Laboratorio Ambiental II: Joaquín, Karla, Viviana, Diana, José Manuel, Mandí, Edwin, Itzel Díaz, Itzel González, Cristina y Sarahi. Y las estudiantes de servicio social: Itzel, Lulu y Andrea. por su apoyo técnico y por los momentos agradables y divertidos vividos en el proceso de nuestras investigaciones.

RECONOCIMIENTOS ACADEMICOS

Se agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología CONACYT (hoy SECIHTI) por el otorgamiento de la beca con número de CVU 1323199 para realizar los estudios de maestría.

Agradezco a todas las personas que contribuyeron con el éxito de este proyecto.

Primeramente, a mi asesor el Dr. Juan Manuel Méndez Contreras cuya dirección y apoyo constantes fueron fundamentales para la realización de esta investigación. Su experiencia y conocimiento me inspiran a en futuro tener la capacidad de desarrollar de igual manera proyectos en beneficio del medio ambiente y la sociedad.

Agradezco a mi co-asesor el Dr. Eduardo Hernández Aguilar por su orientación y confianza, por sus valiosas aportaciones y el apoyo técnico para la realización de este trabajo.

También agradezco a los miembros del comité que han influido de manera importante y precisa para realzar la relevancia y profesionalismo de esta investigación: Dr. Alejandro Alvarado Lassman y Dr. Erik Samuel Rosas Mendoza. Les agradezco sus invaluable recomendaciones y consejos.

Agradezco a mis maestros durante mi estadía en la M.C.I.Q: Dr. Eusebio Bolaños Reynoso, Dra. Ofelia Landeta Escamilla, Dra. Rosalía Cerecero Enríquez, Dra. Leticia López Zamora y Dra. Araceli Ortiz Celiseo. Sus enseñanzas han enriquecido significativamente mi perfil profesional y el desarrollo de esta investigación.

Agradezco a la M.I.Q. Norma Alejandra Vallejo Cantú y la Dra. Ofelia Landeta Escamilla quienes dirigen de manera eficiente y óptima el área administrativa de la maestría y contribuyeron gestionando y apoyando con los trámites y procedimientos para que este trabajo terminará con éxito.¹

RESUMEN

Determinación de los patrones de flujo internos y las relaciones de cambio de las propiedades reológicas en un fotobiorreactor operado con *Nannochloropsis oculata* y *Haematococcus Pluvialis*

Elaborado por: I. Q. Uriel Carmona Rosas

Dirigida por: Dr. Juan Manuel Méndez Contreras

En México, más del 40 % de las aguas residuales no reciben tratamiento adecuado, generando contaminación y riesgos a la salud. Los métodos convencionales son costosos, poco eficientes y producen subproductos que afectan su sostenibilidad. Como alternativa, las microalgas permiten remover nutrientes y generar biomasa de valor agregado. El objetivo de este trabajo fue evaluar el cultivo de *Nannochloropsis oculata* y *Haematococcus Pluvialis* en un reactor airlift, considerando la geometría y el comportamiento reológico para optimizar la remoción de contaminantes y favorecer el aumento en la densidad celular.

El reactor airlift fue simulado mediante CFD para descartar zonas muertas. Se implementó un diseño experimental unifactorial para determinar el porcentaje óptimo de inóculo (5, 10 y 15 %) en fotobiorreactores de 400 mL, monitoreando crecimiento celular, DQO total y soluble, y pH. Con el nivel óptimo, se cultivaron microalgas en el reactor airlift durante 14 días, registrando viscosidad, fuerza de cizalla, densidad celular y remoción de contaminantes cada dos días. Finalmente, la biomasa obtenida se analizó para cuantificar proteínas, lípidos y carbohidratos, complementando con espectroscopía FT-IR para identificar compuestos bioactivos.

La simulación CFD confirmó una hidrodinámica eficiente sin zonas muertas en el fotobiorreactor. A nivel laboratorio se alcanzaron remociones de DQO soluble superiores al 95 %, mientras que en el reactor airlift se obtuvo una remoción cercana al 78 %, cumpliendo con los límites normativos de fósforo y nitrógeno. Se observaron fases de adaptación similares a las pruebas a pequeña escala, mejorando la afinidad inóculo-sustrato. El análisis reológico ajustó al modelo de Herschel-Bulkley, mostrando disminución del índice de flujo y aumento del de consistencia, asociado a la degradación de materia orgánica y el crecimiento de biomasa. Estos resultados confirman la viabilidad de la implementación de herramientas CFD y monitoreo reológico con *H. Pluvialis* y *N. oculata* para la biorremediación en sistemas airlift.

ABSTRACT

Determination of internal flow patterns and change relationships of rheological properties in a photobioreactor operated with *Nannochloropsis oculata* and *Haematococcus Pluvialis*.

Prepared by: I. Q. Uriel Carmona Rosas

Directed by: Dr. Juan Manuel Méndez Contreras

In Mexico, more than 40% of wastewater is not adequately treated, leading to water pollution and public health risks. Conventional methods are costly, inefficient, and generate by-products that compromise their sustainability. As an alternative, microalgae can remove nutrients and generate value-added biomass. The objective of this work was to evaluate the cultivation of *Nannochloropsis oculata* and *Haematococcus Pluvialis* in an airlift reactor, considering system geometry and rheological behavior to optimize contaminant removal and promote an increase in cell density.

The airlift reactor was simulated using CFD to rule out dead zones. A unifactorial experimental design was implemented to determine the optimal inoculum percentage (5, 10, and 15%) in 400 mL photobioreactors, monitoring cell growth, total and soluble COD, and pH. Using the optimal level, microalgae were cultivated in the airlift reactor for 14 days, recording viscosity, shear stress, cell density, and contaminant removal every two days. Finally, the resulting biomass was analyzed to quantify proteins, lipids, and carbohydrates, complemented by FT-IR spectroscopy to identify bioactive compounds.

The CFD simulation confirmed efficient hydrodynamics without dead zones in the photobioreactor. At the laboratory scale, soluble COD removal exceeded 95%, while in the airlift reactor, removal was close to 78%, meeting regulatory limits for phosphorus and nitrogen. Adaptation phases similar to small-scale tests were observed, improving inoculum–substrate affinity. Rheological analysis fitted the Herschel-Bulkley model, showing a decrease in the flow index and an increase in the consistency index, associated with organic matter degradation and biomass growth. These results confirm the feasibility of implementing CFD tools and rheological monitoring with *H. Pluvialis* and *N. oculata* for bioremediation in airlift systems.

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS.....	4
LISTA DE TABLAS	7
NOMENCLATURA	8
INTRODUCCIÓN.....	9
OBJETIVOS ESPECIFICOS	11
CAPÍTULO 1 FUNDAMENTOS TEÓRICOS.....	13
1.1 Aguas Residuales	13
1.2 Aguas Residuales Municipales	13
1.3 Impacto ambiental de las aguas residuales	14
1.4 Tratamientos para el agua residual.....	14
1.5 Microalgas.....	15
1.5.1 Tratamiento de aguas residuales con microalgas	15
1.5.2 Ventajas del uso de microalgas como estrategia de biorremediación de aguas residuales	16
1.5.3 Biomasa obtenida de microalgas.....	17
1.5.4 Factores que afectan el cultivo de microalgas.....	18
1.6 Nannochloropsis Oculata	19
1.7 <i>Haematococcus Pluvialis</i>	20
1.8 Parametros para la Modelación Reologica	21
1.8.1 Clasificación de los fluidos.	23
1.8.2 Modelos reológicos.....	26
1.9 Fotobiorreactores	26
1.9.1 Fotobiorreactores Airlift	27
1.10 Modelo de Gompertz.....	28
1.11 Simulación de los patrones de flujo empleando dinámica de fluidos computacional	29
1.11.1 Ecuaciones de Navier Stokes.....	29
1.12 Antecedentes	32
1.13 Avances	34
CAPÍTULO 2 MATERIALES Y MÉTODOS.....	38
2.1 Caracterización fisicoquímica del agua residual	39

2.2 Obtención y propagación de las especies microalgales.....	39
2.2.1 Propagación de la microalga <i>Haematococcus Pluvialis</i> en M1B5	41
2.2.2 Propagación de la microalga <i>Nannochloropsis oculata</i> en medio F/2	42
2.3 Diseño y construcción de fotobiorreactor y modelación CFD.....	42
2.3.1 Hidrodinámica interna del FBR Airlift.....	44
2.4 Adaptación de microalgas en agua residual	45
2.4.1 Escalamiento dentro de Fotobiorreactor Airlift.....	46
2.5 Modelamiento de los parámetros cinéticos	47
2.6 Monitoreo Reológico	48
2.7 Evaluación del agua y la biomasa obtenida	49
2.7.1 Analisis FTIR	50
2.7.2 Evaluación del agua tratada	51
CAPITULO 3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	53
3.1 Caracterización fisicoquímica	53
3.2 Propagación de microalgas <i>N. Oculata</i> y <i>H. Pluvialis</i> en medio sintético.....	55
3.2.1 Propagación de microalga <i>H. Pluvialis</i>	55
3.2.2 Propagación de microalga <i>N. Oculata</i>	56
3.3 Adaptación de microalga <i>N. Oculata</i> en agua residual.	57
3.3.1 Comportamiento pH	57
3.3.2 Remocion de DQO soluble	59
3.3.3 Remocion de DQO total	61
3.3.4 Densidad celular de <i>N. Oculata</i>	62
3.4 Adaptación de microalga <i>H. Pluvialis</i> en agua residual.....	65
3.4.1 Comportamiento de pH	65
3.4.2 Remocion de DQO soluble	66
3.4.3 Remocion de DQO total	67
3.4.4 Densidad celular de <i>H. Pluvialis</i>	68
3.5 Patrones de flujo usando CFD del fotobiorreactor airlift.....	72
3.6 Experimento de escalamiento en fotobiorreactor airlift.....	74
3.6.1 Biorremediación empleando <i>H. Pluvialis</i> en FBR airlift.....	74
3.6.2 Biorremediación con <i>H. Pluvialis</i>	77

3.7 Monitoreo reológico.....	82
3.7.1 Monitoreo reológico <i>H. Pluvialis</i>	82
3.7.2 Monitoreo reológico <i>N. Oculata</i>	86
3.8 Evaluación del tratamiento del agua residual municipal.....	90
3.9 Evaluación de la biomasa microalgal	92
3.9.1 Determinación de ácidos grasos poliinsaturados en las biomasas obtenidas	94
CONCLUSIONES	100
RECOMENDACIONES	102
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	103

LISTA DE FIGURAS

Figura	Descripción	Página
1.1	Estructura de <i>N. Oculata</i>	20
1.2	Microalga <i>H. Pluvialis</i> durante sus tres fases de crecimiento a) a) La etapa vegetativa; (b) la etapa intermedia; y (c) la etapa de quiste al final (astaxantina). (Hazwani-Oslan <i>et al.</i> ,2021).	21
1.3	Métodos para aplicar esfuerzo. Referencia: Tomado de “Efecto de la pulpa de café en las propiedades reológicas de masa para pan y batidos para muffins y su relación con sus parámetros de panificación” por (Rosas Sánchez, 2021)	23
1.4	Clasificación de fluidos según comportamiento reológico. Referencia: Tomado y traducido de “Caracterização reológica de fluidos complexos.” Página 3 por (Costa, 2017)	24
1.5	Diferentes tipos de fluidos. Referencia: Tomado de “Determinación de parámetros reológicos en bebidas de frutas con diferentes concentraciones de sólidos solubles mediante el uso del equipo universal ta – xt2i” Pagina 56 por (Panchi Guanoluisa, 2013)	25
1.6	Fotobiorreactor tipo Airlift con sus dos regiones características. Tomado de (Gutierrez Cuervo & Guzman Silva, 2016)	27
1.7	Etapas del planteamiento de un problema CFD. Adaptado y traducido de “Computational Fluid Dynamics: A Practical Approach (Third Edition ed.)” Página 43 por (Tu, Yeoh, & Liu, 2018)	31
2.1	Diagrama de flujo de la metodología	38
2.2	Técnica empleada en la propagación de las cepas puras de microalga en medio sintético	40
2.3	Uso de la cámara de Neubauer para el conteo de densidad celular	40
2.4	Esquema 2D y medidas del Fotobiorreactor Airlift propuesto. Diagrama adaptado de (Li, Xu, y Wang, 2022)	43
2.5	Proceso de biodegradación de ARM con <i>H. Pluvialis</i> y <i>N. Oculata</i>	46
2.6	Experimentos de escalamiento en fotobiorreactor airlift	47

2.7	Viscosímetro Brookfield con chaqueta de control de calentamiento y baño termostático	48
2.8	Proceso de extracción y análisis de la biomasa microalgal	49
3.1	Crecimiento de <i>H. Pluvialis</i> en el medio sintético M1B5	56
3.2	Crecimiento de <i>N. oculata</i> en el Medio sintético Guillard's F/2	57
3.3	Comportamiento de pH en el tratamiento de ARM con <i>N. Oculata</i> .	59
3.4	Remoción de DQO total en ARM empleando <i>N. Oculata</i>	61
3.5	Remoción de DQO total en ARM empleando <i>N. Oculata</i>	62
3.6	Crecimiento celular de <i>N. Oculata</i> en ARM	63
3.7	Cinética de crecimiento de <i>N. oculata</i> en ARA con tratamiento	64
3.8	Comportamiento de pH en el tratamiento de ARM con <i>H. Pluvialis</i>	66
3.9	Remoción de DQO soluble en ARM empleando <i>H. Pluvialis</i>	67
3.10	Remoción de DQO total en ARM empleando <i>H. Pluvialis</i>	68
3.11	Crecimiento celular de <i>H. Pluvialis</i> en ARM	70
3.12	Cinética de crecimiento de <i>H. Pluvialis</i> en ARA con tratamiento	70
3.13	Magnitud de velocidad para una velocidad de ingreso de 2.65 m/s	73
3.14	Líneas de flujo para una velocidad de ingreso de 2.65 m/s	73
3.15	Turbulencia inducida por burbujas para una velocidad de 2.65 m/s	73
3.16	Magnitud de velocidad para una velocidad de ingreso de 3 m/s	73
3.17	Líneas de flujo para una velocidad de ingreso de 3 m/s	73
3.18	Turbulencia inducida por burbujas para una velocidad de 3 m/s	73
3.19	Magnitud de velocidad para una velocidad de ingreso de 4 m/s	73
3.20	Líneas de flujo para una velocidad de ingreso de 4 m/s	73
3.21	Turbulencia inducida por burbujas para una velocidad de 4 m/s	73
3.22	Crecimiento de <i>H. Pluvialis</i> en ARM	75
3.23	Remoción de: A) DQO total y B) DQO soluble, durante la bioconversión de ARM con <i>H. Pluvialis</i>	76
3.24	Remoción de: A) DQO total y B) DQO soluble, durante la bioconversión de ARM con <i>N. Oculata</i>	77
3.25	Crecimiento de <i>N. Oculata</i> en ARM	78
3.26	Remoción de: A) DQO total y B) DQO soluble, durante la	80

	bioconversión de ARM con <i>N. Oculata</i>	
3.27	Remoción de: A) Fosforo total y B) Nitrogeno total, durante la bioconversión de ARM con <i>N. Oculata</i>	82
3.28	Reograma inicial y final de la biodegradación de ARM empleando <i>H. Pluvialis</i> .	83
3.29	Correlación con <i>H. Pluvialis</i> entre (a) el índice de flujo y la densidad celular (b) el índice de consistencia y los COD.	86
3.30	Reograma inicial y final de la biodegradación de ARM empleando <i>N. Oculata</i>	87
3.31	Correlación con <i>N. Oculata</i> entre (a) el índice de flujo y la densidad celular (b) el índice de consistencia y los COD	90
3.32	Espectros IR de las biomasas microalgales (<i>H. Pluvialis</i>) obtenidas con los 3 porcentajes de inoculo en ARM	96
3.33	Espectros IR de las biomasas microalgales (<i>N. Oculata</i>) obtenidas con los 3 porcentajes de inoculo en ARM.	98

LISTA DE TABLAS

Tabla	Descripción	Página
1.1	Impacto ambiental de los contaminantes	13
1.2	Modelos reológicos	25
1.3	Zonas de fotobiorreactor airlift	27
2.1	Técnicas para la caracterización del agua residual	38
2.2	Macronutrientes Del Medio M1B5	40
2.3	Micronutrientes Del Medio M1B5	40
2.4	Macronutrientes Del Medio Guillard's F/2	41
2.5	Micronutrientes Del Medio Guillard's F/2	41
2.6	Evaluación de la biomasa	49
2.7	Evaluación del agua tratada	50
3.1	Caracterización fisicoquímica y microbiológica del agua residual	52
3.2	Parámetros cinéticos de <i>N. Oculata</i> en ARM	63
3.3	Parámetros cinéticos de <i>H. Pluvialis</i> en ARM	71
3.4	Parámetros cinéticos de la modelación del crecimiento de <i>H. Pluvialis</i> en fotobiorreactor airlift	75
3.5	Parámetros cinéticos de la modelación del crecimiento de <i>N. Oculata</i> en fotobiorreactor airlift	78
3.6	Parámetros reológicos en el proceso de biotransformación de <i>H. Pluvialis</i> en ARM	83
3.7	Parámetros reológicos en el proceso de biotransformación de <i>N. Oculata</i> en ARM	86
3.8	Caracterización de ARM	89
3.9	Caracterización de biomasas	90
3.10	Asignaciones de bandas FT-IR para grupos funcionales encontrados en el espectro de las biomasas microalgales	92

NOMENCLATURA

Nomenclatura	Descripción
ω -3 AG	Ácidos grasos omega-3
CFD	Dinamica de fluidos computacional
FBR	Fotobiorreactor
DQO	Demanda quimica de oxigeno
CP	Centipoise
ARM	Agua residual municipal
NT	Nitrógeno total
PT	Fósforo total
ARM	Agua residual municipal
K	Índice de consistencia
N	Índice de flujo
NMP	Numero más probable
GEI	Gases de efecto invernadero
CO2	Dióxido de carbono
EPS	Polisacáridos extracelulares

INTRODUCCIÓN

En México, la creciente generación de aguas residuales municipales constituye un problema ambiental y de salud pública de gran relevancia. Se estima el 76.8 % (215.5 m³/s) de las aguas residuales generadas fueron colectadas en los sistemas de alcantarillado de los cuales más del 40% no reciben un tratamiento adecuado antes de ser vertidas en cuerpos receptores (CONAGUA, 2022), lo que contribuye significativamente a la contaminación de ríos, lagos y acuíferos. Esta situación se agrava por la limitada eficiencia de las tecnologías convencionales de tratamiento, los cuales presentan restricciones técnicas y operativas frente a la creciente carga orgánica y la presencia de nutrientes inorgánicos como nitrógeno y fósforo las cuales generan la eutrofización del medio. Además, estos sistemas suelen requerir elevadas demandas energéticas debido a que en la mayoría de los casos requieren largos períodos de tiempo para descomponer compuestos orgánicos complejos, lo que limita su eficacia (Rout *et al.*, 2021).

En dichos procesos se generan subproductos contaminantes por ejemplo en un sistema de lodos activados, se producen grandes volúmenes de lodos residuales que requieren procesos adicionales de estabilización, deshidratación y disposición final (Wu *et al.*, 2022), los cuales implican riesgos ambientales si no se manejan adecuadamente por otro lado durante el tratamiento biológico convencional se generan gases de efecto invernadero, principalmente dióxido de carbono (CO₂), óxidos de nitrógeno (NO_x) y metano (CH₄), derivados de la descomposición de la materia orgánica en conjunto estos problemas limitan la sostenibilidad a largo plazo (Singh *et al.*, 2017).

Una alternativa viable para la biorremediación de aguas residuales es el uso de microalgas debido a que experimentan su desarrollo mediante el proceso de fotosíntesis, empleando luz solar, dióxido de carbono (CO₂) y ciertos nutrientes como nitrógeno y fósforo. Estos elementos se transforman en biomasa durante el proceso fotosintético (Suresh Kumar *et al.*, 2019) y según su ruta metabólica tienden a ser productos con valor comercial. La especie *Nannochloropsis oculata* ha tomado relevancia por la producción de biomoléculas de alto valor como lo son los ácidos grasos poliinsaturados que tienen importantes aplicaciones en la salud. Se ha reportado

que en condiciones de estrés también se puede emplear esta microalga para la producción de biodiésel, por lo tanto, se deben ajustar las condiciones de operación de acuerdo con el producto final deseado (Vasilis *et al.*, 2023). La microalga *Haematococcus Pluvialis* es reconocida por ser una de las mejores fuentes de carotenoides secundarios rojos, así como astaxantina, que además generan lípidos poli-insaturados omega 3 con aplicaciones para el cuidado de la piel y en la nutrición humana (Torres Ospina y Camacho Kurmen, 2022).

Si bien estas microalgas se ha demostrado que pueden crecer en medios abiertos, para obtener un mayor rendimiento y biomasa de mejor calidad se sugiere que su propagación se realice en reactores aislados dentro de los cuales destacan los tipos Airlift debido su bajo costo de fabricación y operación, una buena transferencia de masa y de calor y tensiones de corte débiles que evitan el daño celular por cizallamiento. Para evaluar el rendimiento del FBR es necesario conocer el efecto de la geometría establecida, así como la operación hidrodinámica dentro del sistema para ello la dinámica de fluidos computacional es una herramienta útil para analizar los patrones de flujo internos (perfiles de velocidad) además que en este proceso las microalgas experimentarían un cambio en su viscosidad debido al consumo de nutrientes de su medio y el crecimiento celular por lo tanto se puede establecer una relación entre la remoción de contaminante y el monitoreo reológico.

En este contexto, en el presente trabajo se propone una estrategia de control basada en la caracterización reológica del medio durante el proceso como una herramienta de monitoreo del tratamiento de aguas residuales municipales utilizando *H. Pluvialis* y *N. Oculata* en un fotobiorreactor airlift. Se plantea que los cambios en las propiedades reológicas, particularmente en parámetros como el índice de consistencia (k) y el índice de flujo (n) del modelo de Herschel–Bulkley, pueden estar correlacionados con el aumento de la densidad celular y la eficiencia de remoción de la carga orgánica disuelta (DQO soluble y total). Esta aproximación no solo permite comprender mejor la dinámica físico-biológica del sistema, sino que también puede representar una alternativa práctica y no invasiva para la toma de decisiones operativas en tiempo real.

OBJETIVO GENERAL

Determinar los patrones de flujo hidrodinámicos y los cambios en las propiedades reológicas en fotobiorreactores operados con microalgas mediante modelos matemáticos sigmoidales

OBJETIVOS ESPECIFICOS

- Diseñar e implementar fotobiorreactores empleando microalgas para el tratamiento de efluentes municipales.
- Determinar la dinámica de flujo interno en un reactor airlift y su influencia en la remoción de contaminantes orgánicos.
- Evaluar las relaciones de cambio en las propiedades reológicas en condiciones de operación de alta eficiencia.
- Estimar la valoración del residuo tratado en términos de su contenido nutricional de la biomasa obtenida.

CAPÍTULO 1

FUNDAMENTOS TEÓRICOS

CAPÍTULO 1 FUNDAMENTOS TEÓRICOS

1.1 Aguas Residuales

Las aguas residuales son el resultado de la introducción directa o indirecta por parte del hombre de sustancias contaminantes, formas de energía o condiciones que afectan negativamente la calidad del agua en términos de sus usos futuros o su función ecológica. Estas aguas se originan a partir del sistema de suministro de agua de una comunidad, luego de haber sido alteradas por diversos usos en actividades domésticas, industriales y comunitarias. Contienen una combinación de componentes físicos, químicos y biológicos, que incluyen materiales orgánicos e inorgánicos, tanto suspendidos como disueltos. (Díaz-Cuenca *et al.*, 2012)

1.2 Aguas Residuales Municipales

Las aguas residuales domésticas son el resultado de las actividades cotidianas de las personas y se recogen en sistemas de alcantarillado o se liberan de forma errónea directamente en el medio ambiente (Carrillo-Barahona *et al.*, 2021) las cuales constituyen una amenaza para las masas de agua en la superficie debido a la introducción de nutrientes (materia orgánica soluble y en suspensión, amonio, nitrógeno orgánico, fosfatos, sulfatos, entre otros), los cuales provienen de la descomposición de materia orgánica o de compuestos químicos derivados de actividades humanas, como los detergentes empleado para el lavado de ropa, trastes, carros entre otros usos a este tipo de agua se le nombra como aguas grises. (Cervantes-Zepeda *et al.*, 2011).

Su potencial contaminante es producido por distintos factores dentro de los principales se encuentra los desechos procedentes del metabolismo humano como lo son heces y la orina que dentro de su composición tienen un alto contenido de solidos suspendidos, nitrógeno y coliformes fecales las cuales se conocen como aguas oscuras (Taimal Cuaical, 2020). Otro factor para considerar son los desechos por arrastre pluvial tales como hollin, polvo de ladrillo, cemento, esporas, hidrocarburos procedentes de las vías publicas entre otros.

1.3 Impacto ambiental de las aguas residuales

Los contaminantes presentes en el agua residual afectan de forma directa su composición química y física trayendo consecuencias para la vida presente dentro de la misma o aledaña a ella, en la Tabla 1 se muestran los contaminantes comúnmente presentes en las aguas residuales y su potencial impacto ambiental.

Tabla 1.1 Impacto ambiental de los contaminantes

Contaminantes	Parámetro típico de medida	Efecto contaminante
Materia orgánica biodegradable	DBO, DQO	Desoxigenación del agua, generación de olores indeseables.
Materia suspendida	SST, SSV	Causa turbiedad en el agua, deposita lodos.
Patógenos	CF	Hace el agua insegura para consumo y recreación.
Amoniaco	NH ₄ + - N	Desoxigena el agua, es tóxico para organismos acuáticos y puede estimular el crecimiento de algas.
Fósforo	Ortofosfatos	Puede estimular el crecimiento de algas
Materiales tóxicos	Como cada material tóxico específico	Peligroso para la vida vegetal y animal.
Sales inorgánicas	SDT	Limita los usos agrícolas e industriales del agua.
Energía térmica	Temperatura	Reduce la concentración de saturación de oxígeno en el agua, acelera el crecimiento de organismos acuáticos.
Iones hidrógeno	pH	Riesgo potencial para organismos acuáticos

*Tomado de Romero Rojas Jairo Alberto, 2004, "Tratamiento de Aguas Residuales Teoría y principios de diseño"

1.4 Tratamientos para el agua residual

Las aguas sin tratar representan un peligro para la salud humana debido a la presencia de agentes infecciosos; las bacterias, coliformes, junto con otros microorganismos patógenos, sirven como indicadores de contaminación. Existen dos principales opciones para el tratamiento de aguas residuales y desechos orgánicos biodegradables: los procesos de tratamiento biológico aerobio y anaerobio.

La descomposición aerobia de la materia orgánica ocurre en tres etapas principales: la hidrólisis de moléculas orgánicas complejas en monómeros, la descomposición de estos monómeros en intermediarios comunes, y la fase final que involucra el ciclo de Krebs y la cadena respiratoria, donde el oxígeno molecular actúa como aceptor final de electrones, produciendo agua, dióxido de carbono y amoníaco. (Moeller y Tomasini, 2004). En el metabolismo anaeróbico, los compuestos orgánicos producidos internamente por la descomposición de la materia orgánica, junto con el dióxido de carbono, los nitritos y nitratos, o los sulfatos, son empleados como aceptores finales de electrones en una serie de reacciones en cadena complejas.

1.5 Microalgas

En general, las microalgas son organismos fotoautótrofos, lo que significa que utilizan la energía de la luz solar y los compuestos inorgánicos para su desarrollo. Estas microalgas tienen la capacidad de influir en los microbiomas del agua circundante, ya sea compitiendo por nutrientes o estableciendo relaciones de simbiosis mutualista con otros organismos. (Berk-Turkkul, 2020) por lo tanto el uso de estos métodos que emplean microalgas para la depuración de efluentes han ido ganando relevancia debido a su viabilidad técnica y económica. Estas técnicas no solo permiten la limpieza de aguas residuales, sino que también posibilitan el aprovechamiento de la biomasa obtenida como recurso biológico con diversas aplicaciones industriales (Jimenez-Veuthey *et al*, 2022).

1.5.1 Tratamiento de aguas residuales con microalgas

Las microalgas tienen un sistema metabólico variado, siendo mayoritariamente autótrofas, aunque algunas especies pueden ser heterótrofas o mixotróficas. Debido a

su capacidad de fotosíntesis, transforman la energía solar en biomasa y requieren una gran cantidad de nutrientes para su crecimiento, especialmente nitrógeno (N) y fósforo (P). Estos elementos son necesarios para la síntesis de proteínas, que constituyen entre el 45 y el 60% del peso seco de las microalgas, así como para la formación de ácidos nucleicos y fosfolípidos. Por estas razones, el uso de microalgas en el tratamiento de aguas residuales ha sido ampliamente adoptado, mostrando resultados prometedores en diferentes niveles. (Mérida-Ramírez, 2020) además que poseen la capacidad de reducir organismos patógenos debido al pH extremo generado debido a su metabolismo y su interacción con el sustrato.

Para el desarrollo de microalgas con la finalidad de reducir los compuestos orgánicos e inorgánicos del efluente, las características fisicoquímicas del efluente o del agua residual son de gran importancia, ya que estos compuestos servirán como nutrientes para la formación de biomasa sin embargo, la eficiencia del tratamiento biológico dependerá del tipo de cepa utilizada. El uso de microalgas en el tratamiento de aguas residuales representa una tecnología innovadora que mejora el proceso, ya que no solo proporciona agua reciclada, sino que también produce bioproductos de valor añadido y reduce las emisiones de gases de efecto invernadero debido a la biofijación de CO₂ (Caballero-García, 2019).

1.5.2 Ventajas del uso de microalgas como estrategia de biorremediación de aguas residuales

El tratamiento de aguas residuales con microalgas es una opción ecológica y libre de contaminantes. Este método es económico y no requiere un ambiente estrictamente aerobio. Las microalgas son eficaces en la eliminación de nitrógeno y fósforo, nutrientes esenciales para su crecimiento, sin necesidad de utilizar carbono orgánico. Además, no generan lodos activados tras el tratamiento. Absorben dióxido de carbono tanto de la atmósfera como de los efluentes, pudiendo manejar altas concentraciones de este contaminante.

Esto es particularmente beneficioso para capturar CO₂. En este proceso se utilizan el agua residual rica en contaminantes como medio de cultivo, mientras producen una biomasa valiosa para diversas aplicaciones biotecnológicas. Dependiendo de su composición bioquímica, esta biomasa puede acumular pigmentos, carbohidratos, proteínas, lípidos y fibras, que se emplean en la producción de fertilizantes, biocombustibles, medicamentos, cosméticos y alimentos para animales, entre otros usos (Miño-Herrera, 2017).

1.5.3 Biomasa obtenida de microalgas

Los pigmentos que se acumulan en las microalgas son responsables de su coloración, pudiendo ser verdes debido a la presencia de clorofila, mientras que otros tonos comunes incluyen el azul, gracias a la ficocianina y la ficoeritrina, y el amarillo, que se debe a los carotenoides como el b-caroteno, la luteína y otras xantofilas. Pigmentos como carotenoides, clorofila, astaxantina y luteína, junto con la capacidad de almacenar lípidos, proteínas y vitaminas, ofrecen oportunidades en las industrias cosmética, alimentaria y farmacéutica, siendo estos compuestos esenciales para una variedad de aplicaciones (Garcia-Cubero, 2012).

La extracción de biomasa de microalgas en laboratorios con volúmenes bajos no implica gastos significativos, pero al aumentar los volúmenes, surgen costos adicionales relacionados con la energía y otros recursos. A continuación, se listan algunos métodos para la extracción de biomasa (Miño Herrera, 2017).

- Sedimentación
- Centrifugación
- Filtración
- Flotación
- Coagulación-Floculación
- Secado de la biomasa

1.5.4 Factores que afectan el cultivo de microalgas

Las microalgas requieren condiciones específicas para poder desarrollarse y crecer tales como la intensidad lumínica, agitación, temperatura, pH y los componentes químicos nutricionales presentes en el medio. Cuando se presenta una variación en algún parámetro la microalga presenta un estrés que puede generar su muerte o tomar una ruta metabólica diferente, a continuación, se describen los factores de mayor relevancia.

Luz

La luz desempeña un papel crucial en el crecimiento de las algas, ya que tiene un impacto directo en la fotosíntesis. Se ha observado que las microalgas experimentan cambios en su biomasa y en la estructura celular cuando se ven sometidas a diferentes espectros lumínicos e intensidades, lo que puede inducir un estado de estrés en estos microorganismos. Numerosos microorganismos fototróficos pueden soportar una exposición constante a la luz, lo que promueve su crecimiento más rápido en comparación con condiciones de iluminación intermitente. Por ende, las fuentes de luz artificial se presentan como una opción más favorable para su desarrollo (Domínguez, 2014).

pH

Esta estrictamente relacionado con la concentración de CO₂ disuelto en el medio de cultivo, cuando el CO₂ es significativo puede producir la acidificación del medio ambiente e inhibir el crecimiento de las microalgas (Sihem-Tebbani, 2020). La alcalinización del medio de cultivo ocurre debido al consumo de la fuente de carbono, lo que resulta en la generación de bases como el NaOH. La medición del pH puede servir como una forma cuantitativa de evaluar la cantidad de biomasa presente en el medio (De Godos *et al*, 2014).

Agitación

La agitación garantiza la uniformidad en la distribución de las células y los nutrientes dentro del cultivo, lo que facilita su óptimo aprovechamiento. Además, contribuye a

mejorar la exposición de las células a la luz, asegurando que permanezcan activas en la fotosíntesis y evitando su sedimentación, así como la estratificación térmica del medio (Caballero-García, 2019).

Temperatura

La temperatura está estrechamente vinculada con la luz y puede influir en la estructura celular de las microalgas. Un aumento en la temperatura por encima del valor óptimo puede resultar en un incremento del volumen celular. La tolerancia de las microalgas a la temperatura varía generalmente entre 15°C y 26°C, con una concentración óptima de células alrededor de los 23°C, aunque este valor puede variar según la especie de microalga. Además, un aumento en la temperatura puede afectar el metabolismo relacionado con la fijación del CO₂ (Sihem-Tebbani, 2020).

1.6 *Nannochloropsis Oculata*

Esta microalga pertenece a la clase Eustigmatophyceae, que agrupa a las especies que contienen la mayor cantidad de ácidos grasos poliinsaturados (PUFAs), especialmente ácido eicosapentaenoico (EPA), ácido araquidónico (ARA), docosahexaenoico (DHA) de gran importancia en la nutrición de animales marinos, especialmente en el crecimiento y desarrollo de larvas de peces, moluscos y crustáceos. (Zhu y Dunford, 2013) La *Nannochloropsis oculata* se ha destacado como una especie prometedora en la tecnología de tratamiento de aguas verdes, gracias a su habilidad para absorber nutrientes y controlar el crecimiento de bacterias patógenas. (Ding, Chen, y Ke, 2021).

Esta microalga contiene un 56.9 % de proteínas y un 21.6 % de lípidos en su peso seco, lo que ha llevado a que se estudie como una fuente alimentaria potencial. La disminución de lípidos, que tienden a oxidarse durante el almacenamiento, podría mejorar la producción de biodiésel de alta calidad (Amouzad *et al.*, 2019). Gracias a su elevado contenido de AGP ω -3, ácido palmítico y palmitoleico, se considera una materia prima prometedora. Además, es una excelente opción para la producción de biodiésel (Pandeirada *et al.*, 2019). La pared celular está constituida por una sección fibrilar, compuesta principalmente de celulosa, y una parte amorfa que incluye lípidos,

proteínas, carbohidratos, así como pequeñas cantidades de carbonato de calcio y sílice. (León-Domínguez, 2022) como se muestra en la Figura 1.1.

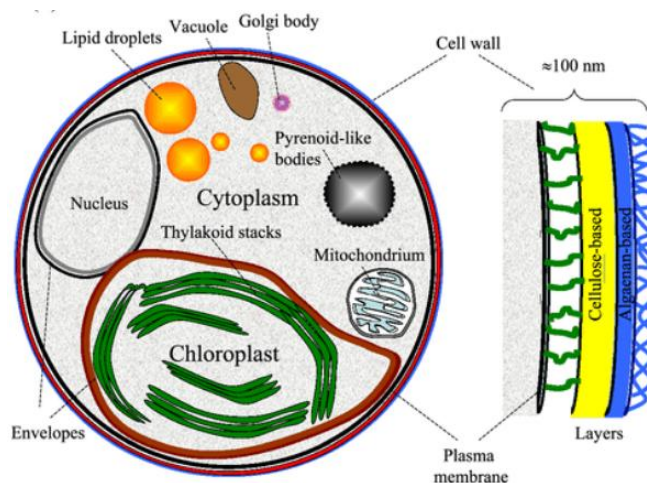


Figura 1.1 Estructura de *N. Oculata*.

1.7 *Haematococcus Pluvialis*

Haematococcus Pluvialis, un alga unicelular de agua dulce perteneciente a la familia Haematococcaceae, es reconocida por su alta concentración de astaxantina en sus quistes de resistencia. Esta astaxantina se produce como un mecanismo de protección del fotosistema cuando la célula detecta condiciones desfavorables, desencadenando así la respuesta de formación de quistes. La síntesis de astaxantina en *H. Pluvialis* en condiciones de cultivo fotoautotrófico es mayormente estimulada por la exposición a altas intensidades lumínicas, especialmente cuando se combina con la depleción de nutrientes. Sin embargo, es importante destacar que estas condiciones también pueden causar una significativa fotoinhibición de la fotosíntesis o daños fotooxidativos en las células (Wang *et al*, 2013).

Dentro del ciclo de vida de la microalga las células vegetativas de *H. Pluvialis* asociadas con la fase verde de acumulación de biomasa, pueden reproducirse asexualmente, generando entre 2 y 32 células hijas. En la etapa intermedia, cuando comienza el proceso de enquistamiento, se inicia la acumulación de astaxantina, y las células de *Haematococcus* se transforman en un tono verdoso-anaranjado (Figura 1b), lo cual es visible entre los días 7 y 10. Las condiciones de estrés inducen el uso de enzimas,

aminoácidos y polipéptidos, los cuales se aprovechan en las industrias alimentaria y farmacéutica. Además, los pigmentos, como carotenoides y clorofilas, tienen amplias aplicaciones en la tecnología alimentaria, así como en las industrias química y farmacéutica (Hazwani-Oslan *et al.*,2021).

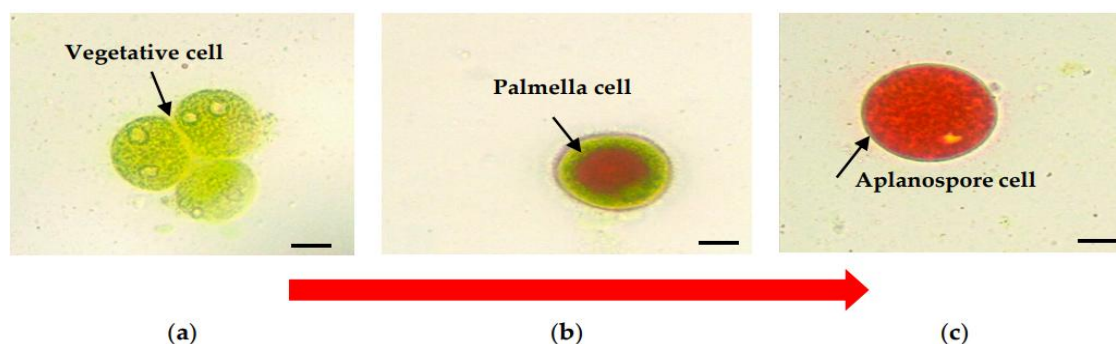


Figura 1.2 Microalga *H. Pluvialis* durante sus tres fases de crecimiento a) a) La etapa vegetativa; (b) la etapa intermedia; y (c) la etapa de quiste al final (astaxantina). (Hazwani-Oslan *et al.*,2021).

Durante la fase crecimiento también llamada fase verde, la temperatura debe oscilar entre 25 y 30 °C. Para que ocurra la división celular, la intensidad de la luz debe ser inferior a 150 $\mu\text{mol fotonos m}^{-2} \text{s}^{-1}$, siendo lo habitual una irradiación de 40 a 50 $\mu\text{mol fotonos m}^{-2} \text{s}^{-1}$. El pH ideal es de 7 y se recomienda alternar ciclos de luz y oscuridad de 12:12 o 16:8 horas. Para la producción masiva de *H. Pluvialis*, se emplean fotobiorreactores la elección del método de cultivo depende principalmente de factores como los costos de instalación y operación, el área disponible, las condiciones climáticas (incluyendo luz, temperatura y lluvia), el riesgo de contaminación, la disponibilidad de agua, el nivel de automatización y la eficiencia del sistema. (Mularczyk *et al.*,2020)

1.8 Parametros para la Modelación Reologica

La reología se define como el estudio del flujo y el cambio en las propiedades, para medir dicho comportamiento el material se somete a una deformación controlado en un tiempo determinado y se mide el esfuerzo resultante (Rosas Sánchez, 2021). Conocer estas propiedades es importante debido a que se deben tomar en cuenta para poder diseñar sistemas de bombeo y sistemas de agitación, sedimentación, transporte,

almacenamiento y procesos de difusión para un determinado fluido (Lotito, Spinosa, Mininni, y Antonaci, 1997). Para poder interpretar de forma correcta los comportamientos reológicos se deben comprender los conceptos de esfuerzo y deformación.

Este es el cambio relativo en tamaño o forma del cuerpo debido al uso de esfuerzo y está definida por la siguiente ecuación:

$$\varepsilon = \frac{\Delta L}{L_0} \quad (1)$$

Donde:

ε = Representa la deformación

L = Longitud Original

ΔL = Cambio de longitud

El esfuerzo es la fuerza por unidad de área aplicada en el material y se define con la siguiente ecuación

$$\sigma = \frac{F}{A} \quad (2)$$

Donde:

σ = Representa el esfuerzo.

F = Fuerza

A = Área

Autores como Menard y Gustavo Armando describen que los materiales exhiben comportamientos distintos en función de cómo se aplica el esfuerzo y el método de deformación elegido es decir la rigidez del material se puede evaluar dependiendo la forma y la dirección en la que se aplicará el esfuerzo, por lo que sugieren que se usen pruebas que traten de describir las condiciones de esfuerzo y deformación que se empleen de forma habitual durante los procesos de interés. (Menard y Menard, 2020) (Rosas-Sánchez, 2021). En la Figura 1.3 se resumen los métodos para aplicar esfuerzo y se muestran los módulos obtenidos por flexión, compresión, cizallamiento y volumétrico.

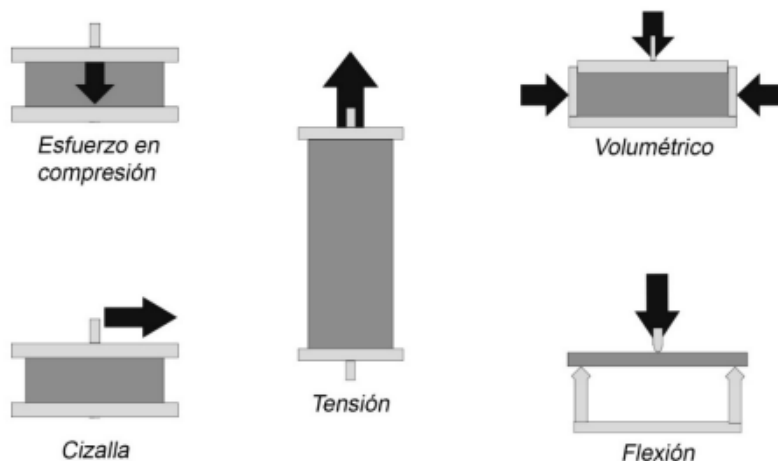


Figura 1.3 Métodos para aplicar esfuerzo. Referencia: Tomado de “Efecto de la pulpa de café en las propiedades reológicas de masa para pan y batidos para muffins y su relación con sus parámetros de panificación” por (Rosas Sánchez, 2021)

1.8.1 Clasificación de los fluidos.

De modo general, la mayoría de los autores coinciden al hacer una primera clasificación entre fluidos Newtonianos y no-Newtonianos, según su comportamiento reológico siga o no la Ley de Newton de la viscosidad. (Panchi -Guanoluisa, 2013) Para clasificar este tipo de fluidos es necesario considerar la relación entre el esfuerzo cortante y la tasa de deformación del fluido, para los no Newtonianos no es constante. (Mendes da Silva, Lins e Silva, & Pinto Jr., 2019) Camila resumió la clasificación de la clasificación de tipos de fluidos basado en la división entre Newtonianos y no Newtonianos y se muestra en la Figura 1.4.

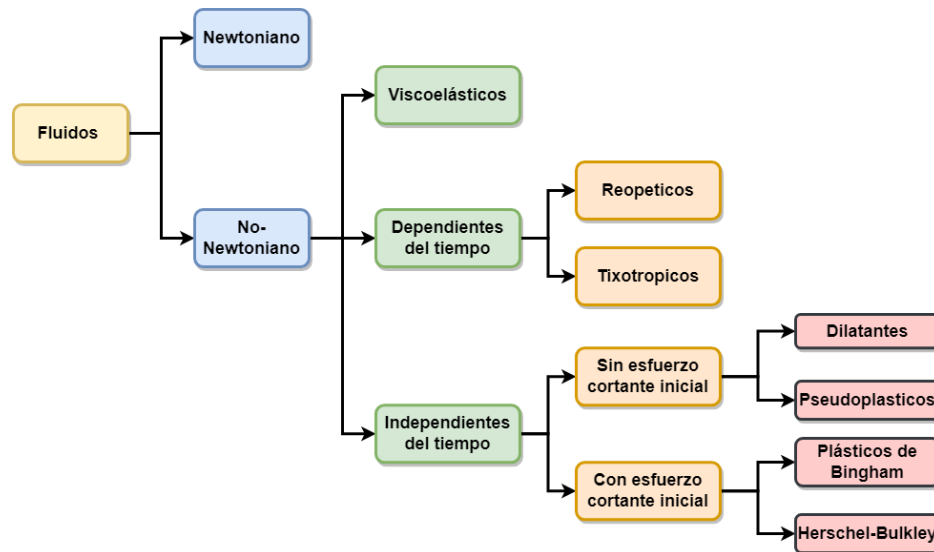


Figura 1.4. Clasificación de fluidos según comportamiento reológico. Referencia: Tomado y traducido de “Caracterização reológica de fluidos complexos.” Página 3 por (Costa, 2017)

- Fluidos Newtonianos.

Los fluidos Newtonianos son aquellos que obedecen la ley de Newton. En esto existe una relación lineal entre el esfuerzo cortante τ_z y el gradiente de velocidad dv_x/dy (velocidad cortante). Esto significa que la viscosidad μ es constante e independiente de la velocidad cortante (Ramirez Navas, 2006). A la relación matemática que existe entre el esfuerzo de corte y la rapidez de deformación se le denomina ecuación constitutiva. Por lo tanto, la ecuación constitutiva para el fluido newtoniano está expresada en siguiente ecuación:

$$\tau = \mu \gamma \quad (3)$$

Que se puede expresar mediante la ecuación de viscosidad de Newton:

$$\tau = \mu \frac{dv_x}{dy} \quad (4)$$

- Fluidos no Newtonianos.

Un fluido no-Newtoniano es aquel cuya viscosidad (resistencia a fluir) varía con la velocidad de deformación o cizallamiento que se le aplica; es decir, se deforma en la dirección de la fuerza aplicada (Valera Negrete, 2005) los fluidos no-Newtonianos se clasifican con respecto a su comportamiento en el tiempo, es decir, pueden ser

dependientes del tiempo o independientes del mismo (Panchi Guanoluisa, 2013) En la Figura 1.5 está mostrada las curvas características que relacionan esfuerzo cortante y velocidad de deformación para los fluidos no Newtonianos independientes del tiempo en comparación con un fluido Newtoniano, donde se puede observar los fluidos que cuentan con esfuerzo cortante inicial (D y E) y los fluidos que no tienen (B y C) .

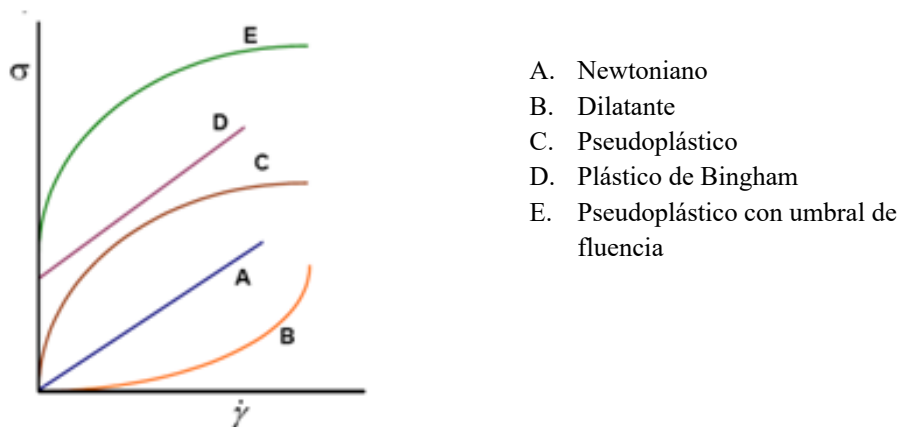


Figura 1.5. Diferentes tipos de fluidos. Referencia: Tomado de “Determinación de parámetros reológicos en bebidas de frutas con diferentes concentraciones de sólidos solubles mediante el uso del equipo universal ta – xt2i” Pagina 56 por (Panchi Guanoluisa, 2013)

Freire menciona que ciertos fluidos presentan cambio de viscosidad en función del tiempo en condiciones constantes de velocidad de corte, donde se consideran dos categorías las cuales son tixotrópicos y reopécticos. (de Souza Freire, 2012). En el contexto de la Tixotropía, existen sistemas cuya viscosidad disminuye con el tiempo para una velocidad de corte constante y aumenta cuando esta velocidad de corte disminuye por recuperación estructural del material (reversible). Con los reopécticos se produce un aumento de la viscosidad al aplicar un esfuerzo cortante y recupera su viscosidad inicial tras un tiempo de reposo (Peña, 2020).

- Fluido viscoelástico

Propiamente un fluido viscoelástico es aquel que sus características son intermedias entre un fluido puramente viscoso y un fluido puramente elástico. Se deforman con la aplicación de un esfuerzo, pero vuelven a su estado original cuando se termina de aplicar esta fuerza. (García Mureño, 2020)

La determinación de la elasticidad viene dada por diferentes parámetros, dependiendo de los diferentes tipos de flujo a los que se someterá el fluido. Los líquidos viscosos no tienen una forma geométrica definida y fluyen de forma irreversible cuando se les somete a fuerzas externas. Los ejemplos incluyen pasta de harina de trigo, gelatinas, quesos, líquidos poliméricos, glicerina, plasma, biopolímeros, ácido hialurónico, saliva, goma xantana. (de Souza Freire, 2012)

1.8.2 Modelos reológicos.

Retomando la Figura x existen ecuaciones que pueden modelar el comportamiento reológico de un fluido se han reportado correlaciones basadas en los modelos de Newton, Bingham, Ley de Ostwald y Herschel Bulkley representadas por las ecuaciones (Civelekoglu y Kalkan, 2010) mostradas en la Tabla 2 que relacionan los comportamientos lineales, plásticos pseudoplásticos, dilatantes y plásticos con umbral de fluencia respectivamente donde: τ es el esfuerzo de corte, τ_0 es esfuerzo umbral, μ es Viscosidad aparente, $\dot{\gamma}$ velocidad de corte (s^{-1}), k índice de consistencia y n índice de comportamiento de flujo.

Tabla 1.2 Modelos reológicos.

Neutralización	Descripción	
Newtoniano	$\tau = \mu \dot{\gamma}$	(5)
Bingham (Plástico Ideal)	$\tau = \tau_0 + \mu \dot{\gamma}$	(6)
Ostwald De Waele (Pseudoplástico)	$\tau = K \dot{\gamma}^n, n < 1$	(7)
Ostwald De Waele (Dilatante)	$\tau = K \dot{\gamma}^n, n > 1$	(8)
Herschel-Bulkley	$\tau = \tau_0 + \mu \dot{\gamma}^n$	(9)

1.9 Fotobiorreactores.

Hay dos enfoques fundamentales para producir microorganismos fotoautotróficos: los sistemas abiertos, donde el cultivo se expone al ambiente externo, y los sistemas cerrados, también conocidos como fotobiorreactores, donde el cultivo se mantiene aislado o tiene un contacto mínimo con el entorno externo.

Dado que los sistemas cerrados presentan múltiples ventajas sobre los sistemas abiertos, como una calidad superior de la biomasa producida, un control más preciso de las condiciones de cultivo, una mayor eficiencia del proceso, un menor riesgo de contaminación del cultivo, una mayor flexibilidad operativa y una independencia total del clima, se han desarrollado una amplia gama de diseños de sistemas cerrados, incluidos los fotobiorreactores, que varían desde el nivel de laboratorio hasta la escala industrial (Caballero García, 2019).

1.9.1 Fotobiorreactores Airlift

El reactor Air-lift es un tipo de reactor compuesto por dos tubos, donde se introduce gas en el medio, generando una mezcla de líquido y gas que sube en la sección llamada "riser". En la parte superior, el gas se separa del medio, que luego desciende por gravedad en la sección conocida como "downcomer", para luego volver a entrar en el "riser", creando así un ciclo de mezclado en el medio. (Gutierrez Cuervo & Guzman Silva, 2016) zonas que se muestran en la Figura 1.6:

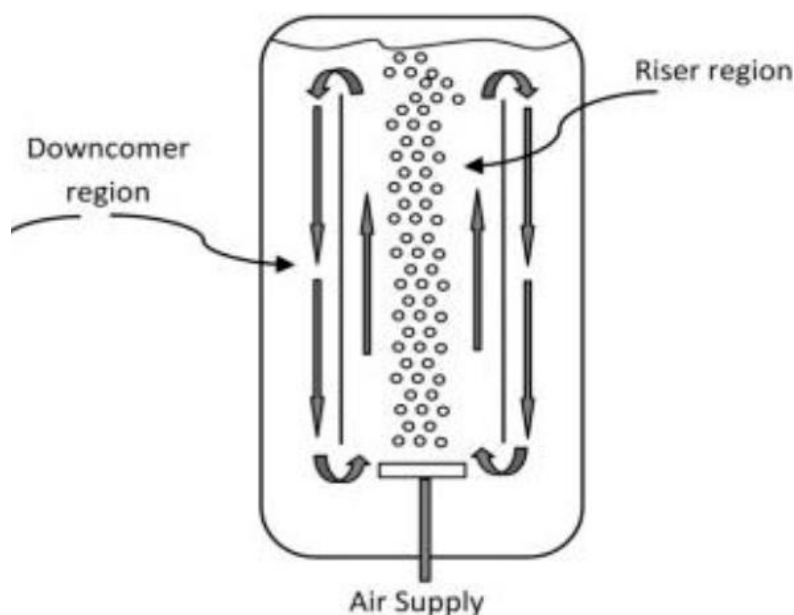


Figura 1.6 Fotobiorreactor tipo Airlift con sus dos regiones características. Tomado de (Gutierrez Cuervo & Guzman Silva, 2016)

En la Tabla 3 se resumen las zonas generadas por la hidrodinámica dentro de un fotobiorreactor tipo airlift:

Tabla 1.3 Zonas de fotobiorreactor airlift

Zona	Descripción
Columna de burbujeo (riser o upflow):	Guía las burbujas hacia el separador de gases. En ella, el flujo es ascendente.
Columna de flujo descendente (downcomer o downflow):	Sin burbujas; como su nombre lo indica, en esta parte se establece un flujo descendente debido a una mayor densidad aparente que en el riser.
Separador de gases	Ubicado en el extremo superior del reactor, es el lugar donde ocurre la separación de las burbujas que llegan por el riser, este se une con el downcomer.
Base	Parte inferior del reactor, allí se unen, una vez más, el riser y el downcomer. En esta parte se introducen las burbujas por el riser.

Tomado de (Fernandez Angel, 2013)

El reactor Airlift se destaca como uno de los más preferidos debido a sus notables ventajas en comparación con otros tipos de reactores. Estas incluyen una mayor capacidad para la transferencia de masa, velocidades superficiales gas-líquido más altas, la capacidad de lograr patrones de flujo bien definidos, una mejor rentabilidad, un riesgo mínimo de contaminación, la posibilidad de fluidizar sólidos de manera simple y altamente efectiva, así como la generación de esfuerzos cortantes bajos y uniformes que favorecen el crecimiento celular sin dañar ni estresar al microorganismo. (Cortés Conde, Gómez Espinosa, & Rubio Fernández, 2013).

1.10 Modelo de Gompertz

La modelización cinética del crecimiento es una herramienta esencial para validar la producción de biomasa de microalgas, y se puede llevar a cabo utilizando modelos no lineales. Entre estos modelos se encuentran el modelo de Gompertz (Lam, *et al*, 2017) el cual se muestra en la Ecuación 10.

$$y_A = a * e^{-b * e^{-c * t}} \quad (10)$$

Donde y_A es el $\log Nt/N0$; TA es el tiempo en horas, Nt es el recuento microbiano al tiempo TA en células/mL, $N0$ es el recuento inicial en el tiempo inicial también en células/mL, a es la población máxima, b es $[(\mu_{\max}G\lambda / a) + 1]$ y c es $\mu_{\max}G / a$. Donde $\mu_{\max} = a * c$ en h^{-1} y $\lambda = (b - 1) / c$ y $G = \ln(2) / \mu_{\max}$.

1.11 Simulación de los patrones de flujo empleando dinámica de fluidos computacional

El comportamiento de un fluido es complejo desde el punto de vista físico y matemático, esto se debe a que siempre un fluido real experimenta efectos debido a las fuerzas de rozamiento o fuerzas viscosas, por esto es necesario tener presentes diferentes características del fluido y su entorno. Se define como un medio continuo, que se deforma continuamente en el tiempo debido a la tensión tangencial ejercida sobre el mismo, sin importar su magnitud; la posición de sus moléculas puede variar continuamente, toman velocidad la cual depende directamente de la viscosidad de este, su densidad se relaciona directamente con su viscosidad (Restrepo, 2010). Las ecuaciones fundamentales de la mecánica de fluidos modelan el comportamiento de cualquier tipo de flujo mediante la conservación de dos cantidades, la masa y el momento (López-Tapia, 2015).

1.11.1 Ecuaciones de Navier Stokes

Un fluido en movimiento puede describirse matemáticamente mediante las funciones de distribución de la velocidad y de dos magnitudes termodinámicas pertenecientes al fluido. De esta forma, usando cinco magnitudes (las tres componentes de la velocidad, por ejemplo, la presión y la densidad), el estado del fluido queda completamente determinado (López-Tapia, 2015). La dinámica de fluidos computacional se basa en las ecuaciones formuladas por Claude Navier y George Stokes, las cuales explican el flujo de fluidos en una sola fase las ecuaciones en su forma general son la ecuación de conservación de materia, la ecuación de conservación de momentum y la ecuación de conservación de energía.

Estas tres ecuaciones engloban en su totalidad las características que un fluido dinámico puede llegar a tener, y es que aborda los conceptos abstractos para dar respuesta a las incógnitas de las trayectorias futuras que el medio continuo desarrollará. En la actualidad aún no han sido resueltas debido a su grado de complejidad, sin embargo, se han propuesto modelos matemáticos que dan un enfoque subjetivo que brinda resultados que son de interés ya que arrojan datos con precisión en áreas de la ingeniería.

Una alternativa llamativa para resolver problemas de dinámica de fluidos es entonces la numérica por medio de CFD (dinámica de fluidos computacional). Esta consiste en discretizar las ecuaciones del movimiento del fluido y resolverlas por medio de varias técnicas que permiten llegar a soluciones precisas más nunca exactas (Jimenez-Guerrero, 2020).

La dinámica computacional de fluidos (CFD, por sus siglas en inglés) es la disciplina que engloba la solución numérica de las ecuaciones de conservación (momento, masa y energía) junto con modelos que permiten aproximar el comportamiento del flujo en el sistema. Actualmente existen muchos programas comerciales y libres que permiten llevar a cabo el modelado numérico de sistemas abiertos y cerrados. (Yáñez-Varela, 2017) entre los más destacados usados en investigaciones resaltan SolidWorks, Comsol, Fluent.

Existen distintos tipos de software capaz de resolver a través de algoritmos las ecuaciones que modelan el comportamiento del fluido tales como Ansys Fluent, STARCCM+, PHOENICS, COMSOL, FLOWW-3D, Flow Simulation- Solidworks por solo mencionar algunos, sin embargo, el proceso de planteamiento del problema CFD lleva la misma metodología. Tu Jijuan *et al.*, (2018) en su libro resumió (ver Figura 1.7) el planteamiento típico de un problema CFD en donde podemos observar la misma metodología de preprocesamiento, procesamiento y post procesamiento, las variables que afectan las ecuaciones de transporte para cada caso además los ajustes que se le pueden aplicar para delimitar la solución de una simulación.

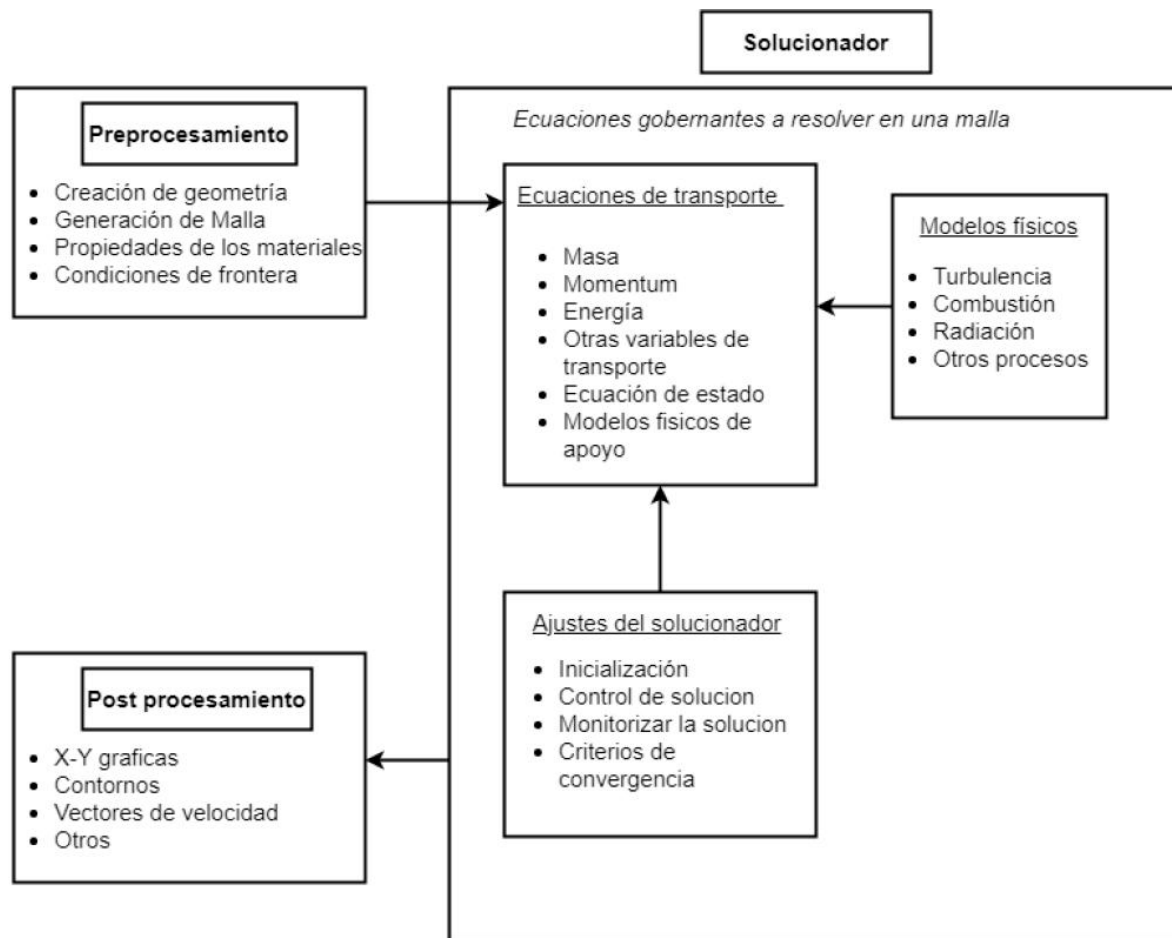


Figura 1.7 Etapas del planteamiento de un problema CFD. Adaptado y traducido de “Computational Fluid Dynamics: A Practical Approach (Third Edition ed.)” Página 43 por (Tu, Yeoh, & Liu, 2018).

1.12 Antecedentes

Vasilis Andriopoulos *et al* (2023) El objetivo de este estudio fue investigar los efectos de las condiciones de crecimiento en el crecimiento y la composición de la biomasa de *N. oculata*, así como evaluar los extractos etanólicos. Se evaluaron tres parámetros de crecimiento, pH, temperatura y período de luz, por sus efectos en el crecimiento, composición de la biomasa y perfil de ácidos grasos de *N. oculata*. Se utilizó un diseño factorial fraccional, con tres niveles para pH y temperatura, y dos niveles para el período de luz. Utilizando los modelos de regresión obtenidos, se estimaron las condiciones óptimas para el crecimiento: LP 24:0, pH 9.5 y una temperatura de 20 °C; para los contenidos de carbohidratos, proteínas, ácidos grasos y EPA, PL 12:12, pH 6.5 y una temperatura de 20 °C; para el contenido de Chla, PL 24:0, pH 8 y una temperatura de 27.5 °C; y para el contenido de Cc+x, PL 24:0, pH 6.5 y una temperatura de 35 °C.

Sheriff Olalekan Ajala & Matthew L. Alexander (2020) Analizaron las especies de microalgas *D. salina*, *N. oculata*, *O. minuta* y *N. conjuncta*, las cuales fueron sometidas a diversas condiciones de crecimiento, como agitación por sacudida, agitación y aireación, demostraron su capacidad para resistir los efectos perjudiciales provocados por la ruptura de burbujas de gas en la superficie del cultivo, las cuales son generadas por la agitación mecánica de los sistemas de cultivo. Este estudio resalta la importancia de mantener un sistema de cultivo de microalgas adecuadamente mezclado, ya que se observó que las concentraciones de biomasa, las tasas de producción de biomasa y los contenidos de pigmentos (clorofila A, clorofila-B y carotenoides) aumentaron proporcionalmente con la intensidad de la mezcla.

Guler *et al* (2020) Se realizaron análisis hidrodinámicos para evaluar la magnitud promedio de la velocidad, las propiedades de la turbulencia y la zona muerta dentro del Biorreactor de Película. Los resultados de la simulación obtenidos a partir del modelo de turbulencia k- ϵ realizable mostraron que el índice de uniformidad de la velocidad promedio fue de 0.86. Este resultado indica que el flujo de fluido mostró un comportamiento similar en la mayoría de las partes del Biorreactor de Película, excepto alrededor de los agitadores. Los contornos de velocidad respaldaron que las

condiciones de mezcla se suministraron de manera eficiente; sin embargo, se observó la formación de vórtices alrededor de los agitadores a pesar de la presencia de deflectores. Además, se encontró que la energía cinética de la turbulencia, que tiene una influencia vital en las características de mezcla, se situaba entre los valores de 1.0×10^{-2} y $3.0 \times 10^{-2} \text{ m}^2 \text{ s}^{-2}$ y los valores más bajos se observaron entre dos agitadores debido a la extensión de la mezcla.

Calvo, *et al*, (2017) Se utilizó un modelo de dinámica de fluidos computacional bidimensional para simular el flujo multifásico en un fotobiorreactor airlift. Según los resultados, el modelo matemático utilizado para describir las variables hidrodinámicas proporciona predicciones precisas en comparación con el comportamiento experimental. A partir de los contornos de fracción volumétrica de aire, se evidencia que el riser tiene una mayor presencia de burbujas, con una fracción volumétrica cercana a cero en el downcomer. Esta característica permite que tanto la fase continua como las microalgas tengan una recirculación completa en el flujo volumétrico de aire especificado en la entrada. Sin embargo, se observa que las células de microalgas tienen una ligera acumulación en la sección inferior del downcomer. Esto podría ser consecuencia de la condición de cuasi-estancamiento encontrada en esta área. Mejoras en el diseño podrían ser implementadas para evitar este fenómeno. La evidencia mostró sedimentación de microalgas en esa región del fotobiorreactor.

1.13 Avances

Caballero (2019) desarrolló estrategias operativas para fotobiorreactores, identificando condiciones óptimas para la máxima producción de pigmentos y nutrientes a partir de microalgas, como *Chlorella* spp. y *Spirulina* máxima. Estas condiciones fueron aplicadas en un fotobiorreactor airlift a escala piloto de 26 litros durante un período de 60 días. Se suministró un 2% v/v de CO₂ generado por un sistema de digestión anaerobia de lodos fisicoquímicos. El máximo porcentaje de CO₂ consumido alcanzó un 91.92% durante el séptimo ciclo de suministro, mientras que la producción de biomasa alcanzó los 2.18 g/L. Estos hallazgos sugieren que los fotobiorreactores airlift son una complementación efectiva para las tecnologías de digestión anaerobia de lodos fisicoquímicos.

Estrada-García (2023) evaluó el comportamiento reológico del proceso de biotransformación de desechos porcinos para la producción de ácido láctico (AL) y biomasa con *Lactobacillus acidophilus* en un reactor agitado. Además, se midieron el crecimiento celular, el consumo de carbohidratos y la producción de AL a tres velocidades de agitación diferentes: 100, 150 y 200 rpm a 37 °C, durante un tiempo de reacción de 52 horas. A lo largo del proceso, se obtuvieron los parámetros cinéticos y reológicos utilizando los modelos matemáticos de logística, Gompertz, Gompertz generalizado, Ostwald de Waele y Herschel–Bulkley, respectivamente. El sustrato empleado fue estiércol de cerdo, al cual se le añadió melaza al 12% v/v para aumentar la concentración de carbohidratos. Los resultados indicaron que el intercambio de masa es más eficiente a bajas velocidades de agitación. No obstante, la adición de melaza, rica en carbohidratos como fuente de carbono, modificó las características del fluido, pasando de ser dilatante ($n > 1$) al inicio del proceso a pseudoplástico ($n < 1$) al final, debido a la adición de exopolisacáridos y la alteración de la estructura física del sustrato.

Gutiérrez-Casiano (2023) investigó la eliminación de DQO y nitrógeno en aguas residuales avícolas mediante el uso de fotobiorreactores. Se empleó un diseño experimental 3k para determinar las condiciones óptimas de operación, centrándose en dos factores: flujo de aire e intensidad de luz, utilizando medio agua residual avícola,

ARIA y Bold Basal, a los cuales se les realizó un monitoreo reológico en los cuales se obtuvo un comportamiento mayoritariamente newtoniano con tendencia a ser dilatante, el modelo que mejor converge con los medios sintéticos empleados fue el de Herschel Bulkley. Para el seguimiento reológico del biodiesel se varió la temperatura y las relaciones molares las cuales se ajustaron al modelo de Herschel-Bulkley y el modelo de Ostwald. Los valores de n son aproximadamente igual a 1 por lo que se considera que el biodiesel tiene un comportamiento Newtoniano.

Sales-Perez (2023) El objetivo de este estudio fue analizar la eliminación de materia orgánica durante la adaptación de *Nannochloropsis oculata* en aguas residuales avícolas (ARP) y porcícolas (PM), obtenidas de plantas técnicas y semitécnicas en la zona montañosa del estado de Veracruz, México. El experimento se realizó en fotobiorreactores discontinuos de 250 mL, con un volumen de trabajo de 200 mL, evaluando tres proporciones inóculo-sustrato para cada tipo de residuo: 10, 15 y 20% de inóculo en ARP, y 30, 50 y 70% en PM. Las condiciones del ensayo incluyeron temperatura controlada de 20 ± 2 °C, iluminación de 2000 lx, fotoperiodo de 12/12 horas (luz/oscuridad) y aireación continua. Los resultados indicaron que *N. oculata* fue capaz de reducir la materia orgánica presente en los residuos, logrando una disminución de hasta 37.91% en la DQO soluble en ARP (10%) y 37.18% en PM (70%).

Pérez-Guzman (2023), utilizó las especies *Chorella* spp y *Spirulina* máxima para mejorar el metabolismo algal utilizando diversas dosis de micronutrientes para la remoción de contaminantes orgánicos. Las variables de respuesta evaluadas fueron DQOs, pH, ST, STV, densidad celular y biomasa, los resultados mostraron una disminución de más del 90% en la DQO en ambas especies y las tres dosis, además, se encontró que todas las dosis propiciaron el aumento de la densidad celular y por ende, la generación de biomasa.

Vite-Segundo (2024) Determinó la composición del agua residual y se establecieron las condiciones de crecimiento y propagación de la microalga en un medio sintético. Los fotobiorreactores fueron operados en modo Batch con concentraciones de inóculo de 5, 15 y 25% v/v. Los resultados muestran que el porcentaje de remoción de la DQO soluble en los 3 inóculos fue cercano al 94%, mientras que con 25% v/v de inóculo se

obtuvo una mejor calidad de biomasa (37.33% de proteínas y 51.44 g/L de carbohidratos), aunado a ello, se obtuvo una densidad celular de 2.65×10^7 cel/mL y se redujeron las concentraciones de microorganismos patógenos.

CAPÍTULO 2

MATERIALES Y MÉTODOS

CAPÍTULO 2 MATERIALES Y MÉTODOS

Para la realización de esta investigación se siguió la metodología mostrada en la Figura 6. Los recuadros color morado y naranja atendieron al objetivo 1 el cual implicó el diseño y construcción de un FBR, conocer las características del agua residual e implementar microalgas para su tratamiento. El recuadro de tonalidad roja busco cumplir el objetivo 2 el cual se describió los patrones de flujo interno a través de la dinámica de fluidos computacional con la finalidad de detectar zonas muertas. El paso metodológico mostrado en el recuadro verde busca cumplir con lo planteado en el objetivo 3 dentro del cual se plantea el modelamiento de los cambios reológicos en función del crecimiento micro algal y la remoción de contaminantes para establecer mecanismos de monitoreo y control en la configuración más eficiente obtenida y validada en el objetivo anterior. El recuadro amarillo busco cumplir con el objetivo 4 donde se realizaron los análisis pertinentes para la valoración de calidad de la biomasa obtenida.

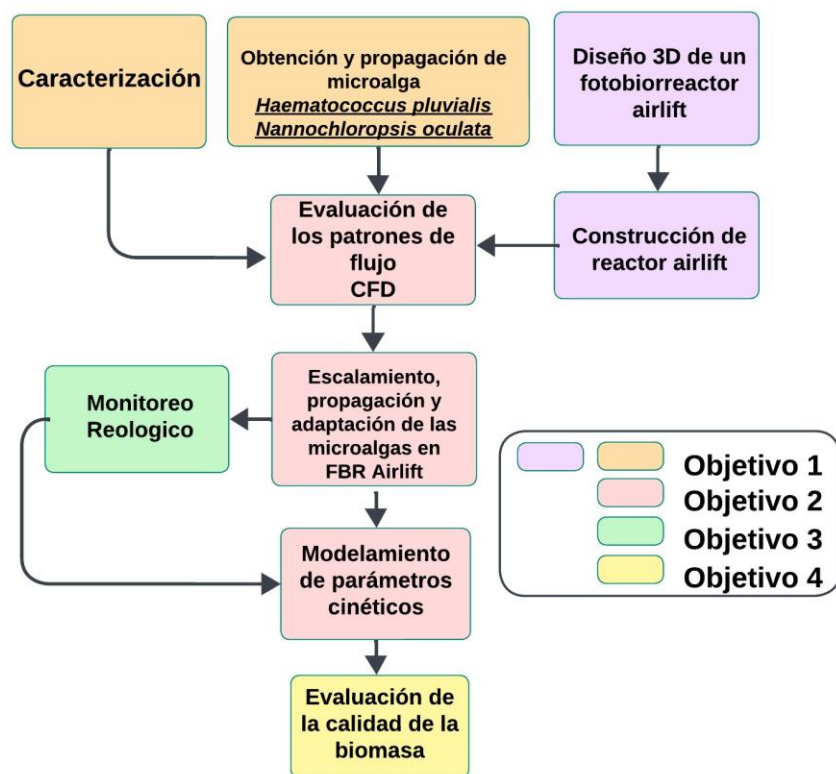


Figura 2.1 Diagrama de flujo de la metodología

2.1 Caracterización fisicoquímica del agua residual

Las muestras de agua residual municipal se tomaron del Rio Blanco en la ramificación mejor conocida como Rio Chiquito, el punto de muestreo se encuentra en el municipio de Mendoza en las coordenadas 18°48'41.5"N 97°10'57.2"W (18.811539, -97.182549). El muestreo del agua residual se realizó atendiendo a la norma NMX-AA-003-1980. Una vez obtenida el agua residual se analizaron los parámetros mostrados en la Tabla 4 los cuales buscan describir su composición fisicoquímica y microbiológica para dimensionar su potencial contaminante y el planteamiento del proceso biorremediación.

Tabla 2.1 Técnicas para la caracterización del agua residual

Parámetro	Unidad	Método
pH	--	Potenciómetro
Sólidos totales	%mg	2540 G, Standard Methods
Sólidos volátiles	%mg	2540 G, Standard Methods
DQO	Mg/L	MX-AA-030/1-SCFI-2012
Carbohidratos	g/L	Antrona-sulfúrico
Proteínas	%	Método Kjendahl
Lípidos	mg/L	Extracción Soxhlet
Nitrógeno total	mg/kg ST	4500-NTK C, Standard Methods
Coliformes fecales	NMP/g ST	NOM-004-SEMARNAT-2002
Salmonella spp.	NMP/g ST	NOM-004-SEMARNAT-2002
Huevos de Helmintos	HH/g ST	NOM-004-SEMARNAT-2002

2.2 Obtención y propagación de las especies microalgales.

La técnica empleada en los experimentos de propagación para cada microalga se muestra en la Figura 2.2 donde se implementaron reactores tipo batch con cepa pura y medio sintético durante 28 días con un volumen inicial de 50 mL en fases de alimentación cada 7 días en proporciones 1:1 (inóculo: medio) en condiciones controladas de luz y aireación con la finalidad de aumentar el volumen hasta 800 mL y generar concentración celular suficiente para iniciar las pruebas en el ARM al final del experimento.



Figura 2.2 Técnica empleada en la propagación de las cepas puras de microalga en medio sintético.

Se realizó el conteo celular de las microalgas cada dos días durante la propagación usando la cámara de Neubauer (ver Figura 2.3), la cual en su cuadrícula central de 1 mm² cuenta con 25 cuadros conformado cada uno por 16 cuadros más pequeños, su estándar de profundidad con el cubreobjetos es de 0.1 mm tomando en cuenta el volumen del cuadrante central: 1 mm² * 0.1 mm = 0.1 mm³ = 10⁻⁴ mL. Por lo tanto, la densidad celular se determinó usando la Ecuación 1 tomando en cuenta que se contaron los 25 cuadros para una mayor exactitud y que se tuvo que añadir el factor de dilución según fue el caso:

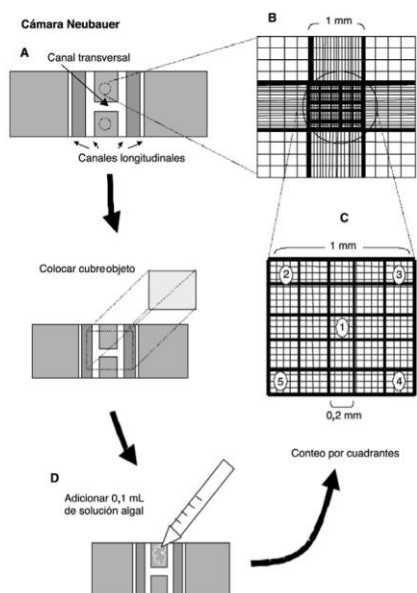


Figura 2.3 Uso de la cámara de Neubauer para el conteo de densidad celular.

$$DC[cel/mL] = \frac{\text{numero de células} * 250\,000}{\text{numero de cuadros}} = \text{numero de células} * 10\,000 \quad (11)$$

2.2.1 Propagación de la microalga *Haematococcus Pluvialis* en M1B5

Las muestras de microalga *Haematococcus pluvialis* se adquirieron en el Banco de cultivos de México y América Latina (Algae Bank). La microalga *Haematococcus pluvialis* se propaga en el medio M1B5 en fotobiorreactores de un volumen de 1L en condición de poca luz blanca (200-400 lux) en fotoperiodos de 12:12 condición propicia para favorecer el crecimiento celular y aireación constante por burbujeo. Las condiciones óptimas para la preparación del medio M1B5 son a 25°C, pH 6.2 +- 0.2.

Tabla 2.2 Macronutrientes Del Medio M1B5

Componentes	g/L
NH ₄ H ₂ PO ₄	0.01
KNO ₃	0.04
CaCl ₂ ·2H ₂ O	0.025
K ₂ HPO ₄	0.075
KH ₂ HPO ₄	0.125
MgSO ₄ ·7H ₂ O	0.25

En la Tabla 2.2 se muestra la relación de macronutrientes y en la Tabla 2.3 la relación de la solución estéril de micronutrientes.

Tabla 2.3 Micronutrientes Del Medio M1B5

Componentes	g/L
H ₃ BO ₃	2.80 x10 ⁻³
MnCl ₂	1.80 x10 ⁻³
ZnSO ₄ ·7H ₂ O	0.20 x10 ⁻³
Na ₂ MoO ₄ ·2H ₂ O	0.40 x10 ⁻³
CuSO ₄ ·5H ₂ O	0.08 x10 ⁻³
CO(NO ₃) ₂ ·5H ₂ O	0.05 x10 ⁻³

2.2.2 Propagación de la microalga *Nannochloropsis oculata* en medio F/2

La microalga de agua salada del género *Nannochloropsis oculata*, fue adquirida comercialmente en el Banco de cultivos de México y América Latina (Algae Bank). La microalga *Nannochloropsis oculata* se propaga en el medio de cultivo Gillard's F/2 en fotobiorreactores de 500 mL de volumen útil en un sistema cerrado en condiciones de luz alta (3000 lux) en fotoperiodos de 12:12 con una línea de burbujeo por aireación como suministro de oxígeno y método de agitación. Las condiciones óptimas utilizadas para la preparación del medio de cultivo Gillard's F/2 fueron a una temperatura de 25°C, pH 7.0 $\pm$ 0.2.

Tabla 2.4 Macronutrientes Del Medio Guillard's F/2

Componentes	g/L
NaNO ₃	4.0
CaCl ₂ ·2H ₂ O	0.025
KH ₂ HPO ₄	0.05
MgSO ₄ ·7H ₂ O	0.50
NaCl	27.00

En la Tabla 2.4 se muestra la relación de macronutrientes y en la Tabla 2.5 la relación de la solución estéril de micronutrientes (metales traza).

Tabla 2.5 Micronutrientes Del Medio Guillard's F/2

Componentes	g/L
H ₃ BO ₃	2.80 x10 ⁻³
MnCl ₂	1.80 x10 ⁻³
ZnSO ₄ ·7H ₂ O	0.20 x10 ⁻³
Na ₂ MoO ₄ ·2H ₂ O	0.40 x10 ⁻³
CuSO ₄ ·5H ₂ O	0.08 x10 ⁻³
CO(NO ₃) ₂ ·5H ₂ O	0.05 x10 ⁻³

2.3 Diseño y construcción de fotobiorreactor y modelación CFD

Se generó un dibujo 3D y 2D para su posterior construcción de la geometría del fotobiorreactor con las medidas mostradas en la Figura 2.4 teniendo un volumen total de 5.5 L y un volumen operable de 4 L. La columna principal tiene una altura de 68 cm

(h_c), la sección donde se inyecta y asciende el flujo de gas y líquido se denomina tubo de subida el cual se conforma de un tubo concéntrico interno de 0.75 in de diámetro(d_{dt}) y 51 cm de altura (h_{dt}) el cual se ubicó estratégicamente a 5 cm separado de la parte inferior del fotobiorreactor (h_{bc}) con la finalidad de permitir la recirculación del flujo del fluido, en dicha zona se ubicó el difusor.

En la parte superior del fotobiorreactor se estableció una distancia de 5 cm (h_{tc}) entre la parte superior del tubo concéntrico interno y el nivel del líquido, en esta zona las burbujas de gas introducidas con la finalidad de generar agitación y flujo ascienden y se liberan ocurriendo una separación física entre el medio líquido (microalgas) y el gas no absorbido, por tal razón a esta zona se le denomina zona de separación gas-líquido (Behin & Amiri, 2023). En la parte donde no hay presencia de flujo de gas el líquido desciende por gravedad debido a la diferencia de densidad con la zona ascendente, a esta zona se le denomina zona bajante (Mazziero *et al.*, 2022).

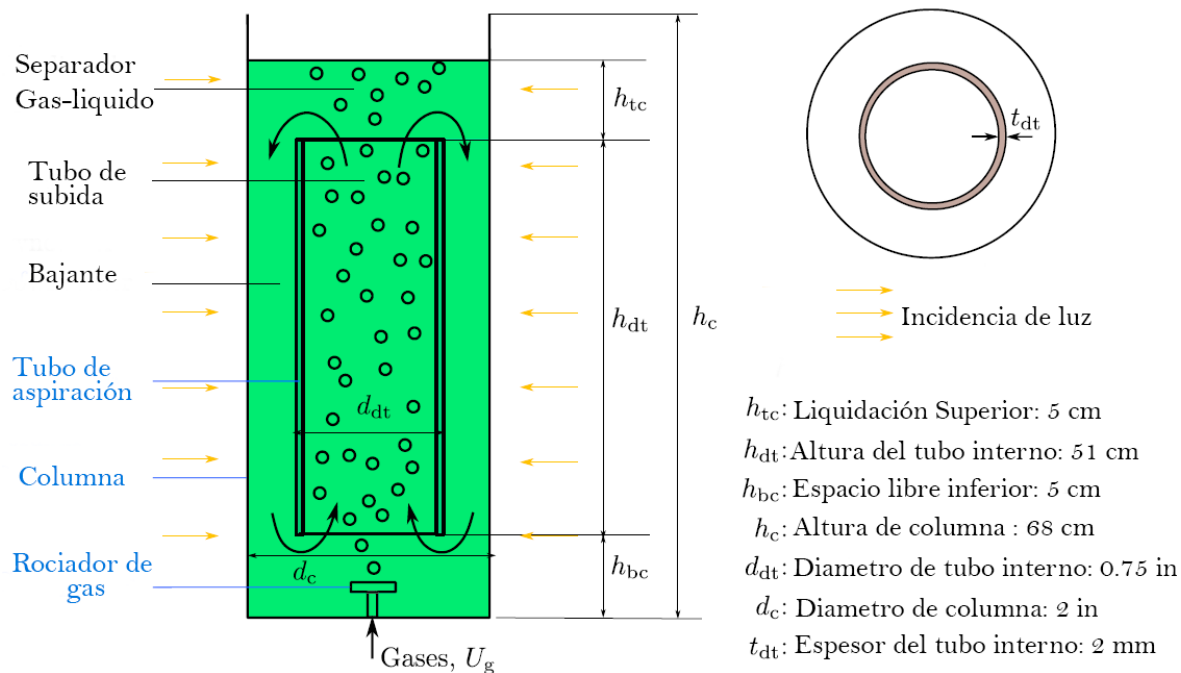


Figura 2.4 Esquema 2D y medidas del Fotobiorreactor Airlift propuesto. Diagrama adaptado de (Li, Xu, y Wang, 2022).

Se genero la geometría del FBR usando la dimensión de espacio 2D axisimétrico empleando el software Comsol Multiphysics® 5.4 las ventajas de este tipo de dibujo es la facilidad de realizarlo empleando un eje de revolución.

La geometría 2D consistió en dos tubos concéntricos uno de 4 pulgadas y otro de 2 pulgadas de diámetro el primero con una altura de 68 cm y el segundo con 40 cm de altura a manera de tener un volumen operable de 5 L, para el tubo más grande se generó un rectángulo del tipo sólido de 0.0508 m de ancho y de 0.616 m de largo el cual se posicionara en el eje $r=0$ (línea punteada roja mostrada en la Figura 3), para el tubo interno se dibujó un rectángulo del tipo sólido con 0.001 m de ancho y 0.40 m de largo el cual se posicionó r : 0.025 m y z : 0.060 m. Para el difusor se generó un rectángulo de 0.01 m de ancho y 0.005 m de altura, se posiciono en r : 0.005 m y z : 0.06 m. El área operable simulada fue de 0.006283 m².

2.3.1 Hidrodinámica interna del FBR Airlift

El dibujo 3D y 2D se exportaron al software Comsol Multiphysics® 5.4 y se uso el modelo físico “Bubbly Flow RE k- ϵ ” para modelar el sistema bifásico con microburbujas. Los datos obtenidos de la caracterización se ingresaron de igual manera al software con la finalidad de crear un líquido caracterizado y tener una simulación con parámetros lo más cercanos a la realidad.

Se establecieron condiciones de frontera dentro del apartado física, en propiedades de los fluidos se estableció la temperatura en 293.15 K y en los materiales se seleccionó “Microalga” como líquido y aire como gas, la densidad y viscosidad del líquido previamente añadidos preestablecidos en las opciones. Dentro de las propiedades del gas se seleccionó la opción “Calcular a partir de la ley de los gases ideales”, el diámetro de burbuja se estableció en 1e-3 m y el peso molecular en 2e-2 kg/mol. En el modelo de deslizamiento se eligio el balance de resistencia de presión, para el modelo de coeficiente de resistencia se elegirá “Burbujas Grandes” y el coeficiente de tensión superficial fue 0.07 N/m. Los valores iniciales se mantuvieron con los datos preestablecidos, la densidad de gas efectiva se estableció en 0.31 kg/m³.

Se estableció una condición de pared axial al segmento del rectángulo grande que coincidió con el eje $r=0$, se aplicó a los demás segmentos del dibujo una condición de tipo pared con condición de contorno de líquido sin deslizamiento y condición de contorno sin flujo de gas es decir serán paredes reales. Se agrego una condición de gravedad en el eje z aplicado al dominio de los fluidos. Se añadió un punto de presión con la finalidad de simular la condición de entrada y salida de gas remanente en la parte superior de la geometría. Se estableció una condición de entrada en la pared superior del difusor la cual simulara el ingreso del flujo de gas, además, para este estudio se variaron las velocidades de entrada de flujo las cuales se eligieron de acuerdo con las especificaciones de la bomba empleada.

2.4 Adaptación de microalgas en agua residual

En la Figura 2.5 se resume de forma esquemática el proceso de adaptación y evaluación de la degradación de materia orgánica en el ARM empleando las dos especies de microalga. Los experimentos de biodegradación con microalgas en agua residual municipal se desarrollaron en fotobiorreactores tipo batch de 400 mL empleando un diseño unifactorial de 3 niveles donde el factor a evaluar serán las concentraciones iniciales de microalga (previamente propagada en medio sintético) las cuales se variaron en 5, 10 y 15% durante 14 días y como variables de respuesta se evaluaron: DQO, DQO soluble, pH y conteo celular

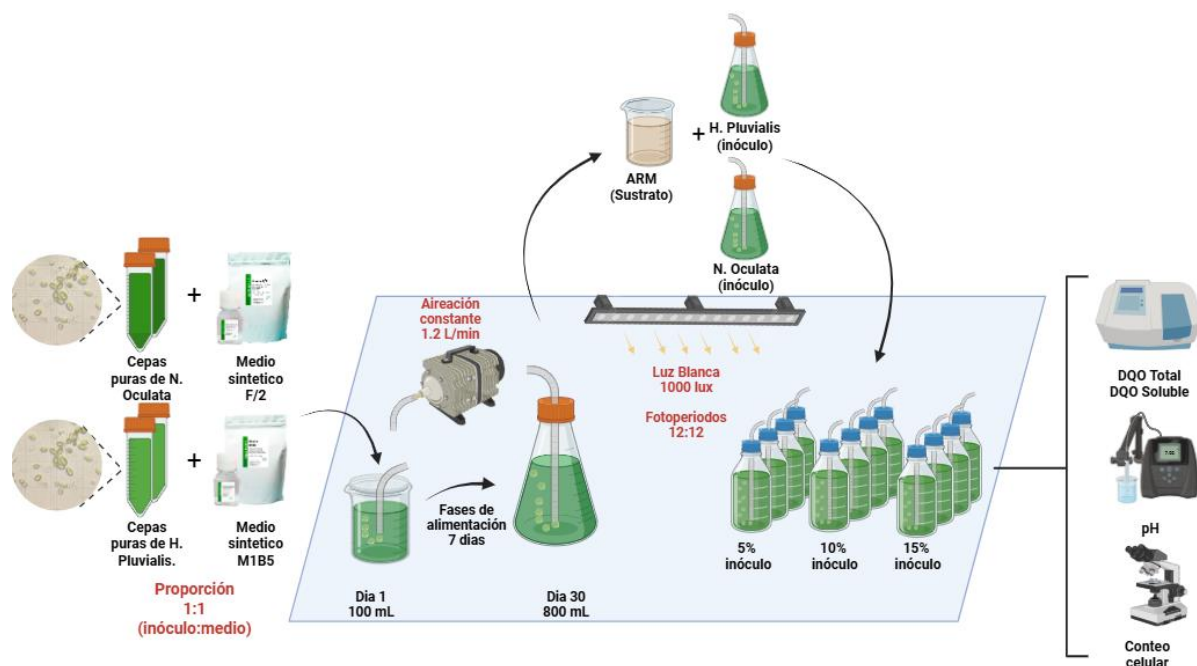


Figura 2.5 Proceso de biodegradación de ARM con *H. Pluvialis* y *N. Oculata*

Se efectuó la experimentación de biodegradación con los diferentes niveles de inóculo bajo las siguientes condiciones de operación: luz blanca a una intensidad de 1000 lux en fotoperiodos 12/12 (luz/oscuridad), temperatura de 20 °C, aireación constante de 1.2 L/min como fuente de CO₂ y de mezclado.

2.4.1 Escalamiento dentro de Fotobiorreactor Airlift

Se operó el fotobiorreactor airlift con el porcentaje de inóculo con mayor eficiencia en la biodegradación de materia orgánica donde se eligió el porcentaje con respecto a los resultados obtenidos en la fase de adaptación en los fotobiorreactores de 400 mL para cada una de las microalgas en la Figura 2.6 se muestra de forma esquemática el proceso de escalamiento así como las determinaciones realizadas. Cabe aclarar que se realizaron 2 experimentos de escalamiento en el fotobiorreactor airlift correspondiente a cada una de las microalgas de forma individual.

Las condiciones de luz, aireación y temperatura se mantuvieron iguales a las de la fase anterior. Se realizaron muestreos cada 72 horas durante 14 días con la finalidad de analizar el comportamiento de DQO total, DQO soluble, Nitrógeno Total, Fósforo total, conteo celular y variables reológicas.

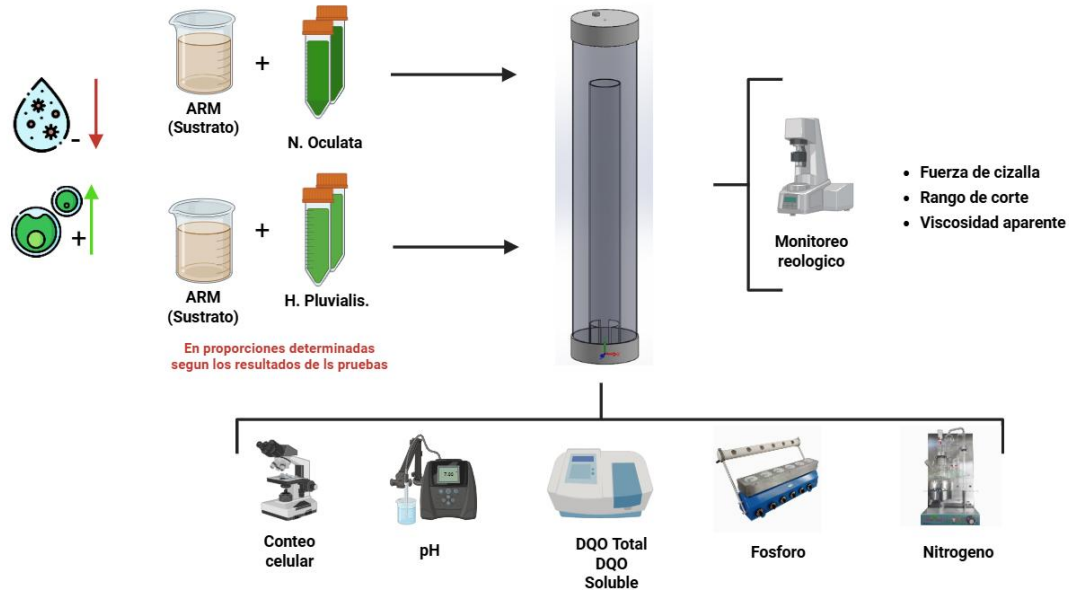


Figura 2.6 Experimentos de escalamiento en fotobiorreactor airlift.

2.5 Modelamiento de los parámetros cinéticos

La modelación de los ensayos de crecimiento celular de las microalgas *N. Oculata* y *H. Pluvialis* durante las pruebas de crecimiento en ARA en los fotobiorreactores de 400 mL con 3 diferentes niveles de inoculo y el escalamiento hecho en el fotobiorreactor tipo airlift se realizó usando el modelo de Gompertz generalizado de 4 parámetros que se observa en la Ecuación .

$$y_A = b + (a - b)\exp(-\exp(-K_s(t - t_i))) \quad (12)$$

donde a [log cel/mL] es la concentración máxima, b [log cel/mL] es concentración mínima, T_i [días] es el tiempo de máximo crecimiento celular, K_s [-] es la velocidad de consumo de sustrato, $\mu_{max} = K_s/e$ [días⁻¹] es la tasa de crecimiento específico, $\lambda = T_i - (1/K_s)$ [días] es la fase de latencia (Tjørve & Tjørve, 2017). Se calcularon los parámetros cinéticos del crecimiento celular usando el software GraphPad Prism 8® ingresando la ecuación del modelo y los datos de crecimiento celular expresados en log cel/mL en función de los días de muestreo.

2.6 Monitoreo Reológico

El monitoreo de las variables reológicas se realizó cada 72 horas durante 14 días de experimentación se usó un viscosímetro rotacional Brookfield DV2T con la aguja ULA como se muestra en la Figura 2.7. Se registraron los valores de viscosidad (cP), torque (%), fuerza de cizalla (Pa) y rango de corte (s^{-1}) a diferentes velocidades angulares, inicialmente en intervalos de 1 rpm hasta llegar a 10 rpm y posteriormente de 10 rpm a 200 rpm.



Figura 2.7 Viscosímetro Brookfield con chaqueta de control de calentamiento y baño termostático.

Se grafico la fuerza de cizalla con respecto al rango de corte para generar los reogramas posteriormente dichos resultados se ajustaron a los modelos reológicos de Herschel–Bulkley, Ostwald–de Waele, y Newton (Ecuaciones 13-15) de donde se obtuvieron los parámetros reológicos como el índice de consistencia (k), el índice de flujo (n), el esfuerzo de cedencia (τ_0) y la viscosidad aparente ($Pa \cdot s$).

$$\tau = k \cdot \dot{\gamma}^n \quad (13)$$

$$\tau = \tau_0 + (k \cdot \dot{\gamma}^n) \quad (14)$$

$$\tau = \eta \cdot \dot{\gamma} \quad (15)$$

A partir de los parámetros reológicos obtenidos se estableció una relación de control y monitoreo del proceso entre variables reológicas calculadas mediante los modelos reológicos con remoción de contaminantes y la producción de biomasa.

2.7 Evaluación del agua y la biomasa obtenida

La recolección de la biomasa microalgal producida en los distintos fotobiorreactores se llevó a cabo mediante centrifugación a 10,000 revoluciones por minuto durante un lapso de 10 minutos, se utilizó una centrífuga marca HERMLE-Lubnet Z323. Este método es ampliamente utilizado debido a su elevada eficiencia, velocidad y aplicabilidad a diversas especies de microalgas (Najjar & Abu-Shamleh, 2020). En la Figura 2.8 se muestra de forma esquemática el proceso de extracción de biomasa por centrifugación para su posterior análisis donde también se obtiene el agua tratada.

Luego de este procedimiento, la biomasa obtenida fue sometida a un proceso de secado en una estufa a una temperatura constante de 105 °C durante 4 horas. Finalizado el secado, se registró el peso seco, y con base en la diferencia entre los pesos antes y después del secado, se calcularon los gramos de biomasa por litro (g/L). Como parte del análisis composicional, se llevaron a cabo determinaciones específicas de los contenidos de carbohidratos, proteínas y lípidos como se muestra en la Tabla 2.6.

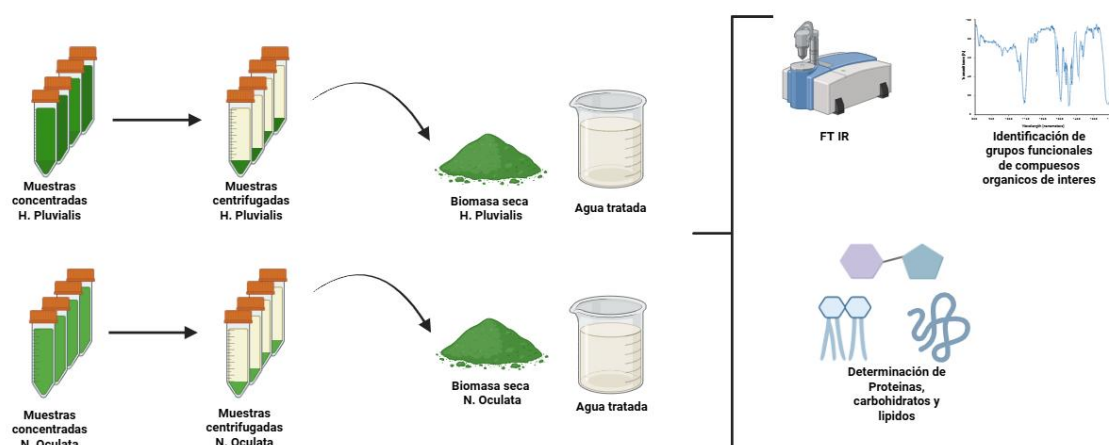


Figura 2.8 Proceso de extracción y análisis de la biomasa microalgal.

Tabla 2.6 Evaluación de la biomasa

Parámetros	Unidad
Carbohidratos	g/L
Proteínas	%
Lípidos	g/L
Biomasa	g/L
Coliformes fecales	NMP/g ST

2.7.1 Analisis FTIR

El análisis mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR, por sus siglas en inglés) es una técnica analítica no destructiva ampliamente utilizada para caracterizar la composición química de muestras microalgales, permite obtener información cualitativa y semicuantitativa sobre los principales macronutrientes acumulados en las células, como lípidos, proteínas, carbohidratos y polisacáridos extracelulares (EPS), además de proporcionar indicadores indirectos del estado metabólico del cultivo (Dębowski *et al.*, 2025).

El espectro FTIR de la biomasa seca extraída del proceso de biorremediación se registró en un espectrofotómetro FTIR (Spectrum Two, Perkin Elmer) a temperatura ambiente. Se utilizó un espectro de longitud de onda de 650–4000 cm^{-1} con una resolución espectral de 4 cm^{-1} para el escaneo y se registró la transmitancia en función del número de onda. Para realizar la medición espectroscópica, se tomaron entre 3 - 5 mg de biomasa seca, los cuales fueron cuidadosamente depositados sobre la superficie activa del detector, con un área aproximada de 2 mm^2 . Esta cantidad fue suficiente para garantizar una adecuada interacción de la muestra con la radiación infrarroja, permitiendo obtener espectros representativos de su composición funcional. El análisis de los datos fue llevado a cabo mediante el software especializado PerkinElmer Spectrum, el cual facilitó el procesamiento, análisis y exportación de los espectros FTIR obtenidos.

2.7.2 Evaluación del agua tratada

Se analizo el agua tratada con determinaciones fisicoquímicas y microbiológicas de acuerdo con la Tabla 2.7 para evaluar el rendimiento de remoción de contaminantes durante el proceso de biotransformación.

Tabla 2.7 Evaluación del agua tratada

Parámetros	Unidad
pH	-
Sólidos totales	mg/L
Sólidos volátiles	mg/L
SST	mg/L
DQO	mg/L
DQO soluble	mg/L
Fósforo total	mg/L
Lípidos	g/L
Carbohidratos	g/L
Proteínas	%
Conteo celular	Células/mL
Coliformes fecales	NMP/100mL
Salmonella Spp.	NMP/100mL

CAPÍTULO 3

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

CAPITULO 3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Caracterización fisicoquímica

En la Tabla 3.1 se muestran los resultados de la caracterización fisicoquímica y microbiológica hecha para el agua residual municipal tomada del punto mejor conocido como “Rio Chiquito”, en muestreos semanales hechos en la temporada conocida como sequia invernal durante los meses de octubre – diciembre hasta llegar a una composición constante entre los muestreos con la finalidad de obtener resultados consistentes en los experimentos de biodegradación en el ARM analizada.

Tabla 3.1 Caracterización fisicoquímica y microbiológica del agua residual

Parámetros físicos	Unidades	Valor promedio	Desviación estándar
pH	--	7.90	±0.23
Sólidos totales	mg/L	2066	±160
Sólidos totales volátiles	mg/L	1701	±145
Parámetros químicos	Unidades		
DQO	mg/L	2595	±324
DQO soluble	mg/L	785	±123
Fósforo Total	mg/L	17	±2
Lípidos	mg/L	220	±112
Nitrógeno Total	mg/L	32	±4
Parámetros microbiológicos	Unidades		
Coliformes fecales	NMP/100mL	1.2x10 ⁶	
<i>Salmonella spp</i>	NMP/100mL	2.82x10 ³	
Huevos de helmintos	HH/g	NA	

El agua residual presentó un DQOT y DQO soluble elevado de 2,595 mg/L y 785 mg/L respectivamente lo cual se atribuye a la temporada de estiaje en la cual se realizaron los muestreos, estando ambas por encima del máximo permisible al igual que los sólidos suspendidos totales (SEMARNAT, 2021), lo cual dio un indicio de una alta carga orgánica. Los valores obtenidos son similares a los reportados por Ata *et al.* (2021) donde se alcanzaron valores promedio de DQO de 2,367 mg/L en el rango de meses de junio – noviembre los puntos de muestreo se situaron en el ingreso de aguas sin tratar de distintas plantas de tratamiento.

El pH se puede considerar neutral, esto se debe a varios factores tales como la presencia de ácidos orgánicos y bases en el ARM por la actividad microbiológica con bacterias aerobias y anaerobias las cuales producen ácido carbónico y amoníaco provocando un equilibrio natural tendiendo a autorregular el medio en un pH neutro (Huang *et al.*, 2021). El valor de pH obtenido en este estudio se encuentra en el rango reportado por Pérez-Guzmán *et al.* (2024), quienes mencionan que para efluentes municipales el pH alcanzó un valor de 8.19, dicho parámetro en ambos casos se mantuvo dentro del rango permisible según las normativas mexicanas.

Debido a la naturaleza del agua residual con una alta carga orgánica debido a la presencia de desechos humanos y posibles desechos animales se realizaron las caracterizaciones microbiológicas correspondientes. En la caracterización microbiológica se identificaron coliformes fecales y salmonela spp por encima de los máximos permisibles, la presencia de dichos patógenos es común debido a que los sistemas de ARM recogen continuamente desechos humanos fecales con un amplio microbiota gastrointestinal humana (Yan *et al.*, 2018). Se cuantificaron concentraciones de coliformes fecales del orden de 1.2×10^6 NMP/100 mL y de Salmonella spp de 2.82×10^3 NMP/100 mL, lo cual evidencia una alta carga microbiana de origen fecal. Estos valores confirman la necesidad urgente de implementar procesos de tratamiento eficientes, no solo para la remoción de materia orgánica y nutrientes, sino también para reducir los riesgos sanitarios asociados a la exposición o reutilización de estas aguas. Además, este tipo de datos microbiológicos puede servir como referencia para evaluar la eficacia de tratamientos integrados con microalgas, los cuales han demostrado capacidad para reducir significativamente la carga patógena en condiciones controladas (Bellucci *et al.*, 2019).

El nitrógeno y fósforo elevado como el presente en el ARM por lo general se consideran como un contaminante debido a que promueven la eutrofización de los cuerpos de agua provocando un desequilibrio en el ecosistema sin embargo en los sistemas de biorremediación empleando microalgas estos nutrientes son consumidos y tienden a ser los principales precursores del crecimiento y desarrollo celular (De Moraes *et al.*, 2023) lo cual hace del ARM un medio de cultivo idóneo para su propagación. El nitrógeno y

fósforo elevado como el presente en el ARM por lo general se consideran como un contaminante debido a que promueven la eutrofización de los cuerpos de agua provocando un desequilibrio en el ecosistema sin embargo en los sistemas de biorremediación empleando microalgas estos nutrientes son consumidos y tienden a ser los principales precursores del crecimiento y desarrollo celular (De Moraes *et al.*, 2023).

Se obtuvo una concentración de NT de 32 mg/L el cual está dentro del rango de 30-35 mg/L reportado en la literatura para aguas residuales municipales (Tang *et al.*, 2023) la cantidad de NT está directamente relacionada al contenido de urea en la orina humana el cual es un componente típico en la composición de dicho efluente, el cual aumentó el NT presente mayormente en forma de amonio (Simha *et al.*, 2023). El contenido de fósforo total encontrado de 17 mg/L es superior al reportado en la bibliografía (Han *et al.*, 2021) en el rango de 4.3 -5.5 mg/L, esto es atribuible al contenido alto de detergentes y productos de limpieza las cuales contribuyen con fosfatos sintéticos (Azam & Finneran, 2013) .

Debido a la naturaleza del agua residual con una alta carga orgánica debido a la presencia de desechos humanos y posibles desechos animales se realizaron las caracterizaciones microbiológicas correspondientes.

3.2 Propagación de microalgas *N. Oculata* y *H. Pluvialis* en medio sintético.

Como se mencionó en la metodología se emplearon medios sintéticos M1B5 y Guillard's F/2 para la propagación de *H. Pluvialis* y *N. Oculata* respectivamente adicionando 1 mL de micronutrientes, los resultados de ambas propagaciones las cuales se efectuaron durante 28 días se muestran a continuación.

3.2.1 Propagación de microalga *H. Pluvialis*.

En la Figura 3.1 se muestra el comportamiento del crecimiento celular en cel/mL de *H. Pluvialis* en el medio sintético durante 30 días, en el día 0 al adicionar 50 mL de *H. Pluvialis* pura y 50 mL de medio M1B5 se tuvo una concentración inicial de 3.10×10^5 cel/mL posterior a eso se mostró que la fase de adaptación fue menor a 72 horas debido que a partir del día 2 se presentó un aumento en la concentración celular con

una tendencia exponencial hasta el día 6 donde empieza a disminuir el crecimiento celular indicando una fase temprana de mortandad donde presentó una concentración máxima de 1.14×10^6 cel/mL, autores como Tocquin *et al.* (2011) encontraron tendencias de crecimiento similares empleando M1B5 para la propagación de tipo batch de *H. Pluvialis* iniciando ensayos en una concentración inicial de 5×10^4 cel/mL después de 7 días aumentó a 9×10^5 cel/mL y al término del ensayo después de 14 días se reportó una densidad celular máxima de 2×10^6 cel/mL inferior al encontrado en el presente trabajo debido a que se operó de manera semicontinua con alimentación cada 7 días donde llegó a una concentración de 7.4×10^6 cel/mL con un volumen de 800 mL.

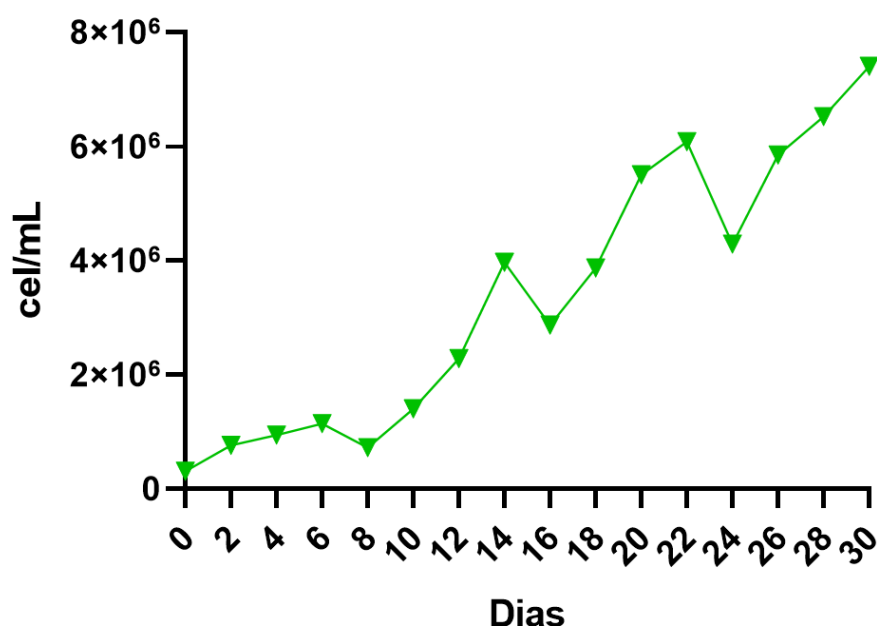


Figura 3.1 Crecimiento de *H. Pluvialis* en el medio sintético M1B5

3.2.2 Propagación de microalga *N. Oculata*.

La Figura 3.2 muestra el comportamiento del crecimiento de *N. Oculata* en el medio sintético durante 30 días, se obtuvo una densidad inicial de 2×10^6 cel/mL la cual fue obtenida después de mezclar 50 mL de cepa pura y 50 mL de medio Guillard's F/2, para el día 2 se tuvo una disminución de la concentración atribuible a una fase de adaptación y a partir del día 4 empezar una fase de crecimiento exponencial hasta una

fase de des aceleramiento en el crecimiento la cual es atribuible a una fase temprana de mortandad por lo que en el día 7 se realimento el reactor.

Este comportamiento se repitió durante cada fase de realimentación generando en la gráfica un comportamiento de escalonamiento hasta obtener una concentración máxima en el día 30 de 3.1×10^6 cel/mL la cual es inferior a lo reportado por Martinez *et al.* (2017) el cual durante una fase de propagación de 23 días obtuvo una concentración de 6.92×10^6 .

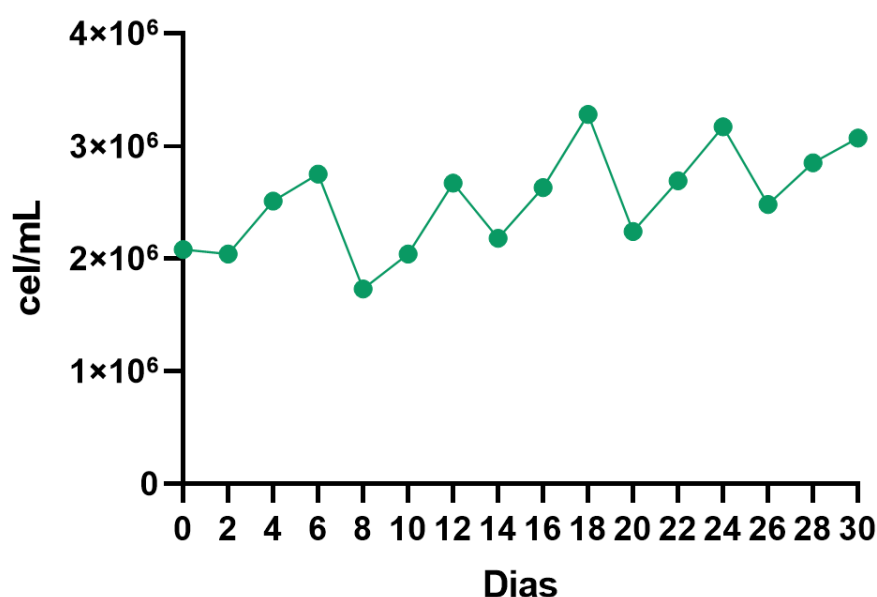


Figura 3.2 Crecimiento de *N. oculata* en el Medio sintético Guillard's F/2

3.3 Adaptación de microalga *N. Oculata* en agua residual.

En este apartado se muestran los resultados de la adaptación de *N. Oculata* en ARM en los fotobiorreactores de 400 mL durante 14 días.

3.3.1 Comportamiento pH

En la Figura 3.3 se muestra el comportamiento del pH durante los 14 días de cultivo en los tres tratamientos con diferentes concentraciones de inóculo (5%, 10% y 15%). Los análisis estadísticos no revelaron diferencias significativas entre los tratamientos ($p\text{-value} > 0.05$), lo que indica que la concentración de inóculo no tuvo un impacto

determinante sobre la evolución del pH en el sistema. Sin embargo, se observaron tendencias similares en los tres ensayos.

En el día 0, el pH en todos los tratamientos se mantuvo por debajo de 8, lo cual es coherente con las condiciones iniciales del agua residual municipal (ARM), caracterizada por su carga orgánica y baja actividad fotosintética, ya que la concentración inicial de microalgas era aún limitada. Este valor inicial también sugiere una escasa actividad fototrófica y un predominio de procesos fermentativos o bacterianos, típicos en matrices residuales crudas. A partir del día 2, se registró un incremento abrupto del pH, alcanzando valores superiores a 9.5 en los tres tratamientos. Esta tendencia ascendente se mantuvo durante el resto del período experimental, con valores oscilando entre 9.5 y 10.1 hasta el día 14. Este aumento sostenido del pH se puede atribuir a la intensa actividad fotosintética de *N. oculata*, la cual consume dióxido de carbono (CO_2) disuelto en el medio, lo que reduce la concentración de ácido carbónico y, en consecuencia, incrementa la alcalinidad del sistema. Este fenómeno es característico de sistemas algales en crecimiento exponencial y ha sido ampliamente reportado en estudios de cultivo en medios residuales (Park *et al.*, 2010; Rawat *et al.*, 2013).

El mantenimiento de valores de pH elevados durante el proceso sugiere una estabilización del sistema fotobiorreactor en un rango alcalino óptimo para la microalga empleada, favoreciendo no solo la remoción de nutrientes (especialmente amonio por volatilización) sino también la inhibición de microorganismos patógenos, ya que muchos de ellos no sobreviven en condiciones alcalinas extremas (Ruas *et al.*, 2021). Este fenómeno de alcalinización en el medio es característico en el cultivo de microalgas ya que este parámetro está relacionado directamente a la concentración de CO_2 disuelto en el medio presente en diferentes formas de carbono (Zerveas *et al.*, 2021), el aumento repentino en el pH a partir del día 2 mostro un alto consumo de CO_2 disuelto debido a un crecimiento en la densidad celular de *N. Oculata* atribuible a la asimilación de nutrientes y el proceso de fotosíntesis.

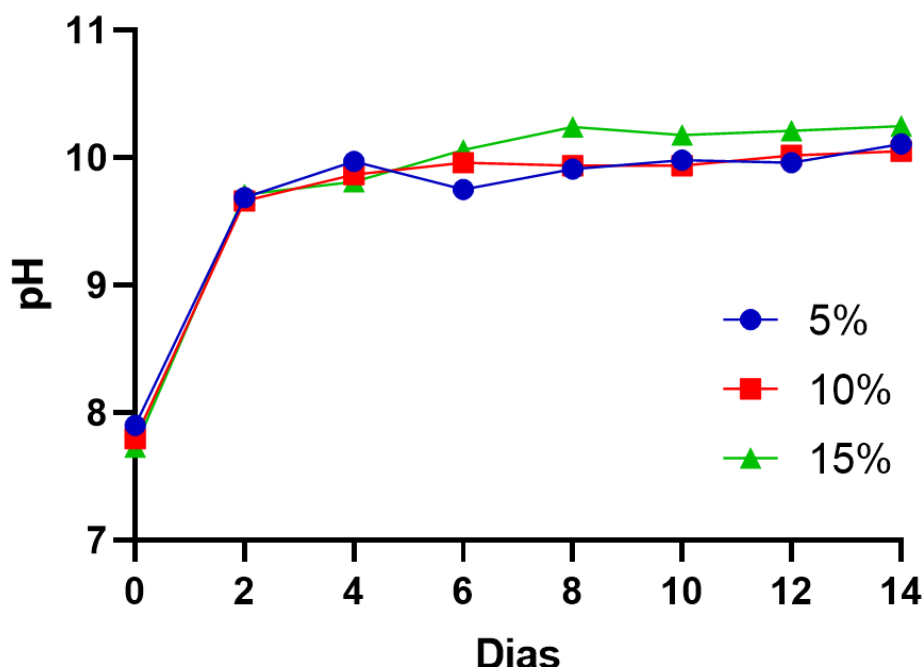


Figura 3.3 Comportamiento de pH en el tratamiento de ARM con *N. Oculata*.

3.3.2 Remoción de DQO soluble

En la Figura 3.4 se muestran las concentraciones de demanda química de oxígeno (DQO) soluble durante los 14 días de experimentación para los tres niveles de inóculo evaluados (5 %, 10 % y 15 %), observándose una disminución progresiva del parámetro en todos los tratamientos. Las eficiencias de remoción alcanzadas fueron del 86 % para el inóculo del 5 %, 82 % para el 10 % y 73 % para el 15 %, valores que, si bien demuestran una alta capacidad depuradora, resultan ligeramente inferiores a los reportados por Vite-Segundo *et al.* (2024), quienes alcanzaron remociones de hasta el 94 % utilizando también la microalga *Nannochloropsis oculata*, pero con un tiempo de residencia hidráulica (TRH) mayor a 21 días y con un tipo de agua residual de origen avícola, cuyas características fisicoquímicas difieren significativamente del agua residual municipal utilizada en el presente estudio. El análisis estadístico realizado sobre los porcentajes de remoción de DQO no evidenció diferencias significativas entre los distintos niveles de inóculo ($p > 0.05$), lo cual sugiere que dentro de las condiciones experimentales evaluadas, la concentración inicial de biomasa algal no fue un factor

determinante en la eficiencia de depuración, al menos dentro del intervalo de tiempo establecido. Este comportamiento podría explicarse por una saturación temprana de la capacidad metabólica del sistema, debido a la alta carga orgánica inicial del agua residual y al rápido crecimiento microalgal inducido por la disponibilidad de nutrientes y luz.

Cabe destacar que, a pesar de no observarse diferencias estadísticas, el inóculo de 5 % mostró una tendencia a obtener mayores tasas de remoción. Esto podría estar relacionado con una mayor eficiencia de penetración de luz y una mejor relación superficie-volumen del cultivo, lo cual favorecería la fotosíntesis y el metabolismo microalgal. En contraste, a mayor concentración de inóculo (10 y 15 %), se pueden presentar fenómenos de autoshading (sombreamiento celular), reducción en la eficiencia de uso de la luz y una acumulación de biomasa que podría afectar la disponibilidad de oxígeno disuelto.

Finalmente, es importante mencionar que para los tres tratamientos, los valores de DQO obtenidos a partir del día 10 del experimento se ubicaron por debajo o ligeramente por encima del límite máximo permisible para vertido establecido por la NOM-001-SEMARNAT-2021 (<150 mg/L para cuerpos receptores nacionales), lo cual refuerza el potencial de los sistemas de biorremediación con microalgas como una alternativa ecológica y eficiente para el tratamiento de aguas residuales.

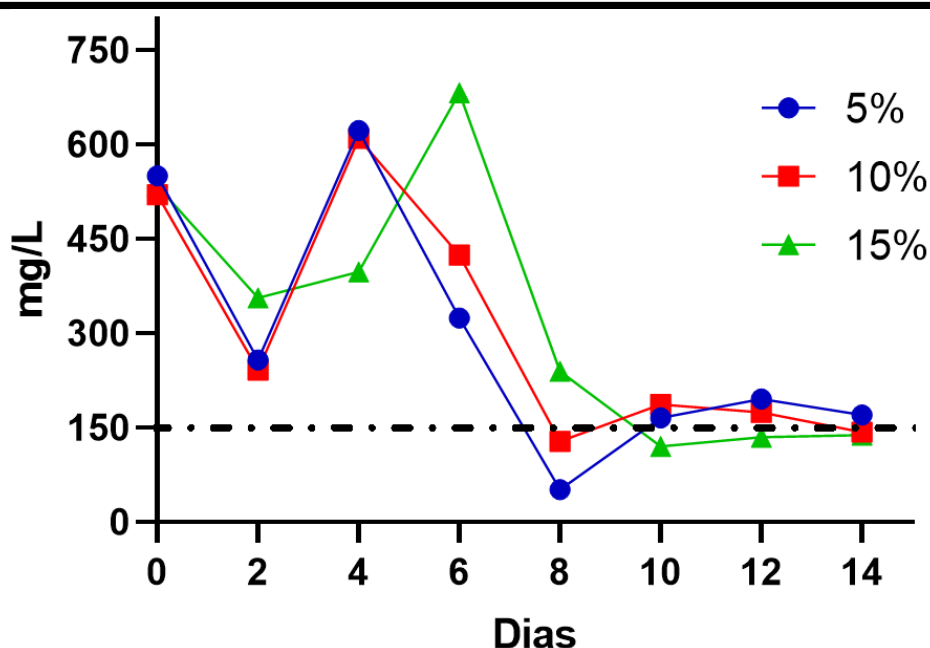


Figura 3.4 Remoción de DQO total en ARM empleando *N. Oculata*

3.3.3 Remoción de DQO total

En la Figura 3.5 se presenta el comportamiento de la DQO total durante los 14 días de tratamiento con los tres niveles de inóculo de *Nannochloropsis oculata* (5 %, 10 % y 15 %), donde se alcanzaron valores de remoción cercanos al 60 % en todos los tratamientos. El análisis estadístico mostró que no hubo diferencias significativas entre los tratamientos ($p\text{-value} > 0.05$), lo que sugiere una respuesta uniforme del sistema independientemente de la cantidad inicial de inóculo.

Este comportamiento es característico en procesos de tratamiento con microalgas, ya que durante el crecimiento celular ocurre una conversión de los contaminantes presentes en el agua residual en nueva biomasa. Dicha biomasa, aunque representa un producto deseado del proceso, también forma parte de la fracción de materia orgánica oxidada durante la determinación de DQO total lo que puede mantener los valores dentro de un rango relativamente estable (Cao *et al.*, 2020).

Además, es importante considerar que la DQO total integra tanto la fracción soluble como la particulada. La presencia de biomasa en suspensión y metabolitos extracelulares, como exopolisacáridos producidos por las microalgas, también forman parte del contenido orgánico determinado químicamente, lo cual es esperable en cultivos activos. Por ello, se ha sugerido en la literatura científica que la DQO soluble

representa un indicador más preciso para evaluar la depuración orgánica en sistemas de fitorremediación con microalgas

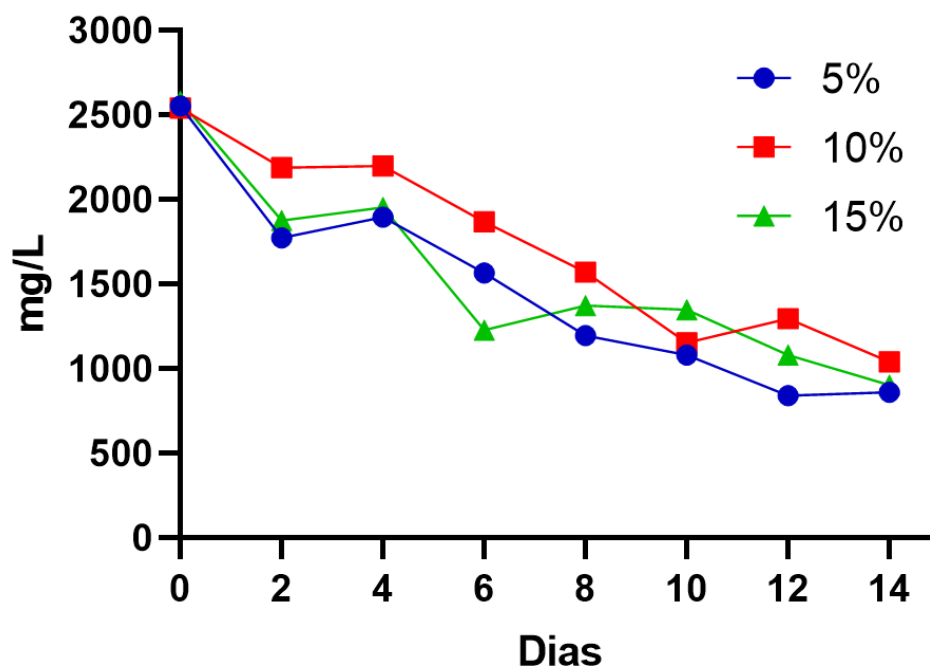


Figura 3.5 Remoción de DQO total en ARM empleando *N. Oculata*.

3.3.4 Densidad celular de *N. Oculata*

En la Figura 3.6 se muestra la evolución del crecimiento celular de *Nannochloropsis oculata* cultivada en agua residual municipal durante un periodo de 14 días. Los resultados indican diferencias estadísticas significativas entre las distintas concentraciones de inóculo evaluadas ($p\text{-value} < 0.05$), lo cual sugiere una influencia directa de la biomasa inicial sobre la cinética de crecimiento algal.

El inóculo al 10 % presentó el mayor rendimiento, alcanzando una concentración celular máxima de 7.1×10^6 cel/mL, lo que representa una aceleración notable en la fase logarítmica y una mayor capacidad de adaptación al medio residual. Esta tendencia podría explicarse por un balance adecuado entre densidad celular inicial y disponibilidad de nutrientes, lo que favoreció una colonización eficiente del medio sin limitaciones por autoinhibición ni competencia intraespecífica excesiva.

Por otro lado, los inóculos al 5 % y 15 % también mostraron un crecimiento sostenido durante el experimento, sin evidencias de inhibición metabólica ni síntomas de toxicidad del medio. Aunque no alcanzaron la máxima concentración observada en el tratamiento con 10 %, su desarrollo indica que *N. oculata* posee una alta tolerancia a las condiciones propias del agua residual municipal, incluyendo la carga orgánica, la posible presencia de trazas de metales o compuestos residuales, y las variaciones de pH.

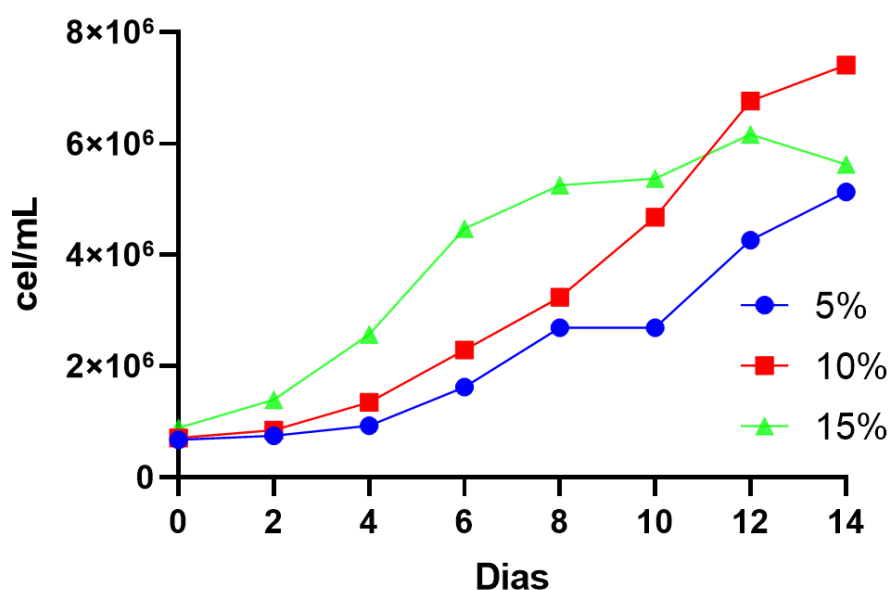


Figura 3.6 Crecimiento celular de *N. Oculata* en ARM

Los experimentos de crecimiento de densidad celular mostrados en la Figura 3.7 fueron ajustados al modelo de Gompertz, el cual ha sido ampliamente validado como herramienta matemática eficaz para describir el comportamiento de crecimiento microbiano, incluyendo bacterias y microalgas, bajo condiciones controladas o semi-controladas (Gutiérrez-Casiano *et al.*, 2022). Este modelo permite estimar con precisión parámetros clave como la tasa máxima de crecimiento específico (μ), el tiempo de fase de adaptación o latencia (λ), y la densidad celular máxima alcanzada, lo cual resulta esencial para el diseño y optimización de sistemas biotecnológicos.

En la Figura 3.7 se observa la cinética de crecimiento de *N. oculata* expresada en Log cel/mL durante los 14 días de cultivo, mientras que en la Tabla 3.2 se presentan los

parámetros cinéticos obtenidos mediante el ajuste al modelo de Gompertz. En todos los tratamientos, el modelo mostró un ajuste adecuado con coeficientes de determinación (R^2) superiores a 0.98, lo que evidencia la validez del modelo para describir con precisión la dinámica poblacional de esta microalga en agua residual municipal.

Particularmente, el tratamiento con un 15 % de inóculo presentó el mayor valor del coeficiente de saturación del sustrato ($K_s = 0.5084$), lo cual indica una alta afinidad entre la biomasa microalgal y los nutrientes presentes en el medio. Este resultado sugiere que una mayor concentración inicial de células propició una rápida asimilación de compuestos orgánicos e inorgánicos disponibles, lo que se reflejó en un corto tiempo de adaptación ($\lambda = 1.08$ días). La pronta superación de la fase lag implica una capacidad metabólica eficiente por parte de *N. oculata* para adecuarse al entorno residual, incluso en condiciones potencialmente limitantes como la presencia de compuestos tóxicos o desequilibrios en el cociente C:N:P.

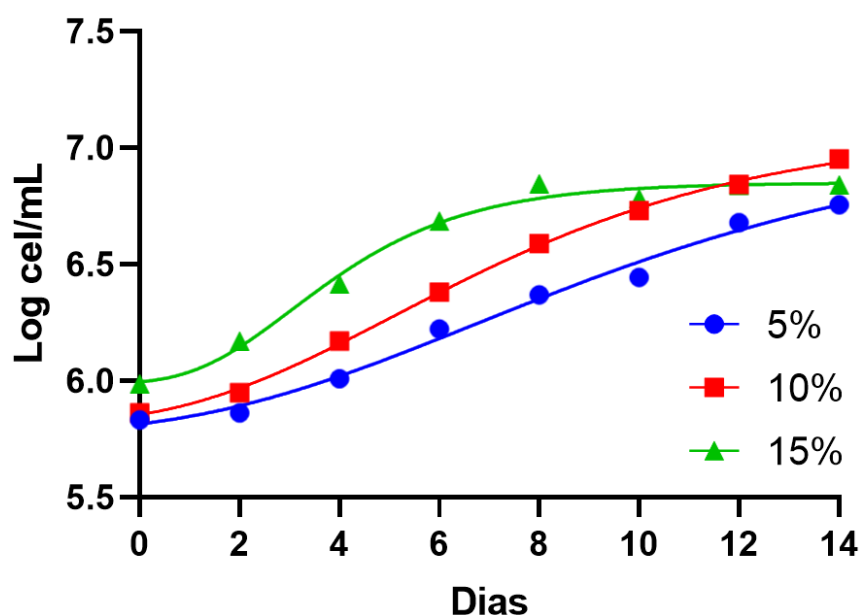


Figura 3.7 Cinética de crecimiento de *N. oculata* en ARA con tratamiento

Tabla 3.2 Parámetros cinéticos de *N. Oculata* en ARM

Inóculo (% v/v)	K_s	μ_{max} (días ⁻¹)	λ (días)	a Log cel/mL	R ²
5	0.1819	0.07	1.23	7.055	0.9898
10	0.2377	0.09	0.88	7.081	0.9990
15	0.5084	0.19	1.08	6.850	0.9901

3.4 Adaptación de microalga *H. Pluvialis* en agua residual.

En este apartado se muestran los resultados de la adaptación de *H. Pluvialis* en ARM en los fotobiorreactores de 400 mL durante 14 días.

3.4.1 Comportamiento de pH

En la Figura 3.8 se observa el comportamiento de pH en los 14 días de experimentación. En el día 0 se tuvieron pH iniciales de 7.8-7.9 y se mantuvieron de esta manera hasta el día 4 donde el pH tomo una tendencia alcalina se mantuvo fluctuante entre 8.5 – 10 durante el resto de la experimentación, esta tendencia es normal en los sistemas donde se emplean organismos fijadores de CO₂ como las microalgas debido a que cuando dicha sustancia que se encuentra disuelta en el medio empieza a ser consumida tiende a alcalinizar el medio, esta condición puede ser atribuida a un crecimiento exponencial de la especie *H. Pluvialis* y el consumo de nutrientes para la producción de biomasa. Este comportamiento también esta relacionado con la asimilación del carbono presente en el agua residual por parte de las microalgas. Durante el proceso de fotosíntesis dentro de los fotobiorreactores las microalgas fijan el CO₂ rápidamente en una reacción que inicia el ciclo de Calvin Benson la cual termina produciendo carbohidratos (Amaro *et al.*, 2023), esta reacción de eliminación de CO₂ desplaza el equilibrio del sistema carbonato, el cual tiende a favorecer la disociación de bicarbonato (HCO₃⁻) y carbonato (CO₃²⁻) (Abdel-Raouf *et al.*, 2012).

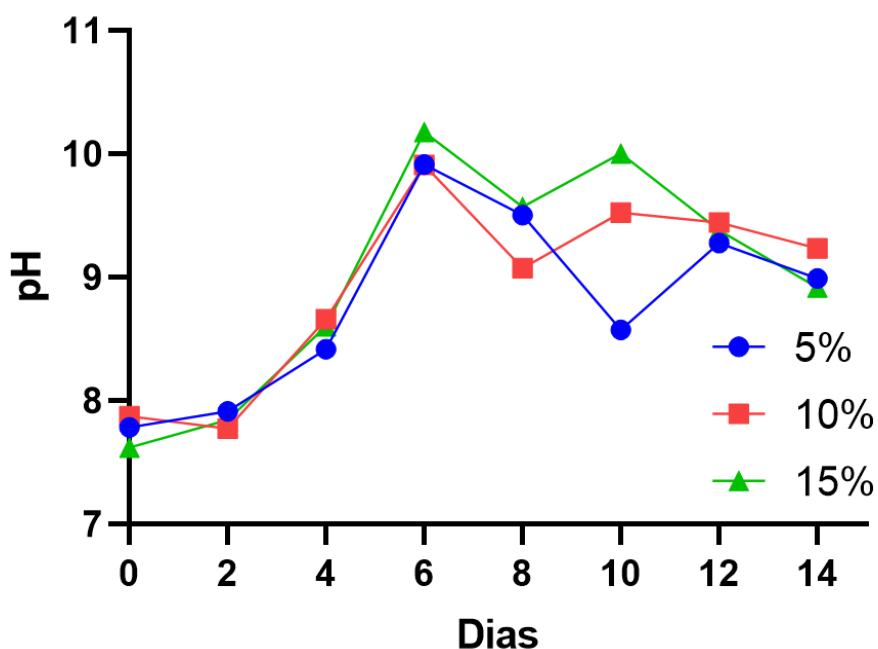


Figura 3.8 Comportamiento de pH en el tratamiento de ARM con *H. Pluvialis*

3.4.2 Remoción de DQO soluble

La DQO soluble (DQO_s) está compuesta principalmente por compuestos orgánicos disueltos y por material coloidal de bajo peso molecular (Pluciennik-Koropczuk & Myszograj, 2019). En la Figura 3.9 se muestra la remoción de DQO soluble con las diferentes concentraciones de inóculo evaluadas, en donde a partir del día 2 se presentó un comportamiento decreciente con remociones de hasta un 70% para todos los experimentos. Entre los días 2-10 se presentó un comportamiento fluctuante, en el cual, no hubo cambios significativos en los niveles de DQOs.

Finalmente, posterior al día 12, en todos los casos se observa un decremento hasta alcanzar niveles inferiores a los máximos permisibles establecidos en la normatividad mexicana (línea punteada) obteniendo una remoción total del 92 % - 99 % para los 3 niveles de inóculo, sin embargo estadísticamente se encontraron diferencias significativas ($p \text{ value} < 0.05$) entre los porcentajes de inóculo evaluados, mostrando que con 15% se obtuvieron los mayores porcentajes de remoción de DQOs, esto es similar a lo reportado por Gentili (2014) quien obtuvo un 92.7% de remoción de DQO soluble empleando *Scenedesmus* sp en agua residual municipal combinada con industrial. La disminución de DQO_s en los sistemas de microalgas es causado por

distintos factores, uno de los principales es la generación de polisacáridos extracelulares (EPS) durante el metabolismo de las microalgas, estos compuestos favorecen la coagulación y formación de flóculos de partículas coloidales, esta nueva fracción sólida es removida usando operaciones mecánicas tales como centrifugación o sedimentación reduciéndose así la concentración de DQO en la fase líquida (Xu *et al.*, 2023)..

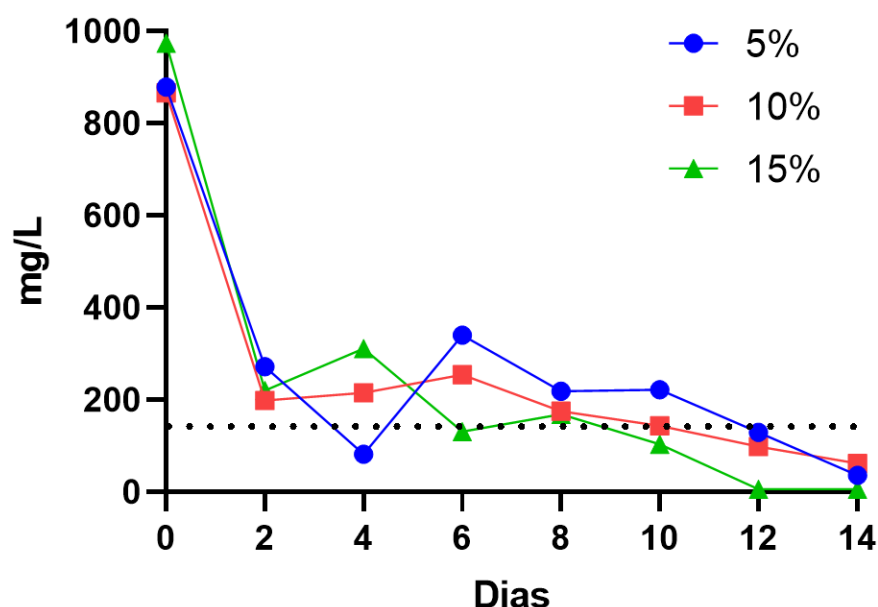


Figura 3.9 Remoción de DQO soluble en ARM empleando *H. Pluvialis*.

3.4.3 Remoción de DQO total

Los tratamientos con microalgas promovieron la biodegradación de contaminantes orgánicos convirtiéndolos en moléculas más simples utilizando el carbono asimilado para su crecimiento y desarrollo (Zhou *et al.*, 2022). En la Figura 3.10 se muestran las remociones de DQOT durante los experimentos con los 3 niveles de inóculos, con los cuales se removieron concentraciones entre el 64-74% de DQOT, similares a los reportados por Abdel-Raouf *et al.* (2012) quienes obtuvieron remociones del 67% de DQO para sistemas biológicos en el tratamiento de agua residual empleando microalgas, en la remoción de DQO total es común encontrar en este tipo de sistemas un punto donde ya no disminuye esto se puede deber a una combinación de varios

factores, como el proceso de lisis celular debido al estrés que causa el sistema de aireación lo cual provoca la liberación de contenido intracelular compensando la reducción de DQO preliminar (Qiu *et al.*, 2017), además cabe mencionar que en la fase estacionaria del crecimiento celular se alcanza un equilibrio entre la tasa de eliminación de DQO y la tasa de generación de biomasa (Sobolewska *et al.*, 2024), la cual es materia orgánica susceptible a ser degradada lo cual puede explicar que a partir del día 8 no se haya presentado una reducción de DQO considerable. Respecto al análisis estadístico (p value > 0.05) en los 3 niveles evaluados no se encontraron diferencias significativas.

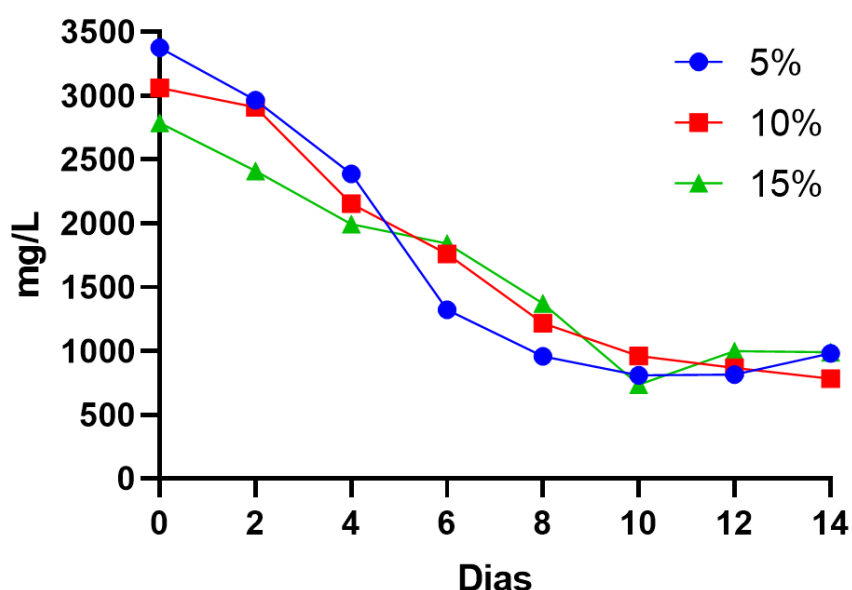


Figura 3.10 Remoción de DQO total en ARM empleando *H. Pluvialis*.

3.4.4 Densidad celular de *H. Pluvialis*

En la Figura 3.11 se muestran los ensayos de crecimiento de *H. Pluvialis* en ARM, donde se observa una densidad celular similar en los 3 niveles de inóculo, la línea punteada gris muestra la concentración celular final con medio sintético después de 30 días, en este caso a partir del día 8 se alcanzó dicha densidad celular en ARM y se consiguieron niveles superiores para el día 14.

Este comportamiento es recurrente al comparar el crecimiento en aguas residuales como medio de cultivo con respecto a los sintéticos y es generalmente atribuido al contenido de nutrientes el cual resulta ser más adecuado para su crecimiento y producción de biomasas (Tan *et al.*, 2023) , por lo cual para este experimento se mostró que *H. Pluvialis* es capaz de crecer en el ARM de forma efectiva. Se encontró la fase de crecimiento exponencial a partir del día 10 donde se observa una desaceleración en el aumento de la densidad celular con los inóculos más altos (10 % y 15 %).

La tendencia de los inóculos más bajo a alcanzar concentraciones celulares mayores es recurrente en los sistemas de biorremediación de aguas residuales como el mencionado por Sales-Pérez *et al.* (2023b) dónde empleo *N. Oculata* para el tratamiento de agua residual avícola variando la cantidad de inóculo en 3 niveles (10 %, 15% y 20 %) obteniendo densidades celulares mayores con el inóculo menor mientras que los inóculos mayores mostraron inhibición, esto es generalmente atribuido a que en los inóculos con altos volúmenes los nutrientes (P, N y carbono) se consumen de una forma rápida y con mayor competencia (Khalid *et al.*, 2018), otro factor a considerar es que en sistemas con una alta densidad celular se reduce el acceso de la luz al cultivo principalmente en el área de las paredes de los fotobiorreactores produciendo un efecto de auto sombreado al interior, generando un ineficiente consumo de nutrientes y produciendo inhibición en el crecimiento (Jeong & Jang, 2021).

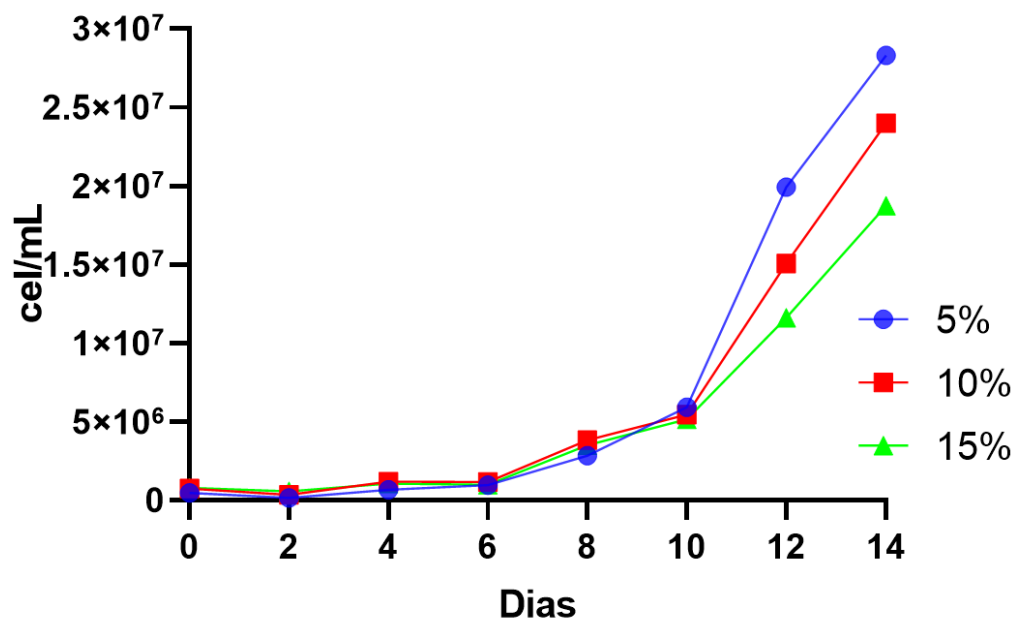


Figura 3.11 Crecimiento celular de *H. Pluvialis* en ARM

En la Figura 3.12 se muestra la cinética de crecimiento expresado en Log cel/mL en los 14 días de experimentación con las líneas de tendencia del modelo de Gompertz.

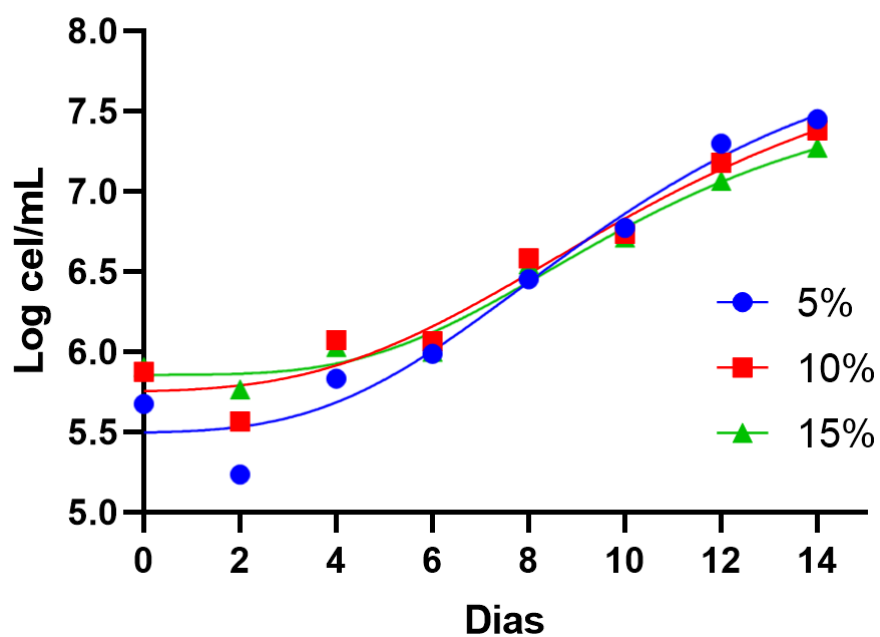


Figura 3.12 Cinética de crecimiento de *H. Pluvialis* en ARA con tratamiento

Los parámetros cinéticos obtenidos de la modelación matemática empleando el modelo de Gompertz se muestran en la Tabla 3.3, donde todos presentaron coeficientes de determinación (R^2) superiores a 0.95, lo cual indica una adecuada correlación entre los datos experimentales y el modelo propuesto. Este alto grado de ajuste valida la aplicación del modelo de Gompertz para describir la dinámica de crecimiento microalgal en función del tiempo y la concentración del inóculo.

En términos de la fase de adaptación (λ), se observó que los cultivos con inóculos de 5% y 10% alcanzaron más rápidamente la fase exponencial de crecimiento, requiriendo tiempos inferiores a 3.77 días. Este comportamiento sugiere que en estos niveles de inóculo la adaptación celular al medio fue más eficiente, posiblemente debido a un menor estrés por densidad inicial y una mayor disponibilidad específica de nutrientes. Por el contrario, el inóculo de 15% presentó una fase lag más prolongada, lo cual podría deberse a fenómenos de autoinhibición o limitación de factores esenciales, como la luz o el oxígeno, producto de la mayor densidad celular inicial.

No obstante, las concentraciones celulares máximas alcanzadas en los tres niveles de inóculo fueron similares, situándose entre 7.6 y 7.9 Log cel/mL, lo que indica que, independientemente del tiempo de adaptación, la capacidad del sistema para sostener el crecimiento celular llegó a un punto de saturación, posiblemente controlado por la concentración límite de nutrientes disponibles.

Por otra parte, el inóculo de 15% presentó una constante de saturación (K_s) de 0.2646, ligeramente superior a las observadas en los otros tratamientos, lo cual podría interpretarse como una mejor afinidad entre el inóculo y el sustrato, sin evidencia de inhibición en ninguno de los casos. Este comportamiento se atribuye a las bajas concentraciones de sustrato empleadas durante el ensayo, ya que en condiciones de mayor carga orgánica suelen presentarse efectos de inhibición por exceso de nutrientes. Este resultado es coherente con lo reportado por Vite-Segundo *et al.* (2023), quienes trabajaron con un 25% de inóculo de *Nannochloropsis oculata* cultivado en aguas residuales avícolas y obtuvieron una constante K_s de 0.2050, con fases de

adaptación entre 3 y 5 días, lo cual resalta la influencia del tipo de sustrato y la especie microalgal en el comportamiento cinético.

Tabla 3.3 Parámetros cinéticos de *H. Pluvialis* en ARM

Inóculo (% v/v)	K_s	μ_{max} (días ⁻¹)	λ (días)	a Log cel/mL	R ²
5	0.2428	0.09	3.76	7.981	0.9640
10	0.2149	0.08	3.77	7.958	0.9585
15	0.2646	0.10	4.65	7.630	0.9766

3.5 Patrones de flujo usando CFD del fotobiorreactor airlift

Los datos mencionados de viscosidad y densidad se ingresaron en el software Comsol Multiphysics® 5.4. Se generaron los gráficos de superficie para las 3 velocidades (Figura 3.3 a 3.11) analizadas encontrando que la zona de mayor velocidad (zona color rojo) es en el tubo concéntrico interno donde se ingresa el aire en la fase ascendente además la velocidad de la fase líquida en la zona descendente es baja (zona color azul menor a 0.5 m/s) como se muestra en la Figura 3.3, 3.6 y 3.9, comportamiento similar al encontrado por García S. *et al.*, donde se indica que esto se debe al fenómeno de desgasificación provocado por la condición salida que provoca un equilibrio de masa.

En las Figuras 3.4, 3.7 y 3.10 se muestran las líneas de flujo para la fase líquida, donde se observa que se genera una recirculación efectiva a pesar de la baja velocidad en la fase descendente en todas las velocidades de entrada simuladas. Wadaugsorn *et al.*, (2016) atribuyó este fenómeno a la relación de altura y diámetro del tubo interno la cual propició retenciones de gas en las fases ascendentes y descendentes, por lo cual esta relación de diseño tendría influencia directa en los patrones de velocidad internos.

En las Figuras 3.5, 3.8 y 3.11 se muestran los perfiles de turbulencia inducida por burbujas en donde los valores más altos se encontraron en la zona de difusor y también en la zona alta del tubo interno (color rojo), estos valores contribuyeron al cambio de la velocidad y la frecuencia de estallido de burbujas en el medio de cultivo, Guler *et al.*, (2020) reportó un comportamiento similar, además menciona que en la zona bajante del

FBR mostró una distribución homogénea de turbulencia lo cual coincide con la coloración turquesa en dicha región mostrada en las 3 simulaciones además Huang *et al.*, (2016) evaluó el aumento en la tasa de aireación lo cual incrementó la velocidad y la turbulencia, evaluación similar en este estudio donde se puede observar que las zonas de mayor turbulencia (color rojo) aumentan con el alza en la tasa de flujo .

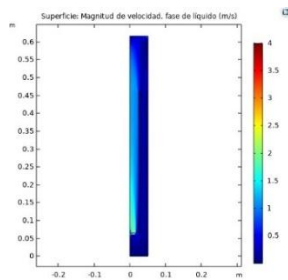


Figura 3.13 Magnitud de velocidad para una velocidad de ingreso de 2.65 m/s.

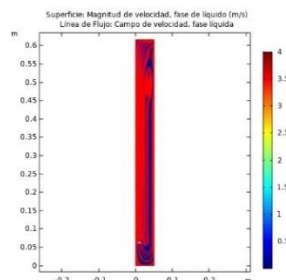


Figura 3.14 Líneas de flujo para una velocidad de ingreso de 2.65 m/s.

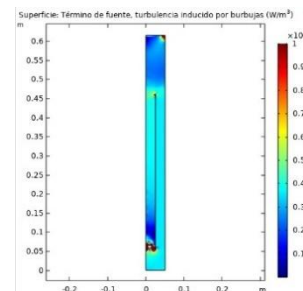


Figura 3.15 Turbulencia inducida por burbujas para una velocidad de 2.65 m/s.

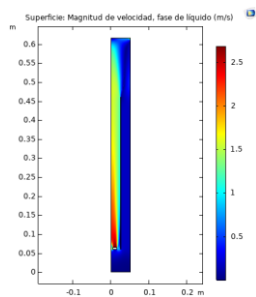


Figura 3.16 Magnitud de velocidad para una velocidad de ingreso de 3 m/s.

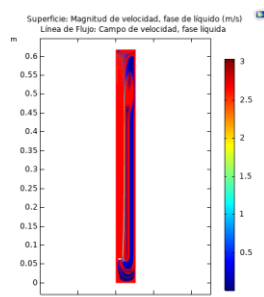


Figura 3.17 Líneas de flujo para una velocidad de ingreso de 3 m/s.

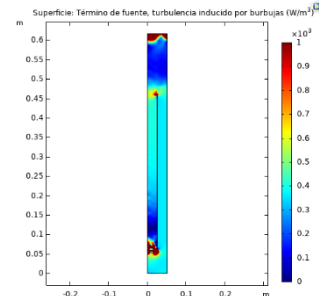


Figura 3.18 Turbulencia inducida por burbujas para una velocidad de 3 m/s.

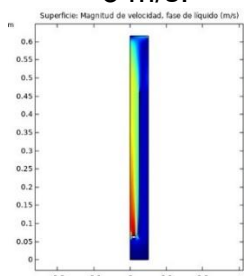


Figura 3.19 Magnitud de velocidad para una velocidad de ingreso de 4 m/s.

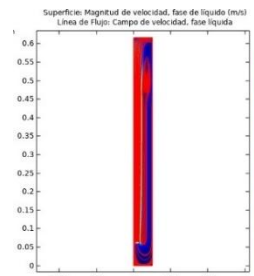


Figura 3.20 Líneas de flujo para una velocidad de ingreso de 4 m/s.

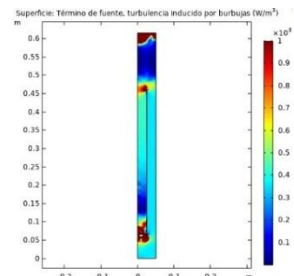


Figura 3.21. Turbulencia inducida por burbujas para una velocidad de 4 m/s.

3.6 Experimento de escalamiento en fotobiorreactor airlift

En el presente apartado se muestran los resultados de la remoción de contaminantes orgánicos, así como de macronutrientes (Fosforo y Nitrogeno) mediante el proceso de bioconversión empleando microalgas *H. Pluvialis* y *N. Oculata*. En donde se emplearon porcentajes de inóculo de 10 % para ambas experimentaciones de escalamiento debido que fueron las que presentaron diferencias estadísticas significativas en remoción de carga orgánica, así como de densidad celular.

3.6.1 Biorremediación empleando *H. Pluvialis* en FBR airlift

En la Figura 3.22 se observa el crecimiento de *Haematococcus Pluvialis*, expresado en Log cel/mL, durante los 14 días de cultivo en un fotobiorreactor tipo airlift. Se identifica una fase de adaptación entre los días 0 a 6, caracterizada por un crecimiento lento y estable del cultivo, lo cual es típico mientras las células se ajustan a las nuevas condiciones del medio. Posterior a este periodo, se evidenció un incremento exponencial en la densidad celular, alcanzando una concentración máxima de 1.3×10^7 cel/mL al final del experimento. Este valor es comparable al reportado por Robles-Heredia *et al.* (2016), quienes observaron una concentración celular máxima de 1.18×10^7 cel/mL de *Chlorella vulgaris* en un fotobiorreactor airlift de 11 L de volumen útil.

Sin embargo, al comparar con los experimentos realizados en fotobiorreactores de menor escala (400 mL), se observó que la concentración celular fue ligeramente superior en estos sistemas a pequeña escala. Esta diferencia es un fenómeno común en procesos de escalado de sistemas biológicos, donde múltiples factores físicos y biológicos interactúan de manera más compleja en volúmenes mayores a pesar de eso *H. Pluvialis* mantuvo un crecimiento constante sin presentar signos de inhibición esta respuesta positiva evidencia no solo la adaptabilidad fisiológica de la especie, sino también el adecuado desempeño hidráulico del reactor airlift, que proporcionó condiciones favorables de mezcla, oxigenación y disponibilidad lumínica.

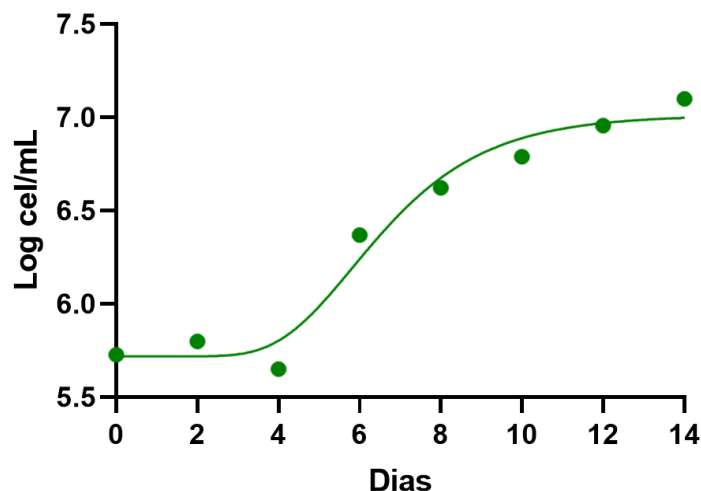


Figura 3.22 Crecimiento de *H. Pluvialis* en ARM

En la Tabla 3.5 se presentan los parámetros cinéticos obtenidos mediante la modelación matemática del crecimiento de *Haematococcus Pluvialis* en el fotobiorreactor tipo airlift, utilizando el modelo de Gompertz. Los resultados obtenidos reflejan un alto grado de ajuste con valores de R^2 superiores a 0.97, lo cual confirma la validez del modelo para describir el comportamiento del cultivo en condiciones de escalamiento.

Comparando estos resultados con los obtenidos en la etapa de adaptación, se observa que la fase de adaptación (λ) fue ligeramente más prolongada en el sistema airlift (4.01 días) en relación con los 3.77 días observados en los reactores de 400 mL. Esta diferencia sugiere que, aunque el escalamiento conlleva cambios en las condiciones hidrodinámicas y de transferencia de masa, el sistema logró mantener una cinética de crecimiento favorable.

Uno de los aspectos más relevantes fue el incremento del índice de saturación del sustrato ($K_s = 0.5514 \text{ días}^{-1}$), superior al de los experimentos previos, lo que indica una mayor afinidad inoculo-sustrato en el sistema airlift. Este comportamiento puede atribuirse a la eficiente estrategia de mezclado y recirculación que caracteriza a este tipo de reactor, la cual favorece un entorno homogéneo, mejor distribución de nutrientes y una mayor disponibilidad de dióxido de carbono para la fotosíntesis.

Tabla 3.4 Parámetros cinéticos de la modelación del crecimiento de *H. Pluvialis* en fotobiorreactor airlift

K_s	μ_{max} (días ⁻¹)	λ (días)	a Log cel/mL	R^2
0.5514	0.20	4.01	7.012	0.9705

En la Figura de 3.23 a) se muestra la disminución de DQO total donde se obtuvo una remoción del 42% esto atribuible al aumento en el volumen del sustrato debido al escalamiento. En la Figura 3.23 B) se muestra la disminución de DQO soluble donde se obtuvo una remoción del 78% donde al llegar al día 14 no se alcanzo a cumplir con los limites máximos permisibles.

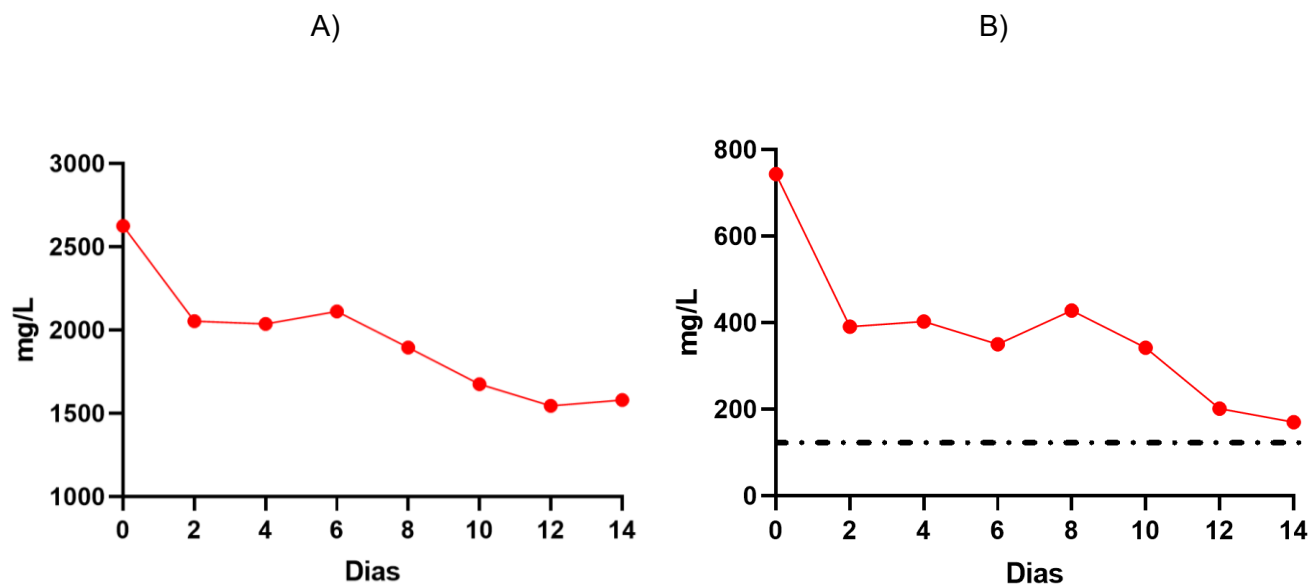


Figura 3.23 Remoción de: A) DQO total y B) DQO soluble, durante la bioconversión de ARM con *H. Pluvialis*

En la Figura 3.24 A) se muestra la remoción de Fosforo total el cual la microalga *H. Pluvialis* fue capaz de asimilar en un 90 %. En la Figura 3.24 se muestra la remoción de Nitrógeno total se obtuvo una remoción 83 %. Estos resultados son similares a los reportados por Shah (2019) donde reporto remociones de NT con 93.8 % y PTde 97.8%. Cabe mencionar que se operó este proceso en condiciones características para mantener la fase vegetativa de *H. Pluvialis*, la cual favoreció la asimilación y consumo

de estos nutrientes debido a que en esta fase fisiológica presenta una elevada demanda de nutrientes para sostener la síntesis de biomoléculas esenciales (Nahidian *et al.*, 2018).

En este estudio, la mayor reducción de fósforo y nitrógeno se observó durante la fase de crecimiento activo (entre los días 10-14), lo que indica que la remoción fue dominada principalmente por procesos biológicos, primeramente el nitrógeno presente en el agua residual municipal en forma de amonio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-) y otras formas orgánicas, fue incorporado por las microalgas para la síntesis de aminoácidos, proteínas, ácidos nucleicos y pigmentos (Vega, 2018) por otro lado el fósforo es absorbido como ortofosfato (PO_4^{3-}) y utilizado en la formación de ATP, fosfolípidos de membrana y ácidos nucleicos mediante fosforilación (Su, 2020).

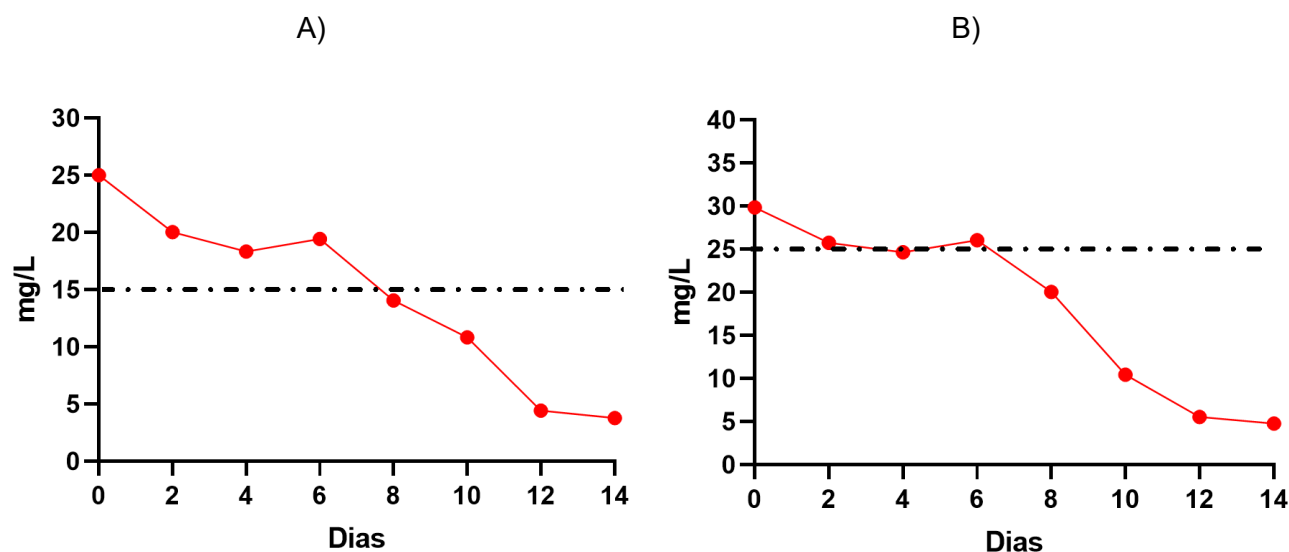


Figura 3.24 Remoción de: A) DQO total y B) DQO soluble, durante la bioconversión de ARM con *N. Oculata*

3.6.2 Biorremediación con *H. Pluvialis*

La Figura 3.25 muestra la cinética de crecimiento celular de *N. oculata* durante 14 días de cultivo en un medio de agua residual municipal, expresado en unidades de cel/mL. Se observa una curva sigmoidea característica del crecimiento microbiano, lo cual confirma que el cultivo siguió una dinámica esperada dentro de condiciones controladas y favorables.

Durante los primeros 2 a 4 días se identifica una fase de adaptación o latencia, donde las células se aclimatan al medio residual. Aunque se presenta un ligero aumento en la densidad celular, el crecimiento aún es limitado, reflejando un ajuste metabólico ante las condiciones del medio, posiblemente debido a la presencia inicial de compuestos orgánicos complejos o a la necesidad de sintetizar enzimas específicas para la asimilación de nutrientes.

Posteriormente, entre los días 4 y 12 se aprecia una fase exponencial o logarítmica de crecimiento, con un incremento sostenido en la concentración celular, lo que indica una asimilación eficiente de nutrientes presentes en el agua residual, tales como nitrógeno, fósforo y materia orgánica disuelta. Hacia el día 12 y hasta el día 14 se alcanza una fase estacionaria, en la que la velocidad de crecimiento disminuye y la curva tiende a estabilizarse. Esto puede deberse al agotamiento de nutrientes, al aumento de la densidad celular que provoca sombreamiento y competencia, o a la acumulación de metabolitos secundarios. No obstante, el hecho de que se alcance una densidad celular superior a 7.0 log cel/mL indica un rendimiento adecuado, sugiriendo que *N. oculata* logró adaptarse y prosperar en un entorno con una carga contaminante significativa.

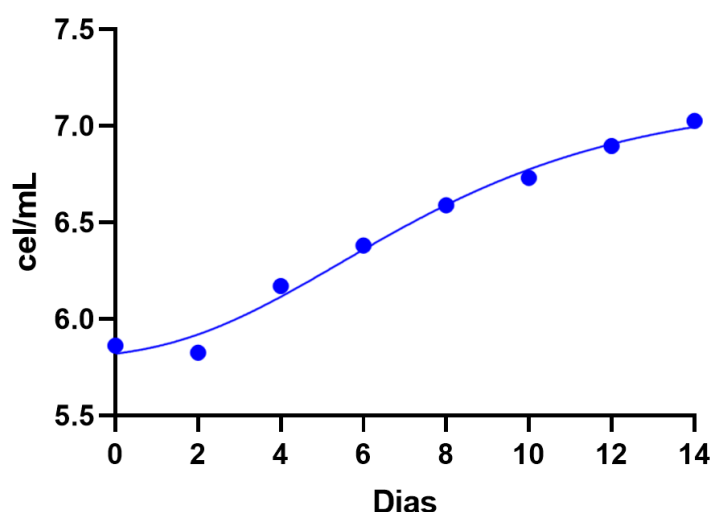


Figura 3.25 Crecimiento de *N. Oculata* en ARM

Los parámetros cinéticos derivados del ajuste al modelo de Gompertz se resumen en la Tabla 3.5: El valor de $\mu_{\max} = 0.091 \text{ días}^{-1}$ sugiere una tasa de crecimiento específica

moderada, que concuerda con estudios previos en medios ricos en materia orgánica, como el caso de aguas residuales municipales. Este comportamiento puede atribuirse a la capacidad de *N. oculata* para metabolizar eficientemente nutrientes como nitrógeno y fósforo, presentes en forma compleja o parcialmente biodisponible.

La fase de latencia, representada por $\lambda = 1.43$ días, fue corta, indicando una buena aclimatación al medio residual. Esto es crucial en aplicaciones de biorremediación, ya que implica que no hubo un impacto negativo inicial sobre el metabolismo celular, lo cual podría deberse a la tolerancia de *N. oculata* frente a compuestos potencialmente tóxicos o contaminantes presentes en el agua residual. Por su parte, el parámetro $a = 7.146 \log \text{ cel/mL}$, correspondiente a la densidad celular máxima, refleja una producción de biomasa efectiva. Estos valores son comparables con los reportados para cultivos en medios sintéticos, lo que evidencia el potencial de esta microalga como agente biorremediador sin comprometer su productividad (Sukarni *et al.*, 2014).

El valor del coeficiente de saturación $K_s = 0.2496 \text{ días}^{-1}$ indica una afinidad aceptable entre el microorganismo y los nutrientes presentes en el medio. Esto sugiere que la microalga es capaz de mantener un crecimiento sostenido incluso en condiciones con concentraciones variables de nutrientes, lo que favorece su aplicación en tratamientos de aguas con composiciones cambiantes.

Tabla 3.5 Parámetros cinéticos de la modelación del crecimiento de *N. Oculata* en fotobiorreactor airlift

K_s	μ_{max} (días ⁻¹)	λ (días)	a Log cel/mL	R^2
0.2496	0.091	1.43	7.146	0.9881

Durante el proceso de biorremediación de ARM con *Nannochloropsis oculata* en el escalamiento en el reactor airlift, se observó una disminución progresiva tanto en la DQO total como en la DQO soluble a lo largo del cultivo. En la Figura 3.26A, la DQO total mostró una ligera elevación inicial durante los primeros 6 días, alcanzando un valor máximo cercano a 2600 mg/L. Esta etapa puede atribuirse a la liberación de compuestos orgánicos intracelulares o exudados por parte de la microalga durante su

fase de adaptación, fenómeno reportado también por Khalatbari *et al.* (2023), donde la actividad metabólica inicial puede generar una aparente acumulación de materia orgánica en el medio. Posteriormente, a partir del día 6, se evidenció disminución en la DQO total, alcanzando aproximadamente 1500 mg/L al día 14, lo que representa una remoción cercana al 40%.

En cuanto a la DQO soluble (Figura 3.26B), se observó una tendencia descendente más marcada y continua desde el inicio del cultivo. Desde un valor inicial cercano a los 950 mg/L, se redujo a aproximadamente 150 mg/L al día 12, con una ligera estabilización o repunte al día 14. Esta disminución refleja una alta eficiencia de remoción de materia orgánica biodisponible, superando el 80% de remoción, lo que sugiere que *N. oculata* tiene una notable capacidad para consumir compuestos solubles como azúcares, ácidos orgánicos y otros metabolitos fácilmente degradables.

Este comportamiento se alinea con lo reportado por Delrue *et al.* (2016), quienes indicaron que *N. oculata* puede incorporar eficientemente carbono orgánico tanto para su metabolismo autótrofo como mixótrofo, lo que amplía su potencial en sistemas de tratamiento de aguas residuales con carga orgánica elevada.

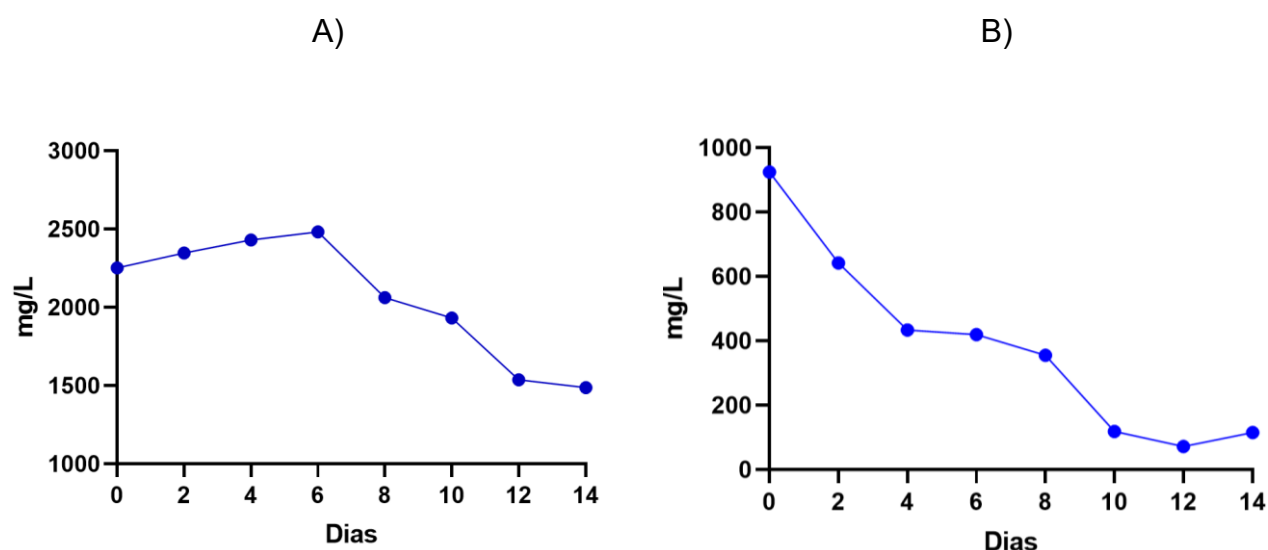


Figura 3.26 Remoción de: A) DQO total y B) DQO soluble, durante la bioconversión de ARM con *N. Oculata*

La Figura 3.27 muestra la remoción de nutrientes (A) fósforo total y (B) nitrógeno total, durante un periodo de 14 días de tratamiento de agua residual municipal (ARM) mediante la bioconversión con la microalga *Nannochloropsis oculata* en un reactor airlift.

En el caso del fósforo total, se observa una disminución progresiva desde un valor inicial cercano a 29 mg/L hasta aproximadamente 8 mg/L al día 14. Esta tendencia descendente sugiere una eficiente captación de fósforo por parte de *N. oculata*, posiblemente debido a su capacidad para asimilar fosfatos como fuente de fósforo inorgánico para su crecimiento celular. A partir del día 8, la remoción del fósforo supera el umbral crítico de 15 mg/L (línea punteada), lo que indica que el sistema puede cumplir con los límites regulatorios para la descarga de efluentes, dependiendo de la normativa local.

En cuanto al nitrógeno total, se presenta una reducción de aproximadamente 28 mg/L a 6 mg/L en los 14 días de cultivo, mostrando también una cinética de remoción sostenida. Al igual que con el fósforo, la remoción de nitrógeno refleja el uso eficiente del nitrógeno disponible (probablemente en formas como nitrato, nitrito y amonio) como fuente de nitrógeno para la biosíntesis de proteínas y otros compuestos celulares por parte de la microalga. Cabe destacar que, aunque el descenso es más gradual que el del fósforo, se mantiene constante, lo cual es deseable en procesos de biorremediación que requieren estabilidad operativa.

Comparando estos resultados con estudios previos, se ha reportado que *N. oculata* puede remover entre un 60% a 90% de nitrógeno y fósforo bajo condiciones óptimas (Zhou *et al.*, 2014; García *et al.*, 2019), lo que concuerda con los porcentajes de remoción observados en esta investigación.

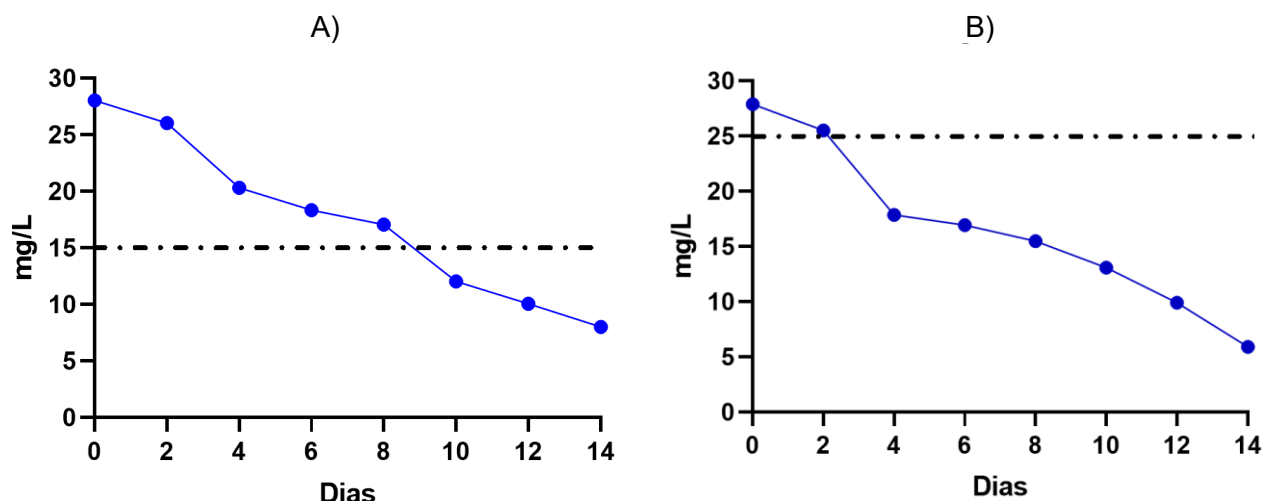


Figura 3.27 Remoción de: A) Fosforo total y B) Nitrogeno total, durante la bioconversión de ARM con *N. Oculata*

3.7 Monitoreo reológico

En los sistemas de biorremediación de aguas residuales que emplean microalgas, la incorporación de herramientas de monitoreo y control es fundamental para aumentar la eficiencia del proceso. En este contexto, la reología se presenta como una herramienta valiosa para evaluar en tiempo real el estado del cultivo microalgal y su influencia en la operación del fotobiorreactor. En el presente apartado se muestran los resultados del seguimiento de las variables reológicas hecho durante la experimentación de biorremediación de agua residual municipal en el reactor airlift cada 72 horas durante 14 días empleando las especies *H. Pluvialis* y *N. Oculata* y su relación con el aumento de la densidad celular y la disminución de materia orgánica.

3.7.1 Monitoreo reológico *H. Pluvialis*

En la Figura 3.28 se muestran las curvas de flujo de las muestras inicial y finales extraídas del fotobiorreactor durante el proceso de biorremediación, se observa un aumento en la fuerza de cizalla en la muestra final (línea azul) con respecto a la inicial debido al incremento en la concentración de biomasa durante el periodo de operación del fotobiorreactor. A medida que las microalgas crecieron se generó un medio más denso y estructurado, esta mayor concentración celular implica una mayor resistencia al

flujo, que se traduce en una fuerza de cizalla más alta pasando de comportamientos cercanos al newtoniano a comportamientos no newtonianos.

Además se muestra los perfiles de viscosidad aparente de las muestras inicial (línea roja) y final (línea roja) del tratamiento de microalgas en el fotobiorreactor airlift donde se observó una tendencia de incremento de la viscosidad aparente en la muestra final se ha demostrado que un aumento moderado de la viscosidad aparente puede interpretarse como un indicador positivo del proceso, ya que evidencia un crecimiento activo, una alta productividad celular y una posible captura de materia orgánica disuelta en la fase líquida (Attar *et al.*, 2023). Este comportamiento, acompañado de variaciones iniciales, intermedias y finales en los parámetros reológicos como el índice de consistencia (k) y el índice de flujo (n) obtenidos de las correlaciones con los modelos, permite establecer zonas de control del proceso donde se identifica que el sistema ha alcanzado su máxima eficiencia tanto en la remoción de contaminantes como en la producción de biomasa. De igual forma, el análisis de estos parámetros facilita la determinación de condiciones críticas de operación que indican el momento adecuado para realizar la extracción de biomasa, evitando así saturación del sistema o pérdidas en la eficiencia del tratamiento.

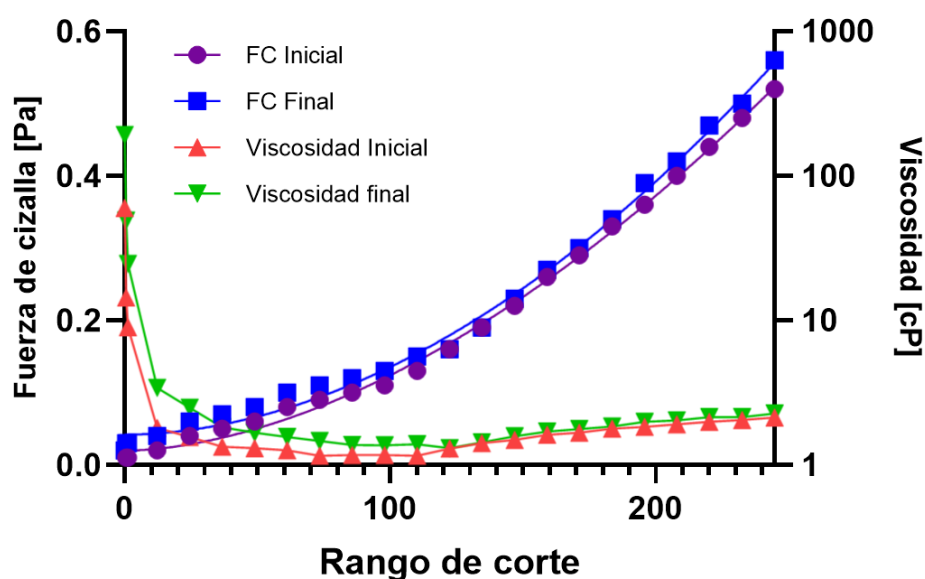


Figura 3.28 Reograma inicial y final de la biodegradación de ARM empleando *H. Pluvialis*.

Los resultados de las variables reológicas según los modelos comúnmente utilizados se muestran en la Tabla 3.6, el índice de flujo n fue mayor que 1 en todas las muestras analizadas por lo que se consideró dilatante. El modelo de Herschel-Bulkley en este caso fue el más se acercó a la unidad en el coeficiente de correlación por lo que fue el que mejor se ajustó a los datos. Se presentó un comportamiento creciente en el índice de flujo n durante los muestreos alcanzando el valor máximo de 1.905 en el día 14, esto sugiere que medida que la biomasa microalgal se acumula, estas estructuras se compactan y se reorganizan bajo agitación, lo que provoca un aumento de la viscosidad aparente a mayores tasas de deformación, este comportamiento es similar al reportado por Gutiérrez-Casiano *et al.* (2022) donde se realizó un seguimiento reológico de la biorremediación de aguas residuales de una planta de procesamiento avícola usando *Chlorella vulgaris* en un fotobiorreactor tipo airlift durante 16 días, en los 3 muestreos registrados (inicial, intermedio y final) el índice n tuvo un crecimiento durante los 8 primeros días del proceso el cual fue relacionado a la fase exponencial de crecimiento celular, en el último muestreo se registró un valor n ligeramente menor con respecto al valor intermedio atribuible a la disminución de las interacciones entre células y la generación de exopolisacáridos extracelulares (EPS) debido a la fase de muerte celular. Por lo que el aumento de n se puede considerar un indicador indirecto de acumulación de biomasa activa y de complejidad estructural del sistema.

Tabla 3.6 Parámetros reológicos en el proceso de biotransformación de *H. Pluvialis* en ARM

Día	Modelo	τ_0	K	n	R^2
0	Ostwald de Waele	-	8.517e-005	1.583	0.9937
	Newton	-	0.001792	-	0.9356
	Herschel Bulkley	0.01985	3.186e-005	1.758	0.9974
2	Ostwald de Waele	-	8.831e-005	1.573	0.9918
	Newton	-	0.001754	-	0.9347
	Herschel Bulkley	0.02242	2.845e-005	1.773	0.9968
4	Ostwald de Waele	-	9.607e-005	1.554	0.9933
	Newton	-	0.001729	-	0.9388
	Herschel Bulkley	0.01907	3.725e-005	1.721	0.9970
6	Ostwald de Waele	-	9.657e-005	1.564	0.9884
	Newton	-	0.001834	-	0.9325
	Herschel Bulkley	0.02894	2.309e-005	1.818	0.9963
8	Ostwald de Waele	-	0.0001231	1.517	0.9871

	Newton	-	0.001828	-	0.9385
	Herschel Bulkley	0.02860	3.047e-005	1.764	0.9947
	Ostwald de Waele	-	0.0002362	1.422	0.9736
10	Newton	-	0.002139	-	0.9405
	Herschel Bulkley	0.04577	2.884e-005	1.758	0.9872
	Ostwald de Waele	-	0.0001213	1.521	0.9817
12	Newton	-	0.001839	-	0.9334
	Herschel Bulkley	0.03566	1.961e-005	1.844	0.9938
	Ostwald de Waele	-	0.0001264	1.520	0.9792
14	Newton	-	0.001905	-	0.9313
	Herschel Bulkley	0.04199	1.453e-005	1.905	0.9949
	Ostwald de Waele	-	0.0001264	1.520	0.9792

La correlación entre el índice de flujo (n) y la densidad celular mostró un ajuste logarítmico, como se aprecia en la Figura 28a, con un coeficiente de determinación de $R^2 = 0.9182$. Esta alta correlación indica que el comportamiento reológico del efluente tratado en el reactor está estrechamente vinculado con el desarrollo y la acumulación de biomasa microalgal. En particular, el incremento de la densidad celular de 1.7×10^6 a 1.2×10^7 células/mL se tradujo en un aumento progresivo del índice de flujo, que pasó de 1.74 a 1.90. El ajuste logarítmico revela que las mayores variaciones del índice de flujo ocurren a bajas densidades celulares, mientras que a concentraciones más elevadas el sistema tiende a estabilizarse.

En un sistema de biorremediación con microalgas, se ha demostrado que una disminución del índice de consistencia k se puede interpretar como un indicador positivo de la eliminación de materia orgánica coloidal del agua residual (Schneider & Gerber, 2014). El índice de consistencia se mantuvo constante en un intervalo de 3×10^{-5} – 2.3×10^{-5} los primeros 10 días de proceso sin embargo a partir del día 12 y hasta el día 14 se presentó una disminución hasta llegar a un valor de 1.453×10^{-5} . Estos valores pueden relacionarse con los resultados obtenidos de disminución de DQOs ya que durante los primeros 10 días del proceso los valores se mantuvieron fluctuando entre 500 mg/L – 400 mg/L hasta que a partir del día 12 y 14 se tuvo una tendencia descendente esta correlación puede explicarse por la formación de flóculos compactos que sedimentaron, reduciendo la fracción suspendida que contribuye a la viscosidad aparente. Adicionalmente, una menor producción de EPS o la disgregación de

estructuras coloidales bajo condiciones de mezcla podrían haber contribuido a la reducción de K .

El comportamiento de esta correlación se muestra en la Figura 28b, donde la relación entre el índice de consistencia (K) y la concentración de DQO soluble presentó un ajuste logarítmico con un coeficiente de correlación de $R^2 = 0.8144$, lo que evidencia una asociación consistente entre ambas variables. Sin embargo, el valor de R^2 inferior a 0.9 indica que la relación no puede explicarse únicamente en función de la concentración de DQO soluble. Esto se debe a que la materia orgánica está compuesta tanto por compuestos biodegradables como por no biodegradables; estos últimos no son aprovechables metabólicamente, aunque pueden influir de manera indirecta en la viscosidad del fluido. En las etapas iniciales del proceso, la biomasa microalgal consume principalmente los compuestos biodegradables; no obstante, conforme avanza el tratamiento, la velocidad de degradación disminuye debido a la mayor proporción de compuestos no biodegradables y a la presencia residual de una fracción reducida de materia biodegradable.

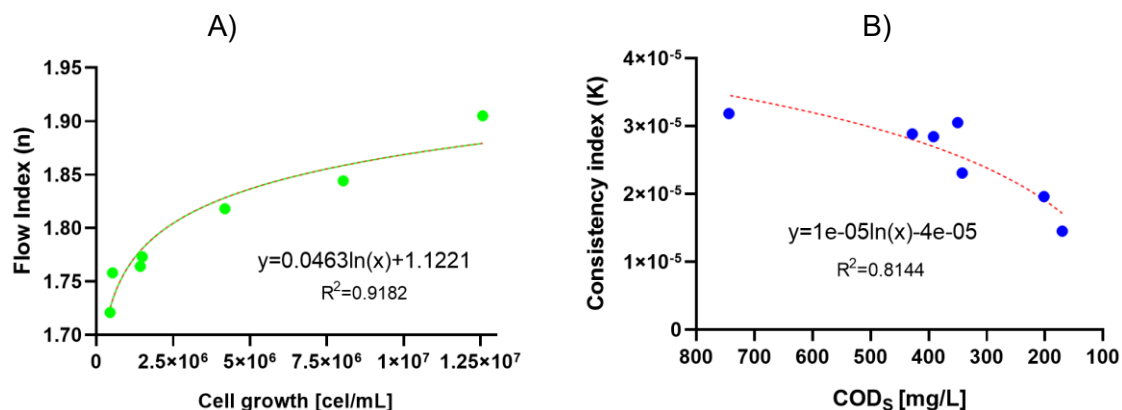


Figura 3.29 Correlación con *H. Pluvialis* entre (a) el índice de flujo y la densidad celular (b) el índice de consistencia y los COD.

3.7.2 Monitoreo reológico N. Oculata

Durante la biotransformación de agua residual empleando *N. Oculata*, se registraron los datos de rango de corte, fuerza de cizalla y viscosidad a distintas velocidades angulares (0.1 a 200 rpm) con una temperatura constante de 20 °C, ya que este valor se ha

documentado como óptimo para favorecer el metabolismo y la división celular de esta especie microalgal (Giannelli *et al.*, 2014). En la Figura 3.29 se presenta el reograma correspondiente al monitoreo realizado en el día 0 y en el día 14, con la finalidad de analizar la evolución de las propiedades reológicas del sistema. Se observa un comportamiento no newtoniano de tipo dilatante (también conocido como espesamiento por cizalla), el cual se manifiesta por el incremento de la viscosidad aparente a medida que aumenta la velocidad de corte. Este fenómeno se intensifica en el día 14 (línea azul), lo que sugiere una mayor resistencia al flujo en comparación con el día 0 (línea morada), cuando la biomasa era significativamente menor.

La dilatancia observada puede atribuirse principalmente al aumento en la concentración celular a lo largo del cultivo, así como a la acumulación de exopolisacáridos y otras macromoléculas extracelulares secretadas durante la fase de crecimiento activo. Tal comportamiento es consistente con lo reportado por Méndez-Contreras *et al.* (2016), quienes demostraron que el aumento en la densidad de biomasa provoca una mayor interacción entre células y una redistribución de esfuerzos internos, lo que genera un perfil reológico más complejo.

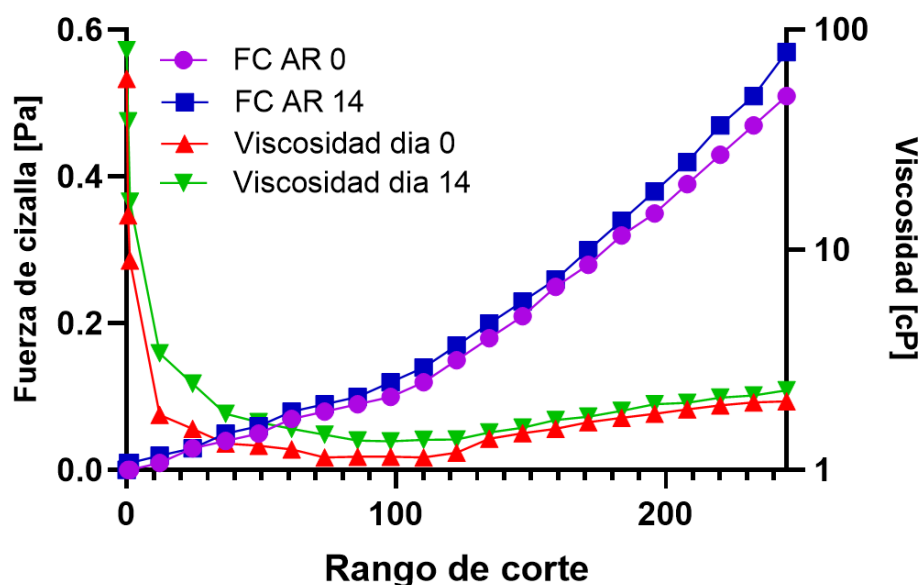


Figura 3.30 Reograma inicial y final de la biodegradación de ARM empleando *N. Oculata*.

Se realizó la correlación matemática con los modelos reológicos más comunes, en la Tabla 3.7 se muestran los parámetros reológicos modelados empleando el modelo de Herschel Bulkley, Ostwald de Waele y Newton. Los resultados con un mejor ajuste fue el con el modelo reológico de Herschel Bulkley el cual presento coeficientes de correlación más altos (>0.99) con respecto al resto de los modelos analizados.

Tabla 3.7 Parámetros reológicos en el proceso de biotransformación de *N. Oculata* en ARM

Día	Modelo	τ_0	K	n	R^2
0	Ostwald de Waele	-	5.255e-005	1.669	0.9965
	Newton	-	0.001732	-	0.9356
	Herschel Bulkley	0.009850	3.186e-005	1.758	0.9974
2	Ostwald de Waele	-	5.414e-005	1.659	0.9952
	Newton	-	0.001694	-	0.9347
	Herschel Bulkley	0.01242	2.845e-005	1.773	0.9968
4	Ostwald de Waele	-	5.914e-005	1.640	0.9961
	Newton	-	0.001669	-	0.9388
	Herschel Bulkley	0.009070	3.725e-005	1.721	0.9970
6	Ostwald de Waele	-	6.027e-005	1.648	0.9926
	Newton	-	0.001775	-	0.9325
	Herschel Bulkley	0.02059	2.114e-005	1.833	0.9967
8	Ostwald de Waele	-	9.639e-005	1.558	0.9790
	Newton	-	0.001774	-	0.9385
	Herschel Bulkley	0.02844	2.159e-005	1.824	0.9869
10	Ostwald de Waele	-	7.517e-005	1.606	0.9874
	Newton	-	0.001779	-	0.9405
	Herschel Bulkley	0.02566	1.961e-005	1.844	0.9938
12	Ostwald de Waele	-	0.0001544	1.498	0.9796
	Newton	-	0.002079	-	0.9334
	Herschel Bulkley	0.03404	3.135e-005	1.782	0.9872
14	Ostwald de Waele	-	3.352e-005	1.762	0.9892
	Newton	-	0.001808	-	0.9313
	Herschel Bulkley	0.02327	9.018e-006	1.997	0.9942

Dicho comportamiento se refleja en el aumento progresivo del índice de flujo n , pasando de un valor inicial de 1.669 a un valor final de 1.997, lo que evidencia una intensificación del carácter dilatante del fluido tratado. Este incremento es atribuible a la acumulación de partículas de diferentes tamaños, como las células microalgales, que

interfieren en el movimiento libre del fluido, dificultando su flujo conforme aumenta la velocidad de corte. Este fenómeno se explica porque, al incrementarse la presión y la fuerza de cizalla, las partículas presentes —muchas de ellas con estructuras alargadas, flexibles o agrupadas en flóculos— tienden a orientarse, alinearse o estirarse en la dirección del flujo, lo que incrementa la fricción interna y, por ende, la resistencia a la deformación.

Cabe destacar que en los procesos biológicos donde se emplean microorganismos como agentes activos en la biodegradación de residuos líquidos o semisólidos, este aumento del índice n frecuentemente se acompaña de una disminución gradual del índice de consistencia K , tal como fue observado en este estudio. Esta tendencia sugiere que, conforme avanza el tratamiento, la concentración de sólidos totales aumenta como consecuencia del crecimiento celular, mientras que el tamaño medio de partícula disminuye debido a la descomposición de la materia orgánica en compuestos más simples y de menor peso molecular, facilitando su asimilación por parte del metabolismo microalgal (Estrada-García *et al.*, 2024).

La degradación progresiva de macromoléculas complejas, como proteínas, polisacáridos y lípidos, hacia metabolitos más pequeños como aminoácidos, monosacáridos y ácidos grasos volátiles, genera una matriz más densa y estructurada, que modifica sustancialmente la reología del medio. Además, este comportamiento es un claro indicio del progreso del proceso de biorremediación, ya que refleja no solo la transformación química de los contaminantes, sino también una intensificación en la actividad biológica dentro del sistema, lo cual es crucial para la optimización de las condiciones operativas del fotobiorreactor.

La relación entre el índice de flujo (n) y la densidad celular de *N. oculata* mostró un ajuste logarítmico con un coeficiente de determinación de $R^2 = 0.9132$. Esta fuerte correlación sugiere que el comportamiento reológico del efluente tratado está estrechamente ligado al incremento de la biomasa microalgal en el reactor. El aumento de la densidad celular se asoció con un crecimiento progresivo del índice de flujo, el cual pasó de aproximadamente 1.75 a 1.92. El ajuste logarítmico evidencia que las

variaciones más marcadas del índice de flujo se producen a bajas densidades celulares, mientras que a valores más altos el sistema tiende a estabilizarse.

El análisis de la relación entre el índice de consistencia (K) y la concentración de DQO soluble en los cultivos de *N. oculata* mostró un ajuste logarítmico con un coeficiente de determinación de $R^2 = 0.8059$. Aunque la correlación es moderada, refleja que la disminución progresiva de la DQO soluble está asociada con una reducción en el índice de consistencia del fluido. Este comportamiento indica que, conforme avanza el proceso y disminuye la fracción biodegradable de la materia orgánica, se reduce la contribución de los compuestos orgánicos al aumento de la viscosidad. Así, la correlación sugiere que el parámetro reológico (K) puede emplearse como un indicador complementario del avance en la remoción de contaminantes.

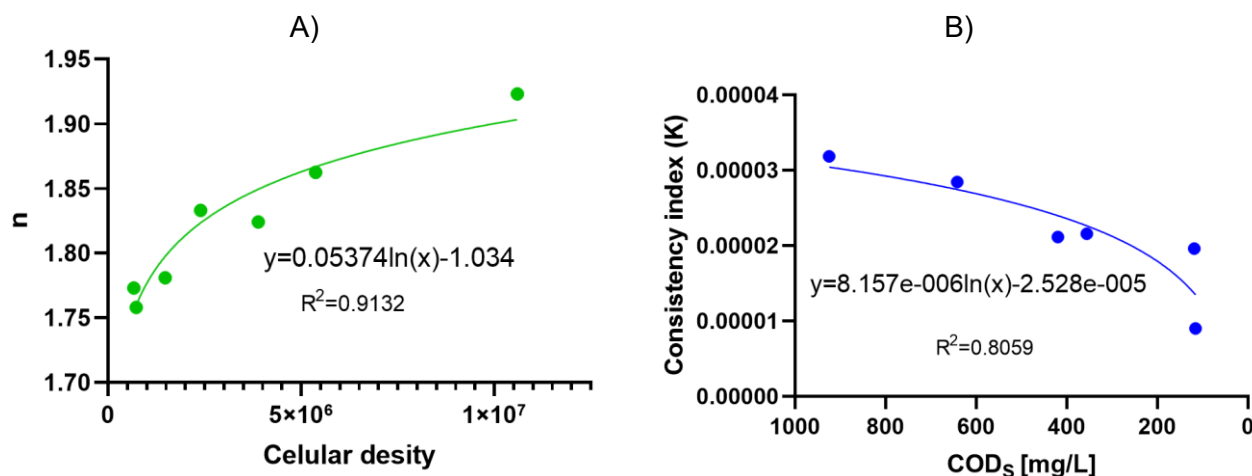


Figura 3.31 Correlación con *N. Oculata* entre (a) el índice de flujo y la densidad celular (b) el índice de consistencia y los COD.

3.8 Evaluación del tratamiento del agua residual municipal

La Tabla 3.8 presenta una comparación detallada de los parámetros fisicoquímicos del agua residual municipal antes del tratamiento (muestra cruda) y tras el proceso de biorremediación utilizando dos especies de microalgas: *Haematococcus Pluvialis* y *Nannochloropsis oculata*. Esta comparación permite evaluar la eficacia de ambas microalgas en la mejora de la calidad del agua residual, destacando su potencial como agentes de tratamiento biológico.

Uno de los indicadores más relevantes fue la demanda química de oxígeno (DQO), la cual mostró una disminución significativa después del tratamiento con ambas microalgas. Este descenso indica una reducción efectiva de la materia orgánica oxidable en el efluente, lo que refleja la capacidad de ambas especies para metabolizar compuestos orgánicos presentes en el agua residual. *N. oculata* mostró una eficiencia ligeramente mayor en la reducción de DQO, lo que puede atribuirse a su capacidad de adaptación a condiciones de alta carga orgánica y su rápido crecimiento celular. *N. oculata* mostró una eficiencia ligeramente mayor en la reducción de DQO estando por debajo de los límites permisibles por la normativa mexicana, lo que puede atribuirse a su capacidad de adaptación a condiciones de alta carga orgánica y su rápido crecimiento celular.

Asimismo, se observó una notable disminución completa en los niveles de nitrógeno total (NT) y una disminución casi total fósforo total (PT), nutrientes que en exceso pueden causar eutrofización en cuerpos de agua naturales. Ambos parámetros fueron reducidos de forma más eficiente por *H. Pluvialis*, lo que sugiere una mayor afinidad de esta especie por la asimilación de nutrientes inorgánicos, posiblemente relacionados con sus rutas metabólicas para la producción de carotenoides y otros metabolitos secundarios.

En lo referente a los parámetros microbiológicos, se logró un resultado particularmente destacable: la erradicación completa de organismos patógenos indicadores, como coliformes fecales y *Salmonella* spp, presentes en el agua residual cruda. Este efecto puede atribuirse a una combinación de mecanismos, tales como la producción de oxígeno durante la fotosíntesis (que genera condiciones oxidantes), el aumento del pH, la competencia por nutrientes y posiblemente la secreción de metabolitos antimicrobianos por parte de las microalgas (Abdelfattah *et al.*, 2022). Estos resultados refuerzan la idea de que los sistemas algales no solo remueven contaminantes químicos, sino que también pueden actuar como barreras biológicas contra la contaminación microbiológica, lo que representa una ventaja significativa frente a métodos convencionales.

Tabla 3.8 Caracterización de ARM

Parámetros Muestra cruda			Parámetros Muestra tratada	
Físicos	Unidades	ARM	<i>H. Pluvialis</i>	<i>N. Oculata</i>
pH	-	7.90	9.11	9.23
ST	mg/L	2066	42.04	45.76
STV	mg/L	1701	10.92	9.54
Químicos				
DQO soluble	mg/L	821	161	115
Nitrógeno	mg/L	32	-	-
Proteínas	mg/L	243.43	-	-
Carbohidratos	g/L	0.01	-	-
Fósforo	mg/L	29.35	5.54	2.56
Microbiológicos				
Coliformes fecales	NMP/100mL	1.1×10^9	-	-
Salmonella sp.	NMP/100mL	4.3×10^4	-	-
Helminetos	HH/g	N/A	-	-

Los sólidos totales y solidos totales volátiles se disminuyeron considerablemente debido a una correcta biodegradación de la materia orgánica y el proceso de separación – extracción de la biomasa. El nitrógeno fue consumido totalmente mientras que el nitrógeno residual quedo en una baja concentración diluido en el agua tratada.

3.9 Evaluación de la biomasa microalgal

En la Tabla 3.10 se muestran los resultados de la caracterización realizada a las biomasas microalgales, dicha caracterización fue llevada a cabo principalmente en términos de macromoléculas (carbohidratos, lípidos y proteínas). Cabe señalar que el tratamiento de biorremediación empleando microalgas y el método de extracción resulto efectivo en la eliminación de patógenos en las biomasas. Si se compara el contenido de las macromoléculas analizadas dentro de la muestra cruda en comparación con las biomasas obtenidas se puede observar la correcta biotransformación en sustancias de mayor valor nutricional a partir de un residuo.

Tabla 3.9 Caracterización de biomásas

BIOMASA MICROALGAL		Muestra cruda	<i>H. Pluvialis</i>			<i>N. Oculata</i>		
Parámetros	Unidades	ARA	5	10	15	5	10	15
Proteínas	%	1.67	30.55	27.45	37.88	24.32	25.21	25.89
Carbohidratos	%	6.45	7.65	8.32	8.36	8.92	6.94	8.22
Lípidos	%	0.24	12.45	16.96	22.67	23.44	24.72	26.83
Biomasa	g/L día	-	1.78	1.69	1.82	1.54	1.63	1.87
Coliformes fecales	NMP/g de seco	1100	0	0	0	0	0	0
Huevos de helmintos	HH/g ST	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A

El porcentaje de carbohidratos determinado en las microalgas *Nannochloropsis oculata* y *Haematococcus Pluvialis* fue inferior en comparación con otras especies como *Porphyridium cruentum* y *Galdieria sulphuraria*, las cuales, cultivadas en medio sintético, alcanzan concentraciones entre 26–32 % y 28–39 %, respectivamente (Machado *et al.*, 2022). Esta diferencia puede atribuirse tanto a la especie microalgal como al tipo de medio de cultivo, ya que medios enriquecidos o sintéticos tienden a favorecer la acumulación de ciertos metabolitos, especialmente bajo condiciones de estrés controlado como la limitación de nitrógeno o el aumento de salinidad, que inducen el almacenamiento de carbohidratos como metabolitos de reserva.

Respecto al contenido proteico, los valores obtenidos fueron comparables con los reportados para *Tetraselmis chui* y *Nannochloropsis oceanica*, especies que presentan contenidos entre 31–46 % y 35–44 %, respectivamente, según lo indicado por Janssen *et al.* (2022). La similitud en estos porcentajes sugiere que tanto *N. oculata* como *H. Pluvialis* tienen un potencial significativo como fuentes alternativas de proteínas, especialmente cuando son cultivadas en condiciones que optimizan su metabolismo nitrogenado. Cabe destacar que el contenido proteico está fuertemente influenciado por la disponibilidad de nitrógeno en el medio, y la utilización de aguas residuales municipales como fuente de nutrientes puede proporcionar niveles adecuados para mantener una biosíntesis sostenida de proteínas estructurales y enzimáticas.

En cuanto al contenido de lípidos, los valores obtenidos en este estudio durante la biotransformación de agua residual municipal fueron similares a los reportados por Cheah *et al.* (2018), quienes obtuvieron un contenido lipídico de 15.07 % al emplear

aguas residuales procedentes de efluentes de molinos de aceite de palma. Esta coincidencia refuerza la viabilidad del uso de aguas residuales como medio alternativo para el cultivo microalgal, permitiendo simultáneamente la valorización de desechos y la producción de biomasa con un contenido graso atractivo para aplicaciones en biocombustibles o productos nutraceuticos. Además, se ha demostrado que bajo condiciones de limitación nutricional (especialmente de nitrógeno o fósforo), muchas microalgas tienden a redirigir su metabolismo hacia la acumulación de lípidos neutros, como los triglicéridos, lo cual podría potenciarse mediante estrategias de cultivo en dos etapas o mediante pretratamientos del efluente.

3.9.1 Determinación de ácidos grasos poliinsaturados en las biomásas obtenidas

En la Tabla 3.1o se pueden apreciar los estiramientos característicos correspondientes a los principales grupos funcionales identificados en los espectros de infrarrojo (IR) de las biomásas microalgales, los cuales han sido reportados por diversos autores en estudios previos. Estos estiramientos permiten asociar las bandas observadas con compuestos específicos presentes en la biomasa, tales como lípidos, proteínas, carbohidratos y otros metabolitos secundarios de interés biotecnológico.

Tabla 3.10 Asignaciones de bandas FT-IR para grupos funcionales encontrados en el espectro de las biomasas microalgales.

Valores de número de onda (cm^{-1})	Asignación/Identificación	Referencia
~3015*	(C-H) of cis-alkene -HC=CH-	(Vongsvivut <i>et al.</i> , 2012)
~2970	(C-H) from methyl (-CH ₃) groups of lipids.	(Guillén & Cabo, 1997)
~2927	(C-H) is attributed to the presence of methylene groups in lipids,	(Zhou <i>et al.</i> , 2021)
~2850	(C-H) from methylene (-CH ₃) groups of lipids.	(Guillén & Cabo, 1997)
~1740*	(C=O) of ester functional groups primarily from lipids and fatty acids.	(Vongsvivut <i>et al.</i> , 2012)
~1636	Indicates the stretching of C*O, which denotes the presence of carboxylic acid derivatives.	(Zhou <i>et al.</i> , 2021)
~1530	(C-N) and (N-H) associated with proteins.	(Zhang <i>et al.</i> , 2020)
~1460	(CH ₂) from methylene (-CH ₂) groups of lipids.	(Guillén & Cabo, 1997)
~1380	(CH ₃) and (CH ₂) of lipids and proteins.	(Zhang <i>et al.</i> , 2020)
~1150	(CH ₂) of lipids.	(Guillén & Cabo, 1997)
~1090	(C-O-C) of triglycerides and cholesterol esters.	(Zhang <i>et al.</i> , 2020)
~1000–1250	C-O, C-C, C-O-C and C-O-H stretching in esters, phenols and alcohols	(Zhou <i>et al.</i> , 2021)

En la Figura 3.30 se presentan los espectros de infrarrojo (IR) correspondientes a las biomasas obtenidas de *H. Pluvialis* durante la fase vegetativa (verde) con el objetivo de identificar la presencia de ácidos grasos poliinsaturados (PUFAs) mediante el análisis de los grupos funcionales característicos.

Los espectros revelan bandas distintivas que permiten inferir la composición bioquímica de las muestras. En la región cercana a los $\sim 2850 \text{ cm}^{-1}$ se identifican señales asociadas a los estiramientos asimétricos y simétricos del grupo metilo (-CH₃) pertenecientes a las cadenas alifáticas de los lípidos, lo cual es un indicador claro de la presencia de ácidos grasos. Asimismo, se observa una banda prominente alrededor de los $\sim 1740 \text{ cm}^{-1}$ atribuida al enlace carbonilo (C=O) característico de los ésteres, compuestos predominantes en triacilglicéridos y fosfolípidos, principales reservorios de lípidos en microalgas.

Por otro lado, en la zona de los $\sim 1530\text{ cm}^{-1}$ se detectan señales correspondientes a los enlaces (C-N) y (N-H), que reflejan la presencia de estructuras peptídicas, indicando una proporción significativa de proteínas en la biomasa analizada. También se distingue una banda alrededor de los $\sim 1150\text{ cm}^{-1}$ que puede asociarse al grupo metileno (CH_2) de los lípidos, lo que refuerza la evidencia de una matriz rica en compuestos lipídicos. La identificación de estas señales no solo permite confirmar la presencia de los macronutrientes esenciales, sino que además aporta información sobre el grado de saturación de los lípidos, aspecto relevante para aplicaciones bioenergéticas o nutraceuticas (Fernando *et al.*, 2021).

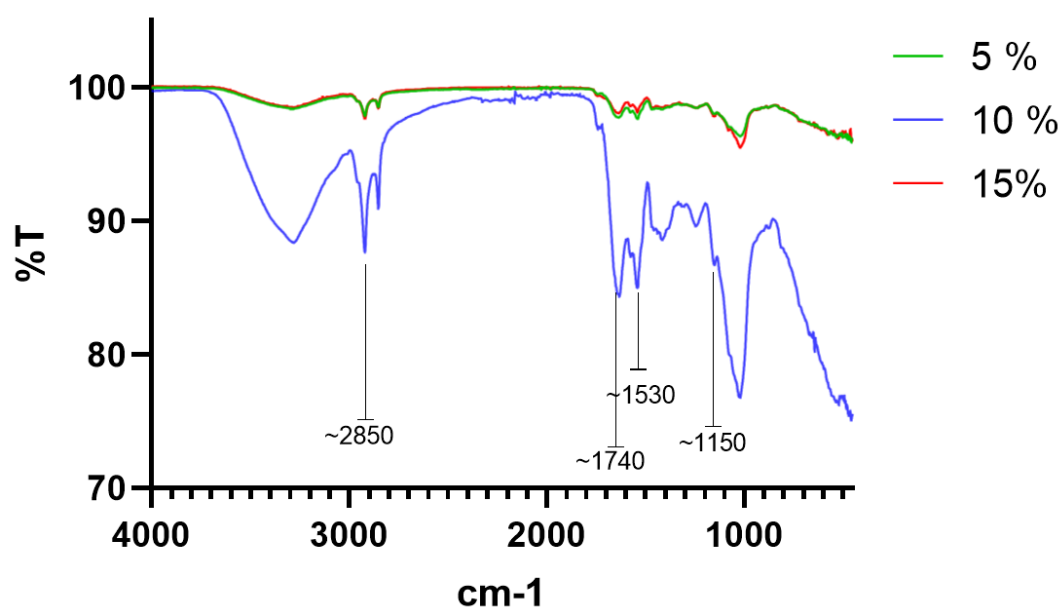


Figura 3.32 Espectros IR de las biomazas microalgales (*H. Pluvialis*) obtenidas con los 3 porcentajes de inóculo en ARM.

Se destacan diferencias entre los porcentajes de transmitancia observados en los espectros de infrarrojo (IR), siendo más elevados en las muestras correspondientes al tratamiento con un 10 % de inóculo, en comparación con aquellas que recibieron un 5 % y un 15 %. Esta variación sugiere una posible relación directa entre la concentración inicial del inóculo de *Haematococcus Pluvialis* y la síntesis de compuestos lipídicos, específicamente ácidos grasos poliinsaturados (PUFAs). Un inóculo del 10 % parece representar un punto de equilibrio óptimo que favorece la eficiencia metabólica del cultivo, permitiendo un balance adecuado entre crecimiento celular y acumulación de

metabolitos de interés. Esta correlación se atribuyó al hecho de que un inóculo demasiado bajo puede limitar la competitividad y velocidad de adaptación inicial del cultivo, mientras que uno excesivamente alto puede inducir competencia por nutrientes y una menor eficiencia fotosintética por autoshading, afectando negativamente la producción de lípidos.

La presencia de estiramientos característicos en el espectro IR, como los correspondientes a grupos metilo ($-\text{CH}_3$), carbonilo ($\text{C}=\text{O}$), y metileno (CH_2), sugiere una matriz bioquímica rica en lípidos, proteínas y otros metabolitos de valor agregado. Estas características composicionales convierten a la biomasa de *H. Pluvialis* en una fuente potencialmente aprovechable para múltiples aplicaciones. Por ejemplo, biomásas que muestran espectros similares han sido reportadas como materia prima viable para la producción de biocombustibles, gracias al contenido y tipo de ácidos grasos presentes (Hosseini *et al.*, 2020). En este contexto, los lípidos extraídos pueden transformarse mediante procesos de transesterificación en biodiésel con propiedades adecuadas para motores de combustión.

Asimismo, el perfil proteico y la riqueza en nutrientes esenciales han permitido que se evalúe la inclusión de biomasa de microalgas como *H. Pluvialis* en la formulación de suplementos alimenticios para ganado, mejorando la calidad del alimento por su alto contenido en aminoácidos esenciales, vitaminas y antioxidantes naturales como la astaxantina (Bhushan *et al.*, 2020). Además, los compuestos identificados mediante espectroscopía IR, particularmente los ácidos grasos poliinsaturados, también presentan un gran potencial como bioactivos de interés en el ámbito humano. Estos lípidos cumplen funciones clave en la regulación de procesos fisiológicos como la respuesta inflamatoria, la salud cardiovascular y la modulación del sistema inmune. Su incorporación en suplementos nutraceuticos, cosméticos, e incluso en alimentos funcionales, ha sido ampliamente estudiada debido a su capacidad antioxidante, antimicrobiana y antiinflamatoria. Por lo tanto, el aprovechamiento integral de la biomasa microalgal no solo tiene implicaciones energéticas y agroindustriales, sino también aplicaciones biomédicas y nutraceuticas de alto valor.

En la Figura 3.31 se presentan los espectros de infrarrojo (IR) correspondientes a las biomásas obtenidas de *Nannochloropsis oculata*, con el objetivo de identificar la presencia de ácidos grasos poliinsaturados (PUFAs) mediante el análisis de los grupos funcionales característicos presentes en sus estructuras moleculares.

El estiramiento observado en la región cercana a los 3015 cm^{-1} es indicativo de enlaces $=\text{C}-\text{H}$, pertenecientes a dobles enlaces en cadenas alifáticas, característicos de los ácidos grasos insaturados, fortaleciendo la evidencia de la presencia de compuestos con alto grado de insaturación.

En la región de 1460 cm^{-1} se detecta una banda atribuida a las deformaciones angulares de los grupos metilo ($-\text{CH}_3$) y metileno ($-\text{CH}_2-$), comunes en cadenas hidrocarbonadas largas, presentes en ácidos grasos y en algunos metabolitos secundarios. Asimismo, la banda en torno a 1360 cm^{-1} puede relacionarse con las vibraciones de deformación simétrica del grupo metilo, también vinculada a la presencia de lípidos y ciertos compuestos proteicos. En tanto, la señal en 1090 cm^{-1} es característica de los estiramientos de enlaces $\text{C}-\text{O}$, lo que sugiere la posible existencia de carbohidratos o alcoholes, así como grupos éter dentro de moléculas complejas como los glucolípidos o glicoproteínas.

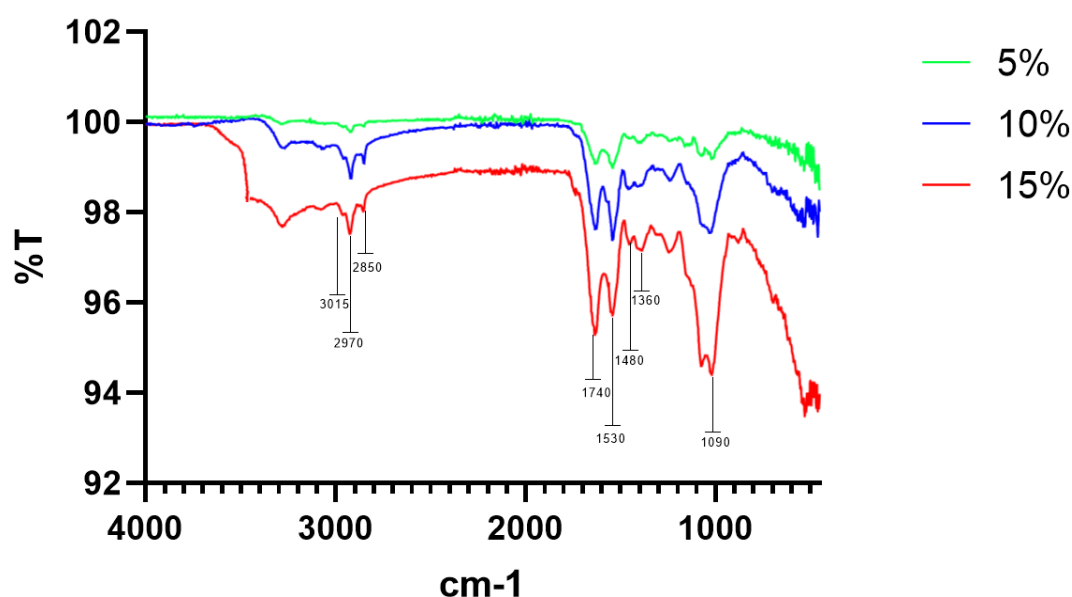


Figura 3.33 Espectros IR de las biomásas microalgales (*N. Oculata*) obtenidas con los 3 porcentajes de inoculo en ARM.

Los espectros de infrarrojo (IR) obtenidos de las biomásas de *Nannochloropsis oculata* cultivadas con diferentes porcentajes de inóculo (5%, 10% y 15%) revelaron un incremento proporcional en los valores de transmitancia en los espectros infrarrojos conforme aumentó el porcentaje de inóculo. Este comportamiento indicó que una mayor concentración inicial de microalgas favoreció una acumulación más intensa de compuestos orgánicos, como lípidos, proteínas y carbohidratos, detectables mediante los grupos funcionales característicos en la región del infrarrojo medio.

Cabe destacar que, si bien un porcentaje de inóculo más alto podría en ciertos casos generar competencia por nutrientes o inhibición por autoshading, en este experimento no se observaron efectos limitantes. Por el contrario, el cultivo con 15% de inóculo mantuvo una actividad metabólica elevada, como lo demuestra la mayor intensidad de las señales IR, en comparación con los tratamientos de 10% y 5%.

Este resultado puede atribuirse a una mayor densidad celular inicial, que permitió un aprovechamiento más eficiente de los nutrientes del medio residual y favoreció una síntesis acelerada de biomoléculas. Además, al tratarse de un cultivo con agua residual como sustrato, el aumento en la biomasa también podría estar relacionado con una mayor capacidad de biorremediación y asimilación de compuestos orgánicos presentes, los cuales fueron incorporados en las estructuras celulares de la microalga.

CONCLUSIONES

Se logró diseñar e implementar fotobiorreactores utilizando *H. Pluvialis* y *N. oculata* para el tratamiento de efluentes municipales, comprobando su viabilidad como sistema biotecnológico. En las pruebas de adaptación se evidenció que a bajas concentraciones de inóculo se evitan fenómenos de inhibición asociados a la alta competencia por sustrato y autosombreado, lo que favorece el desarrollo de los cultivos. En los experimentos realizados en fotobiorreactores de 400 mL, los tres niveles de inóculo evaluados mostraron una reducción efectiva de la materia orgánica, alcanzando remociones promedio superiores al 64 % de DQO Total y 92 % de DQO soluble. Posteriormente, durante el escalamiento en el fotobiorreactor airlift, se obtuvieron remociones cercanas al 80 % de DQO soluble y un consumo eficiente de N y P, manteniéndose por debajo de los límites máximos permisibles establecidos por la normativa mexicana. Estos resultados confirman que el diseño e implementación del fotobiorreactor airlift con la configuración propuesta favoreció tanto la eficiencia en la remoción de contaminantes como la productividad celular de las microalgas.

El análisis de la dinámica de flujo interno en el fotobiorreactor airlift permitió comprobar la existencia de trayectorias de recirculación completas, así como turbulencia inducida por las burbujas en ambas fases del reactor, condiciones que favorecen el crecimiento microalgal y, por ende, la remoción de contaminantes orgánicos. Se determinó que la velocidad de 3 m/s constituye la configuración ideal, ya que asegura una hidrodinámica eficiente sin requerir un gasto energético excesivo y evitando daños por cizallamiento en la fase descendente.

La modelación matemática con el modelo de Gompertz demostró que el cultivo de *N. Oculata* y *H. Pluvialis* no solo se adapta a condiciones ambientales difíciles, sino que también puede generar una biomasa considerable con un crecimiento controlado y predecible, aspectos claves para escalamiento industrial de procesos de biorremediación de aguas residuales. Además, al tratarse de un sistema bien modelado matemáticamente, se facilita la predicción del comportamiento cinético en futuras aplicaciones a escala piloto o industrial.

Se evaluaron las relaciones de cambio en las propiedades reológicas del sistema bajo condiciones de operación de alta eficiencia durante el escalamiento en el reactor airlift, encontrando un comportamiento dilatante ($n > 1$) característico de los cultivos con microalgas. El ajuste con el modelo de Herschel–Bulkley permitió establecer correlaciones entre los parámetros reológicos —índice de consistencia (k) e índice de flujo (n)— y la cinética de remoción de contaminantes. Este seguimiento simultáneo evidenció que la monitorización de variables reológicas constituye un método indirecto pero sólido para determinar el estado fisiológico del cultivo, la acumulación de biomasa y la eficiencia de remoción de materia orgánica soluble. De esta forma, se comprobó que la reología es una herramienta estratégica para el control y optimización del proceso de tratamiento de aguas residuales con *H. Pluvialis* y *N. oculata*.

Se estimó la valoración del residuo tratado a partir del análisis nutricional de la biomasa generada por *N. oculata* y *H. Pluvialis*. La interpretación conjunta de los espectros IR y las evaluaciones fisicoquímicas al final del proceso evidenció la presencia de ácidos grasos poliinsaturados (PUFAs) junto con otros compuestos orgánicos funcionales de interés biotecnológico. Estos hallazgos confirman que la biomasa obtenida no solo tiene potencial como materia prima para la producción de biocombustibles, sino también como fuente de compuestos bioactivos con aplicaciones en las industrias alimentaria, cosmética y farmacéutica, debido a las propiedades antiinflamatorias, antioxidantes y de modulación celular asociadas a dichos metabolitos.

Los resultados obtenidos respaldan la viabilidad del uso de *H. Pluvialis* y *N. oculata* como agentes biorremediadores en procesos de tratamiento de aguas residuales conjuntamente con la implementación de la configuración airlift y el monitoreo reológico como una estrategia de control abren la posibilidad de integrar esta tecnología en sistemas de tratamiento terciario sostenibles con aprovechamiento simultáneo de la biomasa generada.

RECOMENDACIONES

En el caso de *H. Pluvialis* se deben experimentar con inóculos pequeños en un rango de 1%-5% debido a que se demostró que con un inóculo de 5% pueden crecer. Además, que al realizar conteo celular es recomendable hacer diluciones por la densidad celular alta y por la tendencia a formar conglomerados grandes que dificultan el conteo.

En la implementación de una estrategia de proceso de biorremediación en semicontinuo se deberían emplear en fases de alimentación no mayores a 3 días debido a que es el periodo de tiempo durante el cual se presenta una remoción de carga orgánica y remoción de nutrientes más alta.

Se debe asegurar incluso en los fotobiorreactores pequeños que se cuente con una intensidad de luz homogénea y cercana, para evitar variaciones en las réplicas a diferentes niveles de inóculo, además de una aireación constante pero no excesiva para evitar el daño por cizallamiento.

Los muestreos reológicos deben realizarse en un periodo no mayor a 1 hora y no deben congelarse, debido a que las propiedades del fluido cambian con los más mínimos cambios de temperatura o estrés en el medio.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdelfattah, A., Ali, S. S., Ramadan, H., El-Aswar, E. I., Eltawab, R., Ho, S., Elsamahy, T., Li, S., El-Sheekh, M. M., Schagerl, M., Kornaros, M., & Sun, J. 2022. Microalgae-based wastewater treatment: Mechanisms, challenges, recent advances, and future prospects. *Environmental Science And Ecotechnology*, 13, 100205. <https://doi.org/10.1016/j.esec.2022.100205>
- Abdel-Raouf, N., Al-Homaidan, A., & Ibraheem, I. 2012. Microalgae and wastewater treatment. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 19(3), 257–275. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2012.04.005>
- Adesanya, V. O., Vadillo, D. C., & Mackley, M. R. 2012. The rheological characterization of algae suspensions for the production of biofuels. *Journal of Rheology*, 56(4), 925–939. <https://doi.org/10.1122/1.4717494>
- Ajala, S. O., & Alexander, M. L. 2020. Evaluating the effects of agitation by shaking, stirring and air sparging on growth and accumulation of biochemical compounds in microalgae cells. *Biofuels*, 13(3), 371–381. <https://doi.org/10.1080/17597269.2020.1714161>
- Amaro, H. M., Salgado, E. M., Nunes, O. C., Pires, J. C., & Esteves, A. F. 2023. Microalgae systems - environmental agents for wastewater treatment and further potential biomass valorisation. *Journal of Environmental Management*, 337, 117678. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117678>
- Andriopoulos, V., & Kornaros, M. 2023. LASSO Regression with Multiple Imputations for the Selection of Key Variables Affecting the Fatty Acid Profile of *Nannochloropsis oculata*. *Marine Drugs*, 21(9), 483. <https://doi.org/10.3390/md21090483>
- Andriopoulos, V., Lamari, F., Hatziantoniou, S., y Kornaros, M. 2022. Production of Antioxidants and High Value Biomass from *Nannochloropsis oculata*: Effects of pH, Temperature and Light Period in Batch Photobioreactors. *Mar Drugs*, 20(9), 552. <https://doi.org/10.3390/md20090552>
- APHA, Wpcf, & AWWA. (2017). Standard methods for the examination of water and wastewater (23rd ed.). APHA.

- Ata, R., Tore, G. Y., & Shah, M. P. 2021. Emerging technologies for treatment of antibiotic residues from wastewater influent/effluent for sustainable environment: A case study with NFC-doped titania immobilized on polystyrene as an efficient technology. *Current Research in Green and Sustainable Chemistry*, 4, 100065. <https://doi.org/10.1016/j.crgsc.2021.100065>
- Attar, S. B., Morillas-España, A., Sánchez-Zurano, A., Pessôa, L. C., Pinna-Hernández, M. G., De Jesus Assis, D., López, J. L. C., & Acién, G. 2023. Influence of culture media composition on the rheology of microalgae concentrates on a large scale. *New Biotechnology*, 77, 90–99. <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2023.07.005>
- Azam, H. M., & Finneran, K. T. (2013). Fe(III) reduction-mediated phosphate removal as vivianite ($\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$) in septic system wastewater. *Chemosphere*, 97, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.09.032>
- Behin, J., & Amiri, P. 2023. A review of recent advances in airlift reactors technology with emphasis on environmental remediation. *Journal of Environmental Management*, 335, 117560. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117560> Bio6. (n.d.). <https://rmiq.org/iqfvp/Pdfs/Vol.%2015,%20No.%202/Bio6/eBio6.html>
- Bellucci, M., Marazzi, F., Naddeo, L. S., Piergiacomo, F., Beneduce, L., Ficara, E., & Mezzanotte, V. 2019. Disinfection and nutrient removal in laboratory-scale photobioreactors for wastewater tertiary treatment. *Journal Of Chemical Technology & Biotechnology*, 95(4), 959-966. <https://doi.org/10.1002/jctb.6010>
- Berk Turkkul, O. D. 2020. Ethyl esters biodiesel production from *Spirulina* sp. and *Nannochloropsis oculata* microalgal lipids over alumina-calcium oxide catalyst. *Renewable Energy*, 145(1) 1014-1019. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.06.093>
- Bhushan, S., Kalra, A., Simsek, H., Kumar, G., & Prajapati, S. K. 2020. Current trends and prospects in microalgae-based bioenergy production. *Journal Of Environmental Chemical Engineering*, 8(5), 104025. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104025>
- Caballero García, M. 2019. Desarrollo de estrategias de operación de fotobiorreactores para la producción de pigmentos y nutrientes a partir de microalgas. Tesis de Doctorado. Instituto Tecnológico de Orizaba. Mexico.

- Calvo, F., Bula, A., Di Mare, L., y Samira, G. 2017. CFD simulation of multiphase (liquid–solid–gas) flow in an airlift column photobioreactor. *Acta Mechanica*, 228(1) 2413–2427. <https://doi.org/10.1007/s00707-017-1828-1>
- Cao, S., Teng, F., Wang, T., Li, X., Lv, J., Cai, Z., & Tao, Y. 2020. Characteristics of an immobilized microalgae membrane bioreactor (iMBR): Nutrient removal, microalgae growth, and membrane fouling under continuous operation. *Algal Research*, 51, 102072. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2020.102072>
- Carrillo-Barahona, W. E., Loo-Lalvay, X. A., Negrete-Costales, J. H., y Riera-Guachichullca, E. J. 2021. La calidad de las aguas residuales domésticas. *Polo Conocimiento*, 6(2) 228-245. <https://doi.org/10.23857/pc.v6i3>.
- Cervantes-Zepeda, A. I., Cruz-Colín, M., Aguilar-Corona, R., Castilla-Hernández, P., y Meraz-Rodríguez, M. 2011. Physicochemical and microbial characterization of the treated wastewater in a pilot scale uasb reactor. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 10(1) 67-77.
- Cheah, W. Y., Show, P. L., Juan, J. C., Chang, J., & Ling, T. C. 2018. Enhancing biomass and lipid productions of microalgae in palm oil mill effluent using carbon and nutrient supplementation. *Energy Conversion And Management*, 164, 188-197. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.02.094>
- Chen, H., Fu, Q., Liao, Q., Xiao, C., Huang, Y., Xia, A., Zhu, X., & Kang, Z. 2019. Rheokinetics of microalgae slurry during hydrothermal pretreatment processes. *Bioresource Technology*, 289, 121650. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121650>
- Civelekoglu, G., y Kalkan, F. 2010. Rheological Characterization of Biological Treatment Sludges in a Municipal Wastewater Treatment Plant. *Water Environment Research*, , 82(9), 782-789. <https://doi.org/10.2175/106143010X12609736966487>
- CONAGUA. (2021). Estadísticas del Agua en México 2021. Ciudad de México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Cortés-Conde, F. F., Gómez-Espinosa, É. M., Rubio-Fernández, D. 2013. Análisis comparativo de modelos hidrodinámicos y cinéticos para fotobiorreactores airlift. *ITECKNE*, 10(1) 57-66.

Costa, C. M., Naccache, M. F., & Vargas, P. 2017. Caracterização reológica de fluidos complexos. *Revista Brasileira De Iniciação Científica*, 4(7), 3–28.

De Godos, I., Blanco, S., García-Encina, P., Becares, E., y Muñoz, R. 2014. Influence of flue gas sparging on the performance of high rate algae ponds treating agro-industrial wastewaters. *Journal of Hazardous Materials*, 1049-1054.

De Moraes, L. B. S., Mota, G. C. P., Santos, E. P. D., Da Silva Campos, C. V. F., Da Silva, B. a. B., Gálvez, A. O., & De Souza Bezerra, R. 2023. Haematococcus pluvialis cultivation and astaxanthin production using different nitrogen sources with pulse feeding strategy. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 14(14), 16231–16243. <https://doi.org/10.1007/s13399-023-03824-7>

de Souza Freire, I. (2012). Reologia escoamento edeformação da matéria. Serviço Brasileiro de Respostas Técnicas – SBRT.

Dębowski, M., Kazimierowicz, J., & Zieliński, M. (2025). Multi-Sensing Monitoring of the Microalgae Biomass Cultivation Systems for Biofuels and Added Value Products Synthesis—Challenges and Opportunities. *Applied Sciences*, 15(13), 7324. <https://doi.org/10.3390/app15137324>

Díaz-Cuenca, E., Alavarado-Granados, A. R., y Camacho-Calzada, K. E. 2012. El tratamiento de agua residual doméstica para el desarrollo local sostenible: el caso de la técnica del sistema unitario de tratamiento de aguas, nutrientes y energía (SUTRANE) en San Miguel Almaya, México. *Quivera*, 14(1) 78-97.

Ding, Y., Chen, N., y Ke, J. (2021). Response of the rearing water bacterial community to the beneficial microalga *Nannochloropsis oculata* cocultured with Pacific white shrimp (*Litopenaeus vannamei*). *Aquaculture*, 542, 736895. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2021.736895>.

Domínguez, S. V. 2014. Evaluación del desempeño de *Chlorella* spp. y *Spirulina maxima* en el proceso de bioconversión de dióxido de carbono contenido en biogás a oxígeno y biomasa. Tesis de maestría. Instituto Tecnológico de Orizaba, Orizaba.

Estrada-García, J., Díaz-González, I., Hernández-Aguilar, E., & Méndez-Contreras, J. M. 2024. Anaerobic biotransformation process of lignocellulosic waste with *Lactobacillus*

casei and *Bacillus subtilis* and its effect on the physicochemical parameters case of study: craft brewers' spent grains. *Biomass Conversion And Biorefinery*. <https://doi.org/10.1007/s13399-024-05351-5>

Estrada-García, J., Hernández-Aguilar, E., Romero-Mota, D. I., & Méndez-Contreras, J. M. 2023. Influence of anaerobic biotransformation process of agro-industrial waste with *Lactobacillus acidophilus* on the rheological parameters: case of study of pig manure. *Archives Of Microbiology*, 205(3). <https://doi.org/10.1007/s00203-023-03437-8>

Fernandez-Angel, M. 2013. Diseño, montaje y caracterización de fotobiorreactores airlift para el cultivo de la microalga *Chlorella sorokiniana*. Tesis Licenciatura. Universidad EAFIT, Medellín.

Fernando, J. S. R., Premaratne, M., Dinalankara, D. M. S. D., Perera, G. L. N. J., & Ariyadasa, T. U. 2021. Cultivation of microalgae in palm oil mill effluent (POME) for astaxanthin production and simultaneous phycoremediation. *Journal Of Environmental Chemical Engineering*, 9(4), 105375. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105375>

Fernando, J. S. R., Premaratne, M., Dinalankara, D. M. S. D., Perera, G. L. N. J., & Ariyadasa, T. U. 2021. Cultivation of microalgae in palm oil mill effluent (POME) for astaxanthin production and simultaneous phycoremediation. *Journal Of Environmental Chemical Engineering*, 9(4), 105375. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105375>

Fu, J., Huang, Y., Liao, Q., Xia, A., Fu, Q., & Zhu, X. 2019. Photo-bioreactor design for microalgae: A review from the aspect of CO₂ transfer and conversion. *Bioresource Technology*, 292, 121947. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121947>

García, S., Paternina, E., Pupo, O. R., Bula, A., & Acuña, F. 2012. CFD Simulation of Multiphase Flow in an Airlift Column Photobioreactor for the Cultivation of Microalgae. *Global NEST Journal*. <https://doi.org/10.1115/es2012-91297>

Garcia-Cubero, R. 2012. Production of carbohydrate-rich microalgal biomass coupled to photosynthetic CO₂ abatemen. *FEBS Special Issue*, 554.

García-Mureño, L. 2020. Determinación de la hidrodinámica mediante cfd y monitoreo reológico de residuos agrocañeros en un reactor anaerobio. Tesis Licenciatura. Universidad Veracruzana, Orizaba.

Gupta, P. L., Choi, H. J., & Lee, S. 2016. Enhanced nutrient removal from municipal wastewater assisted by mixotrophic microalgal cultivation using glycerol. *Environmental Science And Pollution Research*, 23(10), 10114-10123. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6224-1>

Gutierrez Cuervo, C. M., y Guzman Silva, D. K. 2016. Propuesta de diseño de un sistema continuo para un fotobiorreactor air-lift a escala laboratorio. Tesis licenciatura. Fundación Universidad de América, Bogota.

Gutierrez-Casiano, N. 2023. Desarrollo de un proceso de producción de biodiesel a partir de una ruta estrictamente biológica. Tesis Doctorado. Instituto Tecnológico de Orizaba, Orizaba.

Gutiérrez-Casiano, N., Hernández-Aguilar, E., Alvarado-Lassman, A., & Méndez-Contreras, J. M. 2022. Removal of carbon and nitrogen in wastewater from a poultry processing plant in a photobioreactor cultivated with the microalga *Chlorella vulgaris*. *Journal Of Environmental Science And Health*, 57(7), 620-633. <https://doi.org/10.1080/10934529.2022.2096986>

Han, W., Jin, W., Li, Z., Wei, Y., He, Z., Chen, C., Qin, C., Chen, Y., Tu, R., & Zhou, X. (2021). Cultivation of microalgae for lipid production using municipal wastewater. *Process Safety and Environmental Protection*, 155, 155–165. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.09.014> Huang, Y., Ragush, C. M., Johnston, L. H., Hall, M. W., Beiko, R. G., Jamieson, R. C., &

Hansen, L. T. 2021. Changes in bacterial communities during treatment of municipal wastewater in arctic wastewater stabilization ponds. *Frontiers in Water*, 3. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.710853>

Hosseini, A., Jazini, M., Mahdieh, M., & Karimi, K. 2020. Efficient superantioxidant and biofuel production from microalga *Haematococcus pluvialis* via a biorefinery approach. *Bioresource Technology*, 306, 123100. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123100>
<https://doi.org/10.3390/w11071484>

Huang, J., Ying, J., Fan, F., Yang, Q., Wang, J., & Li, Y. 2016. Development of a novel multi-column airlift photobioreactor with easy scalability by means of computational fluid

dynamics simulations and experiments. *Bioresource Technology*, 222, 399-407. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.09.109>

Janssen, M., Wijffels, R. H., & Barbosa, M. J. 2022. Microalgae based production of single-cell protein. *Current Opinion In Biotechnology*, 75, 102705. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2022.102705>

Jeong, D., & Jang, A. 2021. Mitigation of self-shading effect in embedded optical fiber in *Chlorella sorokiniana* immobilized polyvinyl alcohol gel beads. *Chemosphere*, 283, 131195. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131195>

Jimenez-Guerrero, D. 2020. Interacción velocidad-vorticidad en flujo separado alrededor de un cuboide. Tesis Licenciatura. Universidad de los Andes, Bogota.

Jiménez-Veuthey, M., Morillas-España, A., Sánchez-Zurano, A., Navarro-López, E., Acién, G., López-Segura, J. G., y Lafarga, T. 2022. Production of the marine microalga *Nannochloropsis gaditana* in pilot-scale thin-layer cascade photobioreactors using fresh pig slurry diluted with seawater. *Journal of Water Process Engineering*. 48, 102869. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102869>

Khalatbari, S., Sotaniemi, V., Suokas, M., Taipale, S., & Leiviskä, T. 2023. Microalgae technology for polishing chemically-treated fish processing wastewater. *Groundwater For Sustainable Development*, 24, 101074. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2023.101074>

Khalid, A. a. H., Yaakob, Z., Abdullah, S. R. S., & Takriff, M. S. 2018. Analysis of the elemental composition and uptake mechanism of *Chlorella sorokiniana* for nutrient removal in agricultural wastewater under optimized response surface methodology (RSM) conditions. *Journal of Cleaner Production*, 210, 673–686. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.095>

Lam, M. K., Yusoff, M. I., Uemura, Y., Lim, J. W., Khoo, C. G., Lee, K. T., y Ong, H. C. 2017. Cultivation of *Chlorella vulgaris* using nutrients source from domestic wastewater for biodiesel production: Growth condition and kinetic studies. *Renewable Energy*, 103, 197-207. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.11.032>

- Laroche, C. 2022. Exopolysaccharides from Microalgae and Cyanobacteria: Diversity of Strains, Production Strategies, and Applications. *Marine Drugs*, 20(5), 336. <https://doi.org/10.3390/md20050336>
- León Domínguez, P. 2022. Analysis of the antioxidant capacity of microalgae extracts *Nannochloropsis oculata* and possible *Hapalosiphon* sp. obtained from fresh vs lyophilized biomass. Ecuador: Tesis Maestría. University Of Cuenca, Faculty of Chemical Sciences.
- Li, L., Xu, X., Wang, W., Lau, R., & Wang, C. 2022. Hydrodynamics and mass transfer of concentric-tube internal loop airlift reactors: A review. *Bioresource Technology*, 359, 127451. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127451>
- López-Tapia, A. C. (2015). Resolución numérica de las ecuaciones de Navier-Stokes. Tesis Licenciatura. Universidad de Cantabria, Cantabria.
- Lotito, V., Spinosa, L., Mininni, G., y Antonaci. 1997. The Rheology of Sewage Sludge at Different Steps of Treatment. *Water Sci. Technol*, 36(11). [https://doi.org/10.1016/s0273-1223\(97\)00672-0](https://doi.org/10.1016/s0273-1223(97)00672-0).
- Machado, L., Carvalho, G., & Pereira, R. N. 2022. Effects of Innovative Processing Methods on Microalgae Cell Wall: Prospects towards Digestibility of Protein-Rich Biomass. *Biomass*, 2(2), 80-102. <https://doi.org/10.3390/biomass2020006>
- Mathew, M. M., Khatana, K., Vats, V., Dhanker, R., Kumar, R., Dahms, H., & Hwang, J. 2022. Biological Approaches Integrating Algae and Bacteria for the Degradation of Wastewater Contaminants—A Review. *Frontiers in Microbiology*, 12. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.801051>
- Mazziero, V. T., Batista, V. G., De Oliveira, D. G., Scontri, M., De Paula, A. V., & Cerri, M. O. 2022. Characterization of packed-bed in the downcomer of a concentric internal-loop airlift bioreactor. *Biochemical Engineering Journal*, 181, 108407. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2022.108407>
- Menard, K. P., & Menard, N. R. 2020. Dynamic mechanical analysis. En *CRC Press eBooks*. <https://doi.org/10.1201/9780429190308>

Mendes da Silva, C., Lins e Silva, T., y Pinto Jr., I. M. 2019. Indústria, caracterização reológica de fluidos não newtonianos e sua aplicabilidade na. *Cadernos de Graduação ciências exatas e tecnológicas*, 5(2), 285-285.

Méndez-Contreras, J. M., López-Escobar, L. A., Martínez-Hernández, S., Cantú-Lozano, D., & Ortiz-Ceballos, A. I. 2016. Rheological behavior of physicochemical sludges during methanogenesis suppression and hydrogen production at different organic loading rates. *Journal Of Environmental Science And Health Part A*, 51(7), 515-522. <https://doi.org/10.1080/10934529.2016.1141617>

Mérida, L. G. 2020. Microalgas para el manejo de aguas residuales, actualidad y perspectivas. Brasil: *Mérida Publishers eBooks*. <https://doi.org/10.4322/mp.2020.001.02>

Miño-Herrera, K. L. (2012). Evaluación de la remoción de nutrientes y de la biomasa alcanzada mediante el cultivo de un consorcio de microalgas en aguas residuales. Tesis Licenciatura. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Ecuador.

Moeller, G., y Tomasini, A. C. 2004. Microbiología de lodos activados. . *Memorias curso internacional de sistemas integrados de tratamiento de aguas residuales y su reúso para un medio ambiente sustentable* (págs. 148-208). Bogota: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA).

Montalvo-Salinas, D., & Cantú-Lozano, D. 2018. Rheological performance of lactic acid production from whey using *Kluyveromyces marxianus* yeast. Effect of initial concentrations of substrate, inoculum and oxygen. *Redalyc.org*. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=507557607001>

Mularczyk, M., Michalak, I., & Marycz, K. 2020. Astaxanthin and other Nutrients from *Haematococcus pluvialis*—Multifunctional Applications. *Marine Drugs*, 18(9), 459. <https://doi.org/10.3390/md18090459>

Nahidian, B., Ghanati, F., Shahbazi, M., & Soltani, N. 2018. Effect of nutrients on the growth and physiological features of newly isolated *Haematococcus pluvialis* TMU1. *Bioresource Technology*, 255, 229–237. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.01.130>

- Najjar, Y. S., & Abu-Shamleh, A. 2020. Harvesting of microalgae by centrifugation for biodiesel production: A review. *Algal Research*, 51, 102046. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2020.102046>
- Onyeaka, H., Miri, T., Obileke, K., Hart, A., Anumudu, C., & Al-Sharify, Z. T. 2021. Minimizing carbon footprint via microalgae as a biological capture. *Carbon Capture Science & Technology*, 1, 100007. <https://doi.org/10.1016/j.ccst.2021.100007>
- Oslan, S. N. H., Shoparwe, N. F., Yusoff, A. H., Rahim, A. A., Chang, C. S., Tan, J. S., Oslan, S. N., Arumugam, K., Ariff, A. B., Sulaiman, A. Z., & Mohamed, M. S. 2021. A Review on Haematococcus pluvialis Bioprocess Optimization of Green and Red Stage Culture Conditions for the Production of Natural Astaxanthin. *Biomolecules*, 11(2), 256. <https://doi.org/10.3390/biom11020256>
- Pan, M., Zhu, X., Pan, G., & Angelidak, I. 2021. Integrated valorization system for simultaneous high strength organic wastewater treatment and astaxanthin production from Haematococcus pluvialis. *Bioresource Technology*, 326, 124761. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124761>
- Panchi-Guanoluisa, A. N. 2013. Determinación de parámetros reológicos en bebidas de frutas con diferentes concentraciones de sólidos solubles mediante el uso del equipo universal ta – xt2i. Tesis Licenciatura. Universidad Técnica De Ambato., Ambato, Ecuador.
- Park, J., Craggs, R., & Shilton, A. 2010. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresource Technology*, 102(1), 35-42. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.158>
- Peña, W. 2020. Dinámica de líquidos tixotrópicos y dependientes del tiempo. *Revista Cienc. Tecnol. Agrollanía*, 39 - 46.
- Perez-Guzman, S. M. 2023. Evaluación de la aplicación de micronutrientes durante el tratamiento de aguas residuales avícolas en fotobiorreactores operados con microalgas. Tesis de Maestria. Instituto Tecnológico de Orizaba, Orizaba.
- Pérez-Guzmán, S. M., Hernández-Aguilar, E., Rosas-Mendoza, E. S., Alvarado-Lassman, A., & Méndez-Contreras, J. M. 2024. Efecto de la presión de saturación en la

operación en modo batch de un reactor DAF escala laboratorio para el tratamiento de efluentes municipales. *Tendencias En Energías Renovables Y Sustentabilidad* ., 3(1), 139–144. <https://doi.org/10.56845/terys.v3i1.218>

Pluciennik-Koropczuk, E., & Myszograj, S. 2019. New approach in COD fractionation methods. *Water*, 11(7), 1484.

Qiu, R., Gao, S., Lopez, P. A., & Ogden, K. L. 2017. Effects of pH on cell growth, lipid production and CO₂ addition of microalgae *Chlorella sorokiniana*. *Algal Research*, 28, 192–199. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2017.11.004>

Radice, R. P., Grassi, G., Capasso, G., Montagnuolo, E., Aiello, D., Perna, A. M., Marzocco, S., & Martelli, G. 2024. Five mutated genotypes of *Haematococcus pluvialis* useful for crude oil wastewater bioremediation. *Algal Research*, 83, 103693. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2024.103693>

Ramirez-Navas, J. S. 2006. Introducción a la Reología de los alimentos. Cali: ReCiTeIA.

Rawat, I., Bhola, V., Kumar, R. R., & Bux, F. 2013. Improving the feasibility of producing biofuels from microalgae using wastewater. *Environmental Technology*, 34(13-14), 1765-1775. <https://doi.org/10.1080/09593330.2013.826287>

Restrepo, S. 2010. Solución de la Ecuación de Navier-Stokes por Diferencias Finitas. Tesis. Politecnico GranColombiano, Bogota.

Robles-Heredia, J. C., Sacramento-Rivero, J. C., Ruiz-Marín, A., Baz-Rodríguez, S., Canedo-López, Y., & Narváez-García, A. 2016. Evaluation of cell growth, nitrogen removal and lipid production by *Chlorella vulgaris* to different conditions of aeration in two types of annular photobioreactors. *Revista Mexicana De Ingeniería Química*, 15(2), 361–377.

Rosas-Sánchez, G. A. 2021. Efecto de la pulpa de café en las propiedades reológicas de masa para pan y batidos para muffins y su relación con sus parámetros de panificación. Tesis maestria. Instituto Tecnológico de Veracruz, Veracruz.

Rout, P. R., Shahid, M. K., Dash, R. R., Bhunia, P., Liu, D., Varjani, S., Zhang, T. C., & Surampalli, R. Y. 2021. Nutrient removal from domestic wastewater: A comprehensive

review on conventional and advanced technologies. *Journal of Environmental Management*, 296, 113246. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113246>

Ruas, G., Serejo, M. L., Farias, S. L., Scarcelli, P., & Boncz, M. Á. 2021. Removal of pathogens from domestic wastewater by microalgal-bacterial systems under different cultivation conditions. *International Journal Of Environmental Science And Technology*, 19(10), 10177-10188. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03820-2>

Sales-Pérez, R. E., Sales-Chávez, R. M., Romero-Mota, D. I., Estrada-García, J., & Méndez-Contreras, J. M. 2023. Removal of organic matter during adaptation of *Nannochloropsis oculata* in livestock waste. *Renewable Energy Biomass & Sustainability*, 5(2), 32–39. <https://doi.org/10.56845/rebs.v5i2.93>

Schneider, N., & Gerber, M. 2014. Correlation between viscosity, temperature and total solid content of algal biomass. *Bioresource Technology*, 170, 293–302. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.07.107>

Shah, M. M. R. 2019. Astaxanthin Production by Microalgae *Haematococcus pluvialis* Through Wastewater Treatment: Waste to Resource. *Springer eBooks* (pp. 17-39). https://doi.org/10.1007/978-3-030-13909-4_2

Siheem-Tebbani, F. L. 2020. Biofijacion de CO2 por microalgas. Reino Unido: ISTE internacional.

Simha, P., Vasiljev, A., Randall, D. G., & Vinnerås, B. 2023. Factors influencing the recovery of organic nitrogen from fresh human urine dosed with organic/inorganic acids and concentrated by evaporation in ambient conditions. *The Science of the Total Environment*, 879, 163053. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163053>

Singh, V., Phuleria, H. C., & Chandel, M. K. 2017. Greenhouse Gas Emissions from Sewage Treatment Plants Based on Sequential Batch Reactor in Maharashtra. *In Water science and technology library* (pp. 157–164). https://doi.org/10.1007/978-981-10-5714-4_13

Sobolewska, E., Borowski, S., & Nowicka-Krawczyk, P. 2024. Cultivation of microalgae in liquid digestate to remove nutrients and organic contaminants. *BioEnergy Research*, 17(3), 1843–1855. <https://doi.org/10.1007/s12155-024-10753-4>

- Su, Y. 2020. Revisiting carbon, nitrogen, and phosphorus metabolisms in microalgae for wastewater treatment. *The Science of the Total Environment*, 762, 144590. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144590>
- Sukarni, N., Sudjito, N., Hamidi, N., Yanuhar, U., & Wardana, I. N. G. 2014. Potential and properties of marine microalgae *Nannochloropsis oculata* as biomass fuel feedstock. *International Journal Of Energy And Environmental Engineering*, 5(4), 279-290. <https://doi.org/10.1007/s40095-014-0138-9>
- Suresh-Kumar, Y., Anuj, S., Vinod Kumar, S., y Jagadeeshwar, K. 2019. Flow behavior analysis of *Chlorella Vulgaris* microalgal biomass. *Heliyon*, 01-02.
- Taimal-Cuaical, F. E. (2020). Percepción de los habitantes aledaños a la quebrada “Río Chiquito” del municipio Cumbal- Nariño por los vertimientos de aguas residuales en este afluente de agua, 2020. Trabajo de Grado. Universidad de Antioquia, Medellín.
- Tan, Y. H., Chai, M. K., Na, J. Y., & Wong, L. S. 2023. Microalgal Growth and Nutrient Removal Efficiency in Non-Sterilised Primary Domestic Wastewater. *Sustainability*, 15(8), 6601. <https://doi.org/10.3390/su15086601>
- Tang, J., Qu, X., Chen, S., Pu, Y., He, X., Zhou, Z., Wang, H., Jin, N., Huang, J., Shah, F., Hu, Y., & Abomohra, A. 2023. Microalgae cultivation using municipal wastewater and anaerobic membrane effluent: lipid production and nutrient removal. *Water*, 15(13), 2388. <https://doi.org/10.3390/w15132388>
- Tjørve, K. M. C., & Tjørve, E. 2017. The use of Gompertz models in growth analyses, and new Gompertz-model approach: An addition to the Unified-Richards family. *PLoS ONE*, 12(6), e0178691. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0178691>
- Torres, T., & Kurmen, J. E. C. 2022. Modelos matemáticos y parámetros cinéticos relacionados con la producción de astaxantina en *Haematococcus pluvialis*. *Revista Mutis*, 12(1). <https://doi.org/10.21789/22561498.1743>.
- Tu, J., Yeoh, G., y Liu, C. 2018. Computational Fluid Dynamics: A Practical Approach (Third Edition ed). Oxford: Butterworth-Heinemann.
- Uyar, B., Ali, M. D., & Uyar, G. E. O. 2024. Design parameters comparison of bubble column, airlift and stirred tank photobioreactors for microalgae production. *Bioprocess*

and Biosystems Engineering, 47(2), 195–209. <https://doi.org/10.1007/s00449-023-02952-8>

Valdés, F., Hernández, Catalá, L., & Marcilla, A. 2012. Estimation of CO₂ stripping/CO₂ microalgae consumption ratios in a bubble column photobioreactor using the analysis of the pH profiles. Application to *Nannochloropsis oculata* microalgae culture. *Bioresource Technology*, 119, 1-6. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.05.120>

Valera-Negrete, J. A. 2005. Apuntes de física general. Acatlán: PAPIME.

Vega, J. M. 2018. Nitrogen and sulfur metabolism in microalgae and plants: 50 years of research. *In Progress in botany* (pp. 1–40). https://doi.org/10.1007/124_2018_26

Vite-Segundo, E., Sales-Perez R. E., Carmona-Rosas, U., y Alvarado-Lassman, A. 2024. Uso de la microalga *nannochloropsis oculata* para la remoción de contaminantes orgánicos presentes en aguas residuales avícolas. *Avances en ingeniería química*, 982-987. ISBN 2683-2925

Wadaugorn, K., Limtrakul, S., Vatanatham, T., & Ramachandran, P. A. 2016. Hydrodynamic behaviors and mixing characteristics in an internal loop airlift reactor based on CFD simulation. *Process Safety And Environmental Protection*, 113, 125-139. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2016.07.017>

Wang, H., Qi, B., Jiang, X., Jiang, Y., Yang, H., Xiao, Y., Jiang, N., Deng, L., & Wang, W. 2019. Microalgal interstrains differences in algal-bacterial biofloc formation during liquid digestate treatment. *Bioresource Technology*, 289, 121741. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121741>

Wang, J., Han, D., Sommerfeld, M. R., Lu, C., y Hu, Q. 2013. Effect of initial biomass density on growth and astaxanthin production of *Haematococcus pluvialis* in an outdoor photobioreactor. *Journal Of Applied Phycology*, 25(1), 253-260. <https://doi.org/10.1007/s10811-012-9859-4>.

Whitton, R., Ometto, F., Pidou, M., Jarvis, P., Villa, R., & Jefferson, B. 2015. Microalgae for municipal wastewater nutrient remediation: mechanisms, reactors and outlook for tertiary treatment. *Environmental Technology Reviews*, 4(1), 133–148. <https://doi.org/10.1080/21622515.2015.1105308>

- Wu, Z., Duan, H., Li, K., & Ye, L. 2022. A comprehensive carbon footprint analysis of different wastewater treatment plant configurations. *Environmental Research*, 214, 113818. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113818>
- Xu, H., Tang, Z., Yang, D., Dai, X., & Chen, H. 2023. Enhanced growth and auto-flocculation of *Scenedesmus quadricauda* in anaerobic digestate using high light intensity and nanosilica: A biomineralization-inspired strategy. *Water Research*, 235, 119893. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119893>
- Yáñez-Varela, J. A. 2017. Diseño del electrodo de un reactor electroquímico mediante modelamiento y simulación hidrodinámica. Tesis (Maestría). Universidad Autónoma Metropolitana, CDMX.
- Zerveas, S., Mente, M. S., Tsakiri, D., & Kotzabasis, K. 2021. Microalgal photosynthesis induces alkalization of aquatic environment as a result of H⁺ uptake independently from CO₂ concentration – New perspectives for environmental applications. *Journal Of Environmental Management*, 289, 112546. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112546>
- Zhang, H., Liao, Q., Fu, Q., Chen, H., Huang, Y., Xia, A., Zhu, X., Reungsang, A., Liu, Z., & Li, J. 2018. Rheological properties of microalgae slurry under subcritical conditions for hydrothermal hydrolysis systems. *Algal Research*, 33, 78-83. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2018.04.026>
- Zhang, W., Yong, Y., Zhang, G., Yang, C., & Mao, Z. 2014. Mixing Characteristics and Bubble Behavior in an Airlift Internal Loop Reactor with Low Aspect Ratio. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 22(6), 611–621. [https://doi.org/10.1016/s1004-9541\(14\)60089-6](https://doi.org/10.1016/s1004-9541(14)60089-6)
- Zhou, J., Yang, L., Huang, K., Chen, D., & Gao, F. 2022. Mechanisms and application of microalgae on removing emerging contaminants from wastewater: A review. *Bioresource Technology*, 364, 128049. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.128049>
- Zhu, Y., & Dunford, N. T. 2013. Growth and Biomass Characteristics of *Picochlorum oklahomensis* and *Nannochloropsis oculata*. *Journal Of The American Oil Chemists Society*, 90(6), 841-849. <https://doi.org/10.1007/s11746-013-2225-0>