

Humedales artificiales

como alternativa para el tratamiento terciario de efluentes de planta de beneficio de palma de aceite



CON EL APOYO DEL FONDO DE FOMENTO PALMERO

Humedales artificiales como alternativa para el tratamiento terciario de efluentes de planta de beneficio de palma de aceite



Foto: Alexis Gonzalez-Diaz

Humedales artificiales como alternativa para el tratamiento terciario de efluentes de planta de beneficio de palma de aceite

Publicación de la Corporación Centro de Investigación en Palma de Aceite, Cenipalma, con el apoyo del Fondo de Fomento Palmero, administrado por Fedepalma.

Alexandre Patrick Cooman
Director General de Cenipalma

Jesús Alberto García Núñez
Coordinador del Programa de Procesamiento de Cenipalma

Autores

Alexis Gonzalez-Diaz
Asistente de Investigación II, Programa de Procesamiento, Cenipalma

Nelson Rodríguez Valencia
Investigador Científico III, Centro Nacional de Investigaciones de Café, Cenicafé

Jesús Alberto García-Núñez
Investigador Titular, Coordinador del Programa de Procesamiento, Cenipalma

Elizabeth Ruiz Álvarez
Investigadora Asociada II, Economía Agrícola y Biometría, Cenipalma

Jaime Humberto Acero Hernández[†]
Gerente General, Alianza del Humea S.A.S.

William Andrés Reyes Ávila^{**}
Coordinador de Gestión Ambiental, Alianza del Humea S.A.S.

Responsable de Publicaciones

Yolanda Moreno Muñoz

Coordinación editorial

Mónica Silva Saldaña

Diseño y diagramación

Ximena Díaz Ortiz

Portada

Humedales artificiales de flujo libre operados con jacinto de agua, que componen el sistema de tratamiento de aguas residuales de la planta de beneficio de palma de aceite de Alianza del Humea S.A.S. Foto: Alexis Gonzalez-Diaz.

ISBN: 978-958-8360-94-2

DOI: <https://doi.org/10.56866/9789588360942>

Centro de Investigación en Palma de Aceite, Cenipalma
Calle 98 # 70-91, piso 14 PBX: (57+601) 313 8600
Bogotá, D.C. - Colombia
www.cenipalma.org

Bogotá, diciembre de 2022

* hasta 31 de agosto de 2019

** hasta 21 de enero de 2020

Presentación

Los efluentes de planta de beneficio son aguas residuales altamente cargadas de materia orgánica, generadas durante el procesamiento de los frutos maduros de la palma de aceite en las plantas de beneficio, que requieren un tratamiento efectivo de depuración antes de ser descargadas en cuerpos de agua natural. Los efluentes de planta de beneficio son ácidos, de color marrón oscuro y olor característico, los cuales contienen una alta concentración de materia orgánica representada como DQO, DBO_5 , sólidos en suspensión y una fracción remanente de aceites y grasas. Un aspecto que representa una ventaja es que gran parte de la carga orgánica contenida en este tipo de efluentes es biodegradable, con una relación entre la DBO_5 y la DQO mayor a 0,6, cifra que supera el valor nominal considerado como mínimo para el tratamiento de aguas residuales mediante sistemas biológicos de remediación ($\geq 0,45$).

En Colombia, una planta de beneficio de palma de aceite puede generar entre 0,7 y 1,0 m^3 de efluentes por cada tonelada de fruta procesada. Por lo general, los efluentes de planta de beneficio son tratados en sistemas de lagunaje múltiple, conformados por lagunas de acondicionamiento o de ecualización de caudales, lagunas anaeróbicas (cubiertas o descubiertas) y lagunas facultativas, configuradas en serie. Dichos sistemas de tratamiento son eficaces para la remoción de más del 85 % de la DQO y DBO, de aceites y grasas, y de sólidos en suspensión, siempre que los mismos se conserven bajo condiciones adecuadas de mantenimiento y operación. Sin embargo, estos sistemas de tratamiento de aguas residuales no están en la capacidad de depurar efectivamente ciertos contaminantes iónicos en dichos efluentes, como los iones cloruro, lo que significa una problemática para el sector palmero nacional dado los nuevos criterios de calificación y los valores límites máximos permisibles en vertimientos puntuales a cuerpos de agua superficial, exigidos por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible a partir de 2015 (Resolución 631 de 2015).

Por otra parte, el desarrollo o la aplicación de tecnologías económicas, ecológicas y eficientes para el saneamiento de los efluentes generados en las plantas de beneficio es, hoy por hoy, uno de los mayores retos que enfrenta el sector palmero colombiano. La fitorremediación es una técnica empleada para la remoción de contaminantes en aguas residuales y es considerada actualmente como una de las mejores tecnologías para la biorremediación de efluentes generados en distintas industrias. La bioadsorción de metales pesados, iones (aniones y cationes) y otros contaminantes presentes en aguas residuales es una de las propiedades más atractivas de ciertas plantas macrófitas cuando son operadas en sistemas de humedales artificiales. Esta es la razón por la cual diferentes especies de estos organismos vegetales son empleadas para el tratamiento de efluentes generados en diversas actividades económicas.

El presente libro de resultados señala a los sistemas de humedales artificiales como alternativa para el tratamiento terciario de efluentes de planta de beneficio de palma de aceite, en virtud de las características para la remoción de contaminantes que tienen algunas especies de plantas macrófitas cuando son operadas en este tipo de sistemas biológicos de fitorremediación. Está dirigido a los ingenieros y técnicos de las plantas de beneficio para dar pautas de diseño y aplicación como un complemento a los sistemas de tratamiento convencionales, de tal forma que se pueda dar cumplimiento a las nuevas normatividades del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia.

ALEXANDRE PATRICK COOMAN
Director General de Genipalma

Contenido

Presentación	3
Introducción	13
Capítulo I. Humedales artificiales, conceptos y características	19
1. Humedales artificiales	20
1.1. Humedales artificiales de flujo superficial (HAFS)	22
1.1.1. Humedales artificiales de flujo superficial libre (HAFSL)	23
1.2. Humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HAFSSH)	24
1.3. Humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical (HAFSSV)	26
2. Especies de plantas macrófitas acuáticas empleadas de manera regular en sistemas de humedales artificiales	27
2.1. Jacinto de agua [<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms]	28
2.2. Lechuga de agua (<i>Pistia stratiotes</i> L.)	29
2.3. Enea (<i>Typha angustifolia</i> L.)	31
2.4. Oreja de agua (<i>Salvinia auriculata</i> complex)	32
Capítulo II. Diseño, construcción, operación y mantenimiento de humedales artificiales	34
1. Diseño de humedales artificiales	35
1.1. Procedimiento para el diseño de humedales artificiales	36
1.2. Diseño de humedales artificiales de flujo superficial libre (HAFSL) y de flujo subsuperficial horizontal (HAFSSH)	37
1.3. Diseño hidráulico	44

1.3.1. Diseño hidráulico de un humedal de flujo subsuperficial horizontal	45
1.3.2. Diseño hidráulico de un humedal artificial de flujo superficial libre	45
1.4. Eliminación de sólidos suspendidos totales (SST) en humedales artificiales	46
1.5. Densidades operacionales de las plantas macrófitas en el tratamiento de aguas residuales	50
2. Construcción de humedales artificiales	52
3. Operación y mantenimiento de humedales artificiales	53
3.1. Control de mosquitos	54
3.2. Cosecha de la vegetación	54
3.3. Manejo de lodos	55
3.4. Monitoreo y control	55
3.5. Vida silvestre	55
4. Ejemplo: cálculo del área de un humedal artificial para el tratamiento terciario de efluentes de planta de beneficio de palma de aceite – determinación del área requerida del humedal con base en la DQO	56
4.1. Diseño de un humedal artificial de flujo superficial libre (HAFSL) con vegetación densa (jacinto de agua)	56
5. Ejemplo: cálculo del área de un humedal artificial para el tratamiento terciario de efluentes de planta de beneficio de palma de aceite – determinación del área requerida del humedal con base en sólidos suspendidos totales (SST)	58

Capítulo III. Humedales artificiales de flujo superficial libre operados con jacinto de agua para el tratamiento terciario de efluentes de planta de beneficio de palma de aceite – caso de estudio

1. Materiales y métodos	61
1.1. Muestreo	62
1.2. Parámetros fisicoquímicos monitoreados en las aguas residuales recolectadas en el STAR	62

1.3. Análisis estadístico	64
2. Resultados y discusión	65
2.1. Afluentes y efluentes del STAR y algunos aspectos técnicos del SLM	65
2.2. Caracterización de los parámetros fisicoquímicos de control en el STAR	67
2.3. Eficiencia de remoción de contaminantes en el STAR caracterizado	83
3. Conclusiones y apreciaciones del estudio	85

Capítulo IV. Características fisicoquímicas y usos potenciales de la biomasa de jacinto de agua 86

1. Materiales y métodos	88
1.1. Muestreo	88
1.2. Caracterización de la biomasa vegetal generada en el SHA	88
1.3. Análisis estadístico	89
2. Resultados y discusión	89
3. Conclusión	91

Capítulo V. Gastos de capital (CAPEX) y gastos de operación (OPEX) asociados a la implementación de la tecnología de humedales artificiales 93

1. Costos de capital (CAPEX)	94
2. Costos operacionales (OPEX)	97

Referencias 101

Índice de figuras

Figura 1. Clasificación de los sistemas de humedales artificiales para el tratamiento de efluentes líquidos. Adaptado de Wallace y Knight (2006)	22
Figura 2. Diagrama esquemático de un humedal artificial de flujo superficial (HAFS)	23
Figura 3. Diagrama esquemático de un humedal artificial de flujo superficial libre (HAFSL)	24
Figura 4. Diagrama esquemático de un humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal (HAFSSH)	25
Figura 5. Diagrama esquemático de un humedal artificial de flujo subsuperficial vertical (HAFSSV)	26
Figura 6. Inflorescencia de <i>Eichhornia crassipes</i> . Foto: Samuel Antonio Castañeda, Cenicafé	28
Figura 7. <i>Pistia stratiotes</i> . Foto: Samuel Antonio Castañeda, Cenicafé	30
Figura 8. Planta e inflorescencia de <i>Typha angustifolia</i> . Foto: Samuel Antonio Castañeda, Cenicafé	31
Figura 9. <i>Salvinia auriculata</i> . Foto: Samuel Antonio Castañeda, Cenicafé	33
Figura 10. Plano del sistema de tratamiento de aguas residuales de la planta de beneficio de Alianza del Humea S.A.S. (vista aérea)	64-65
Figura 11. Comportamiento del caudal del afluente y del efluente del STAR durante 8 horas de seguimiento continuo	66
Figura 12. pH y temperatura en los diferentes puntos de muestreo en el STAR. Las barras de error corresponden al error estándar de la media	68

Figura 13. DQO en los puntos monitoreados del STAR. Las barras de error corresponden al error estándar de la media	71
Figura 14. ST (a) y SST (b) en los puntos monitoreados del STAR. Las barras de error corresponden al error estándar de la media	73-74
Figura 15. SSED en los puntos monitoreados del STAR. Las barras de error corresponden al error estándar de la media	76
Figura 16. AyG en los puntos monitoreados del STAR. Las barras de error corresponden al error estándar de la media	77
Figura 17. Cloruros en los puntos monitoreados del STAR. Las barras de error corresponden al error estándar de la media	79
Figura 18. NT (a) y PT (b) en los puntos monitoreados del STAR. Las barras de error corresponden al error estándar de la media	80-81
Figura 19. Participación de rubros en el CAPEX	96
Figura 20. Participación de factores en el costo de operación y mantenimiento de los humedales	98
Figura 21. Costo por miligramo de contaminante removido	99

Índice de tablas

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos monitoreados regularmente en EPB crudos (datos de Genipalma – Fedepalma) y límites de descarga reglamentarios para Colombia y Malasia	14-16
Tabla 2. Valores de la constante de velocidad y temperatura, para diversos contaminantes*	38
Tabla 3. Porosidad, conductividad hidráulica y K_{20} de algunos medios de empaque en humedales de flujo subsuperficial. Fuente: Crites <i>et al.</i> (2002)	39

Tabla 4. Valores de porosidad (<i>n</i>) en humedales artificiales de flujo superficial*	39
Tabla 5. Características típicas del medio en humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal. Fuente: Reed <i>et al.</i> (1998)	40
Tabla 6. Valores recomendados para el diseño de humedales artificiales de flujo horizontal. Fuente: Metcalf y Eddy (1995)	47
Tabla 7. Criterios típicos para el diseño de humedales artificiales de flujo superficial libre y subsuperficial, y calidad esperada de los efluentes. Fuente: adaptado de Crites <i>et al.</i> (2000)	48
Tabla 8. Criterios de diseño típicos y calidad del efluente esperada en sistemas de tratamiento con plantas acuáticas flotantes. Fuente: Metcalf y Eddy (1995)	49
Tabla 9. Densidades iniciales y de operación recomendadas para las plantas macrófitas utilizadas en humedales artificiales instalados para el postratamiento de aguas agroindustriales. Fuente: Rodríguez-Valencia <i>et al.</i> (2022)	51
Tabla 10. Parámetros de control y métodos analíticos de referencia	63
Tabla 11. Eficiencia de remoción de contaminantes lograda por el STAR	83-84
Tabla 12. Caracterización de la biomasa	88
Tabla 13. Análisis próximo	89
Tabla 14. Componentes menores en la biomasa de jacinto de agua	90-91
Tabla 15. Aspectos técnicos asociados al sistema de tratamientos	94
Tabla 16. Costos de capital	95-96
Tabla 17. Costos de operación	97

Índice de abreviaturas

APC	Aceite de palma crudo
AyG	Aceites y grasas
CO	Carga orgánica aplicada
COV	Carga orgánica volumétrica
Cl ⁻	Cloruros
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno
DBO ₅	Demanda bioquímica de oxígeno determinada a los cinco días
EPB	Efluentes de planta de beneficio
PT	Fósforo total
HAFSSH	Humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal
HAFSSV	Humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical
HAFS	Humedales artificiales de flujo superficial
HAFSL	Humedales artificiales de flujo superficial libre
NT	Nitrógeno total
SLM	Sistema de lagunaje múltiple
STAR	Sistema de tratamiento de aguas residuales
SHA	Sistemas de humedales artificiales
SSED	Sólidos sedimentables
SST	Sólidos suspendidos totales
ST	Sólidos totales
TRH	Tiempo de retención hidráulica

Planta de beneficio de palma de aceite de Alianza del Humea S.A.S., Meta, Colombia.
Foto: Alexis Gonzalez-Díaz, Cenipalma.



Introducción

El aceite de palma crudo (APC) es extraído de los frutos maduros producidos por los cultivares de palma tipo *tenera* de *Elaeis guineensis* Jacq. cruce Dura × Pisifera (D×P) y por los híbridos interespecíficos entre las especies *Elaeis oleifera* (Kunth) Cortés y *Elaeis guineensis* Jacq., comúnmente conocidos como híbridos O×G, mediante procesos mecánicos y bajo determinadas condiciones de presión y temperatura, en las plantas de beneficio de palma de aceite. Del procesamiento de los frutos maduros de la palma de aceite se obtienen dos tipos de compuestos grasos: el APC que es extraído del mesocarpio y el aceite de palmiste adquirido a partir del endospermo.

Así mismo, las plantas de beneficio generan cantidades significativas de biomasa sólida y líquida durante todo el año. La biomasa sólida, resultante del procesamiento de 1 tonelada [t] de racimos de fruta fresca (RFF), está conformada por fibra prensada de mesocarpio (12 %), racimos de fruta vacíos conocidos como tusas (23 %) y cáscaras de endocarpio también llamadas cuesco (5 %) (Chaikitkaew *et al.*, 2015). De otro lado, la biomasa líquida está constituida por las corrientes condensadas del sistema de esterilización, los flujos provenientes de hidrociclones, y las corrientes procedentes de las descargas de tricanter, centrífugas y aguas de lavado, lo que genera en promedio 0,7 m³ de efluentes por t de RFF procesada (García-Núñez, Ramírez-Contreras *et al.*, 2016).

Debido a las voluminosas descargas de agua residual generadas durante el procesamiento de los frutos de la palma de aceite, los efluentes de planta de beneficio –de ahora en adelante EPB– son regularmente asociados con la carga ambiental contaminante proveniente de las extractoras (Ismail *et al.*, 2010). De acuerdo con el trabajo realizado por Ahmad *et al.* (2003), para la producción de 1 t de APC son necesarias entre 5 y 7,5 t de agua, de las cuales más del 50 % termina como EPB, que son una suspensión coloidal compuesta por agua (95-96 %), sólidos totales (4-5 %, que incluyen 2-4 % de sólidos en suspensión), aceite residual (0,6-0,7 %) y nitrógeno orgánico

(Ohimain & Izah, 2017). Los EPB contienen, además, cantidades significativas de potasio, magnesio, calcio, cadmio, cobre, hierro y cromo (Ohimain *et al.*, 2013; Ohimain *et al.*, 2012). De igual manera, en los EPB se encuentra un contenido importante de polímeros complejos, como carbohidratos y proteínas, además de compuestos grasos y minerales que pueden ser transformados en materiales útiles a través de procesos biológicos (Rupani *et al.*, 2010). Los EPB crudos son de color marrón oscuro y ácidos, con un pH entre 4 y 5 unidades, y una temperatura en la descarga que varía entre 70 y 90 °C (Nor *et al.*, 2015).

Los EPB sin tratar tienen impactos negativos sobre la flora y la fauna presentes en cuerpos de agua natural, y son uno de los causantes del deterioro y la contaminación de las fuentes hídricas receptoras (Awotoye *et al.*, 2011). La carga contaminante atribuida a los EPB crudos está relacionada con la elevada concentración de DQO (demanda química de oxígeno), DBO (demanda bioquímica de oxígeno), sólidos suspendidos, y aceites y grasas (AyG). Además, el olor natural de los EPB es considerado regularmente como una fuente de contaminación del aire (Lam & Lee, 2011). Los EPB presentan limitaciones en las concentraciones de varios parámetros fisicoquímicos que son monitoreados en este tipo de agua residual y que se relacionan con aspectos generales, iones, hidrocarburos, compuestos de fósforo, nitrógeno, metales y metaloides, entre otros (Tabla 1).

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos monitoreados regularmente en EPB crudos (datos de Cenipalma – Fedepalma) y límites de descarga reglamentarios para Colombia y Malasia.

Características	Parámetros	Unidades	EPB sin tratar (crudos)	Límites de descarga reglamentarios Colombia *	Límites de descarga reglamentarios Malasia **
Generales	Temperatura	°C	45-70	40	45
	pH	Unidades	3,8-5,3 †	6-9	5-9
	Demanda química de oxígeno (DQO)	mg O ₂ · L ⁻¹	39.650-113.000 †	1.500	1.000
	Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅) ⁺ o (DBO ₃) ⁺⁺	mg O ₂ · L ⁻¹	18.700-175.521 †	600 †	100 ††

Características	Parámetros	Unidades	EPB sin tratar (crudos)	Límites de descarga reglamentarios Colombia *	Límites de descarga reglamentarios Malasia **
Generales	Sólidos totales (ST)	mg · L ⁻¹	31.306-111.029 †		1500
	Sólidos suspendidos totales (SST)	mg · L ⁻¹	10.500-88.258 †	400	400
	Sólidos sedimentables (SSED)	mL · L ⁻¹	1.000	2	
	Aceites y grasas (AyG)	mg · L ⁻¹	1.963-80.701 †	20	50
	Compuestos semivolátiles fenólicos	mg · L ⁻¹	0,049	Análisis y reporte	
	Sustancias activas al azul de metileno	mg · L ⁻¹	4,9	Análisis y reporte	
Iones	Cloruros (Cl ⁻)	mg · L ⁻¹	1.817	500	
	Sulfatos (SO ₄ ²⁻)	mg · L ⁻¹	577	500	
Hidrocarburos	Hidrocarburos totales (HTP)	mg · L ⁻¹	76	10	
Compuestos de fósforo	Ortofosfatos (P-PO ₄ ³⁻)	mg · L ⁻¹	73	Análisis y reporte	
	Fósforo total (PT)	mg · L ⁻¹	146	Análisis y reporte	
Compuestos de nitrógeno	Nitrato (N-NO ₃ ⁻)	mg · L ⁻¹	< 0,5	Análisis y reporte	
	Nitrito (N-NO ₂ ⁻)	mg · L ⁻¹	0,05	Análisis y reporte	
	Nitrógeno amoniacal (N-NH ₃)	mg · L ⁻¹	44,3	Análisis y reporte	150
	Nitrógeno total (NT)	mg · L ⁻¹	161	Análisis y reporte	200

Características	Parámetros	Unidades	EPB sin tratar (crudos)	Límites de descarga reglamentarios Colombia *	Límites de descarga reglamentarios Malasia **
Metales y metaloides	Arsénico (As)	mg · L ⁻¹	< 0,0025	0,5	
	Cadmio (Cd)	mg · L ⁻¹	0,018	0,05	
	Cinc (Zn)	mg · L ⁻¹	2,3-4,2 [†]		
	Cobre (Cu)	mg · L ⁻¹	0,9-2,7 [†]		
	Cromo (Cr)	mg · L ⁻¹	< 0,002		
	Mercurio (Hg)	mg · L ⁻¹	< 0,0006		
	Níquel (Ni)	mg · L ⁻¹	0,07	0,5	
	Plomo (Pb)	mg · L ⁻¹	< 0,009	0,2	
Otros parámetros para análisis y reporte	Acidez total	mg CaCO ₃ · L ⁻¹	2.997	Análisis y reporte	
	Alcalinidad	mg CaCO ₃ · L ⁻¹	< 3	Análisis y reporte	
	Dureza cálcica	mg CaCO ₃ · L ⁻¹	980	Análisis y reporte	
	Dureza total	mg CaCO ₃ · L ⁻¹	3.800	Análisis y reporte	
	Color	m ⁻¹	92 (436 nm) 34 (525 nm) y 15 (620 nm)	Análisis y reporte	

* Resolución 631 de 2015. Tomado del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015.

** Reglamento de calidad ambiental (locales prescritos) (aceite de palma crudo), 1977 (Department of Environment, 1982).

[†] Medido a los 5 días.

^{††} Medido a los 3 días.

[†] Tomado de García-Núñez, Ramírez-Contreras *et al.*, 2016.

Genipalma: Corporación Centro de Investigación en Palma de Aceite - Colombia.

Fedepalma: Federación Nacional de Cultivadores de Palma de Aceite - Colombia.

Por otra parte, los humedales artificiales son ecosistemas construidos con el fin de emplearlos para el fitosaneamiento de aguas residuales (Gemedá *et al.*, 2019; Newe-te & Byrne, 2016). El sistema como tal parte del desarrollo vegetativo de plantas macrófitas flotantes o enraizadas sobre el suelo impermeabilizado o sobre un lecho de grava impermeabilizado, en canales o estanques naturales o adecuados para su operación (Al-Isawi *et al.*, 2017; Lu *et al.*, 2015; Wu *et al.*, 2015a). El proceso de descontaminación en los humedales es resultado de una interacción química, física y biológica mediante la cual el agua residual es depurada de una gran cantidad de compuestos considerados nocivos para el medio ambiente, en ciertas cantidades (Stefanakís *et al.*, 2016; Zhang *et al.*, 2015). El jacinto de agua [*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms] es una planta nativa de Suramérica introducida en muchos países del neotrópico, que crece en la superficie de ríos, lagos y canales en climas tropicales y subtropicales (Carlini *et al.*, 2018). El jacinto de agua es una de las plantas macrófitas, acuáticas, flotantes de mayor implementación en sistemas de humedales artificiales –en adelante SHA–, diseñados para el tratamiento de aguas residuales de distinto origen (Machado *et al.*, 2017; Noukeu *et al.*, 2016; Pi *et al.*, 2017; Stottmeister *et al.*, 2003).

En Colombia, los EPB son tratados en sistemas de lagunaje múltiple –en adelante SLM–, conformados por lagunas de equalización o acondicionamiento de caudales, lagunas anaeróbicas carpadas o sin carpar, y lagunas facultativas, configuradas en serie. Bajo buenas condiciones de operación y mantenimiento, los SLM están en capacidad de degradar más del 85 % de la carga orgánica presente en los EPB crudos (García-Núñez, 1996a; García-Núñez & Uribe-Mesa, 1997); sin embargo, dichos sistemas no están diseñados para la remoción eficiente de ciertos contaminantes iónicos, como cloruros, lo que representa una problemática para el sector palmero colombiano, debido a la inclusión de nuevos parámetros fisicoquímicos de evaluación y el establecimiento de nuevos criterios para la calificación del agua residual generada en las plantas de beneficio de palma de aceite (Resolución 631 de 2015, capítulo VI, artículo 9) (Tabla 1).

Por lo anterior, el objetivo del presente escrito es dar a conocer los conceptos y las características representativas de los sistemas de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales, junto con los criterios necesarios para su diseño, construcción, operación y mantenimiento. Así mismo, se describe un estudio de caso con el que fue posible comprobar la efectividad del jacinto de agua en sistemas de humedales artificiales de flujo libre para la equalización final de efluentes de planta de

beneficio pretratados en sistema de lagunaje múltiple. Además, se muestra un estimativo de los costos asociados con capital y operación de un sistema de humedales artificiales operado con jacinto de agua, instalado para el tratamiento de efluentes de planta de beneficio.



CAPÍTULO I

Humedales artificiales, conceptos y características

1. Humedales artificiales

Los humedales artificiales son sistemas biológicos ampliamente utilizados para el saneamiento de aguas residuales generadas en los ámbitos doméstico, industrial, pecuario y agrícola (Gameda *et al.*, 2019; Newete & Byrne, 2016). Por lo general, estos sistemas están constituidos por un monocultivo o policultivo de plantas macrófitas flotantes o enraizadas sobre un lecho de grava o arena impermeabilizado, dispuestas en canales, tanques o lagunas poco profundas, a través de los cuales el agua residual fluye de manera controlada y progresiva (Oon *et al.*, 2017; Samal *et al.*, 2017, 2018). Allí, el agua residual en tratamiento es depurada de gran cantidad de contaminantes orgánicos, inorgánicos y biológicos, por medio de interacciones químicas, físicas y biológicas (Kotoula *et al.*, 2020; de Queiroz *et al.*, 2020). Para aguas residuales contaminadas, los SHA pueden proporcionar un tratamiento efectivo de depuración, debido a que las plantas macrófitas flotantes o enraizadas empleadas en este tipo de sistemas biológicos son relativamente tolerantes a fluctuaciones hidrológicas, a cambios en el pH y a variaciones en la carga contaminante de los efluentes.

En algunos casos, el agua residual debe ser pretratada antes de ser sometida a procesos de biorremediación mediante SHA. El pretratamiento de las aguas residuales se hace necesario para reducir las cargas orgánicas e inorgánicas contaminantes excesivas, y lograr que los efluentes que se van a tratar sean menos tóxicos para la población vegetal, además de brindar condiciones propicias y mejores rendimientos durante la fitorremediación efectiva realizada por las distintas plantas macrófitas (Luo *et al.*, 2018; Vymazal, 2002). Un adecuado desarrollo vegetativo de las plantas macrófitas en los SHA desempeña un papel determinante, al estar estrechamente relacionado con la eficiencia para la remoción de contaminantes en este tipo de sistemas biológicos (Abou-Elela *et al.*, 2017; Colares *et al.*, 2020; Shingare *et al.*, 2019).

Las plantas macrófitas comprenden un amplio y variado grupo de especies (Hu *et al.*, 2018; Yang *et al.*, 2020). Dentro de este grupo se destacan el jacinto de agua

[*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms], la salvinia (*Salvinia* spp.); la lechuga de agua (*Pistia stratiotes* L.); la redondita de agua (*Hydrocotyle ranunculoides* L.f. 1782); algunas especies de lentejas de agua (*Lemna* spp., *Spirodella* spp.); el pasto vetiver [*Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty]; el junco de agua (*Scirpus lacustris* L.) y el platanillo (*Heliconia psittacorum* L.f.) (de Campos *et al.*, 2019; Gautam & Agrawal, 2017; Lal *et al.*, 2018; Rezanian, Taib *et al.*, 2016).

Las plantas macrófitas transfieren parte del oxígeno producido durante la fotosíntesis a la zona radicular, en donde es aprovechado por los distintos consorcios bacterianos que habitan la rizosfera, los cuales se encargan de los procesos bioquímicos de la nitrificación (Fonder & Headley, 2010). Además, estas plantas incorporan metales, cloro, nitrógeno y fósforo en sus tejidos, y su sistema radicular funciona como un biofiltro que retiene distintos tipos de sólidos (Samal *et al.*, 2017).

Por otro lado, la selección del tipo de planta(s) macrófita(s) que se van a emplear en SHA, para el tratamiento de aguas residuales, depende de varios factores, como la tolerancia de las especies vegetales a concentraciones elevadas de distintos contaminantes y su habilidad para asimilarlos o no presentar afectación durante su interacción con esos compuestos (Guittonny-Philippe *et al.*, 2015), así como de la adaptabilidad de los individuos a diversas condiciones climáticas (Alahuhta *et al.*, 2010), su capacidad para transportar y transferir oxígeno (Odinga *et al.*, 2013), su resistencia frente a plagas y enfermedades, y la facilidad de su manejo (Shah *et al.*, 2015).

Según el comportamiento hidráulico, los SHA se clasifican en tres tipos: humedales artificiales de flujo superficial (HAFS), humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HAFSSH) y humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical (HAFSSV) (Figura 1). Otra organización, fundamentada en la clase de material vegetal empleado y el tipo de efluente que se busca tratar, los agrupa en: sistemas de plantas macrófitas sumergidas, caracterizados por contener especies de plantas que tienen su sistema foliar sumergido en el cuerpo de agua en tratamiento (*e.g.*, *Lobelia dortmanna* Linnaeus, *Isoetes lacustris* L., *Elodea canadensis* Michx y *Egeria densa* (Planch.) Casp.); sistemas de plantas macrófitas flotantes, con especies vegetales que no presentan enraizamiento, lo cual permite que el efluente circule de manera libre por el sistema radicular de los organismos vegetales (*e.g.*, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms), y sistemas de plantas macrófitas emergentes, en los que la vegetación se encuentra enraizada en el fondo del sistema, y cuyos tallos y hojas están sobre la superficie del agua (*e.g.*, *Typha* spp., *Scirpus* spp., *Phragmites* spp. y *Carex* spp.). La Figura 1 muestra

un resumen de las configuraciones de mayor implementación de SHA para el tratamiento de aguas residuales.

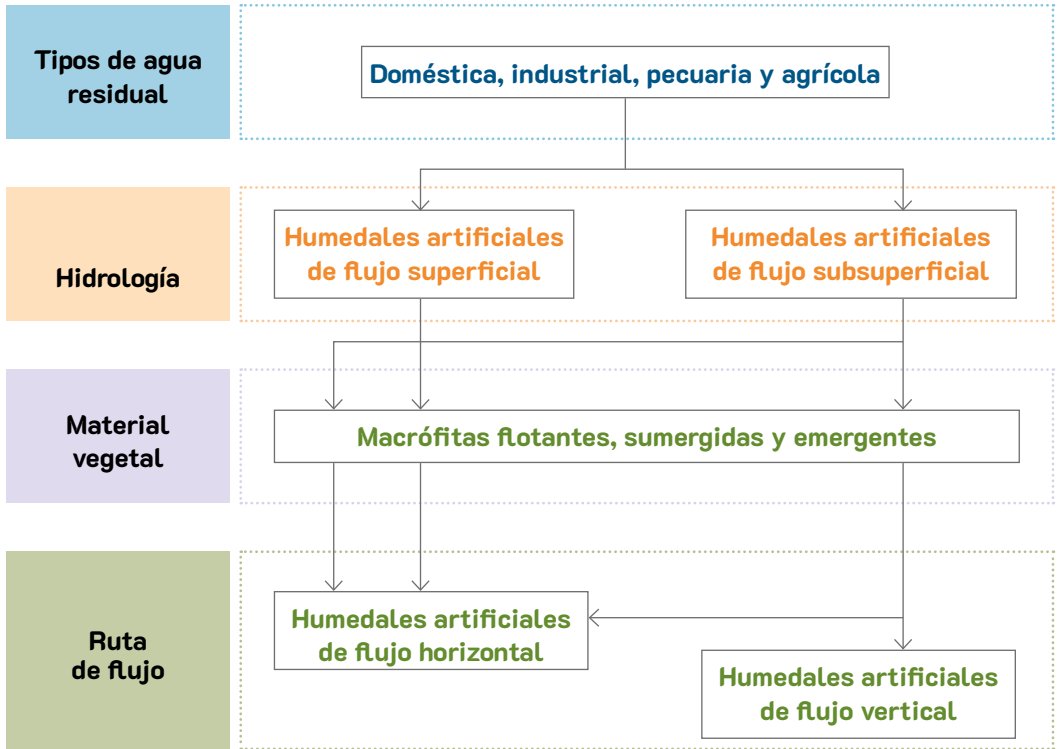


Figura 1. Clasificación de los sistemas de humedales artificiales para el tratamiento de efluentes líquidos. Adaptado de Wallace y Knight (2006).

A continuación, se presenta una descripción general y las características más relevantes de los SHA de distinta configuración hidráulica.

1.1. Humedales artificiales de flujo superficial (HAFS)

En cuanto a apariencia y función, los HAFS son semejantes a los humedales que se encuentran de manera habitual en la naturaleza, en lo que concierne a la combinación entre material vegetal flotante, sumergido y emergente, espejos de agua y cambios en la profundidad del estanque (Fonder & Headley, 2013). La Figura 2 ilustra un esquema simplificado de este tipo de humedales. La profundidad de las zonas plantadas con plantas macrófitas en los HAFS no debe superar los 0,75 m, mientras que las zonas determinadas para tener espejos de agua pueden superar los

1,2 m de profundidad (United States Environmental Protection Agency [U.S. EPA], 2000a; Vymazal, 2010).

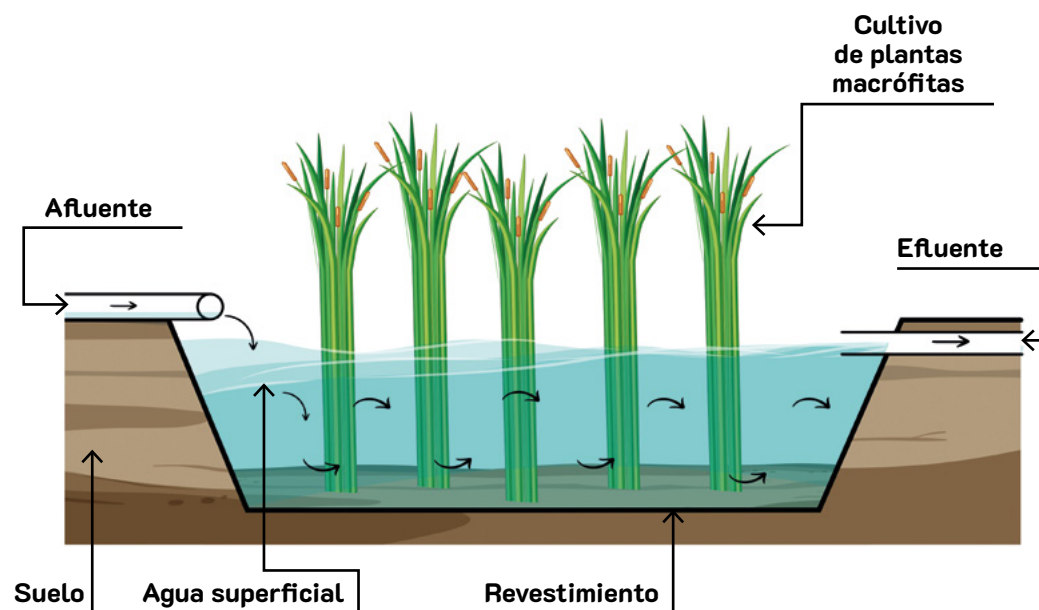


Figura 2. Diagrama esquemático de un humedal artificial de flujo superficial (HAFS).

En el fondo de los HAFS hay una capa de suelo entre 0,2 y 0,3 m de espesor, en la que las plantas macrófitas pueden enraizar (U.S. EPA, 2000a). Sobre dicha capa de suelo se establece la profundidad del cuerpo de agua que se pretende tratar de acuerdo con las especificaciones deseadas (espejo de agua o zona plantada). Cabe destacar que las plantas macrófitas emergentes rara vez se adaptan o toleran profundidades mayores a 0,6 m, por lo que se hace necesario considerar dicha limitante durante el diseño y la construcción de este tipo de humedales (Wu *et al.*, 2015b). Por lo general, la vegetación en los HAFS puede abarcar más del 50 % del área superficial del sistema (Ghimire *et al.*, 2019).

1.1.1. Humedales artificiales de flujo superficial libre (HAFSL)

Pertencen al grupo de humedales artificiales de flujo superficial (Zhao *et al.*, 2020). Consisten en estanques, pozos o canales que albergan plantas macrófitas flotantes no enraizadas (Figura 3). Las plantas macrófitas flotantes son especies vegetales típicas en humedales naturales, cuyas raíces no requieren estar soportadas sobre un lecho o sustrato fijo, ya que mantienen sus órganos asimiladores flotando sobre la superficie

del cuerpo de agua y su manto radicular en contacto directo con el agua en tratamiento (Valipour & Ahn, 2016).

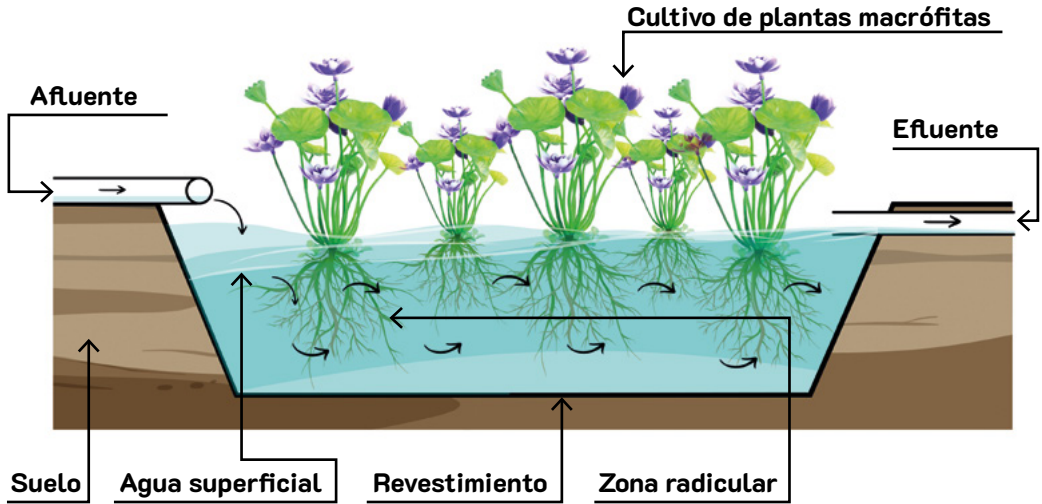


Figura 3. Diagrama esquemático de un humedal artificial de flujo superficial libre (HAFSL).

Durante su desarrollo, las plantas macrófitas flotantes absorben e incorporan nutrientes en sus tejidos a través de las raíces; a su vez, el sistema radicular funciona como un biofiltro y un lecho de fijación para los microorganismos que promueven la asimilación de nutrientes por medio de procesos bioquímicos que incluyen la nitrificación y la desnitrificación (Ting *et al.*, 2018). De acuerdo con Delgadillo *et al.* (2010), la profundidad de los HAFSL puede variar entre 0,4 y 1,5 m. Por otro lado, en virtud de que las plantas macrófitas flotantes en los HAFSL no requieren de un sustrato granular de fijación, la construcción de este tipo de sistemas puede resultar más económica que la de otros SHA; así mismo, el desempeño hidráulico de los HAFSL se facilita al no existir resistencia al flujo del agua por la presencia o la colmatación de los lechos granulares, un problema común en humedales artificiales como los de flujo subsuperficial (Wang *et al.*, 2021).

1.2. Humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HAFSSH)

Los HAFSSH son sistemas biológicos conformados por un canal o estanque que contiene un lecho granular donde enraízan plantas macrófitas y, mediante el cual,

distintos tipos de aguas residuales pueden ser depuradas de cierta cantidad de contaminantes (Wang *et al.*, 2020). En estos sistemas, el agua residual fluye lentamente de manera horizontal desde la entrada y a través de un medio poroso en el que se ha establecido el sistema radicular de un mono o policultivo de plantas macrófitas enraizadas, hasta una estructura que tiene como propósito recolectar y regular el caudal de los efluentes tratados (Figura 4). Los HAFSSH pueden tener una profundidad que varíe entre 0,3 y 1,0 m, aunque un valor de 0,5 m resulta ser común en este tipo de sistemas para el tratamiento de aguas residuales agrícolas (Caselles-Osorio *et al.*, 2017; Chen *et al.*, 2012; Zhu *et al.*, 2014).

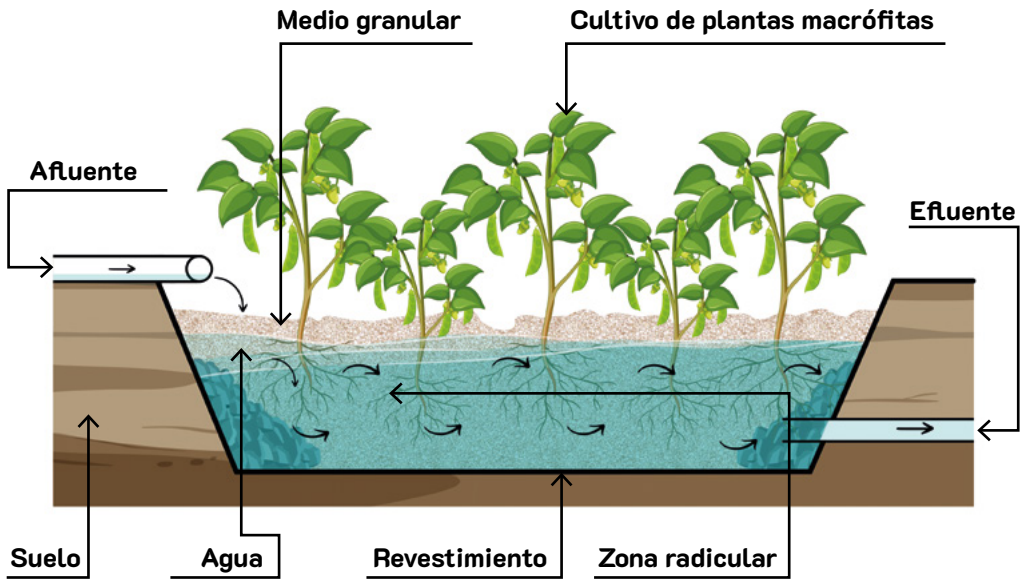


Figura 4. Diagrama esquemático de un humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal (HAFSSH).

Como lecho granular suele utilizarse arena gruesa con un diámetro $D_{10} = 2 \text{ mm}$, hasta grava gruesa con un diámetro de $D_{10} = 128 \text{ mm}$ (Crites *et al.*, 2006). De conformidad con lo establecido en el manual de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, el tamaño del medio granular en sistemas de HAFSSH para el tratamiento de aguas residuales puede presentar una variación entre 1 y 8 mm, debe tener una conductividad hidráulica entre $4,9 \times 10^{-3}$ y $5,8 \times 10^{-3} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ y una pendiente de fondo que puede variar entre 0,5 y 1,0 % (U.S. EPA, 2000b).

1.3 Humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical (HAFSSV)

Los HAFSSV (Figura 5) son lechos biológicos filtrantes implementados para el tratamiento de aguas residuales, que logran la remoción de contaminantes en efluentes líquidos gracias a la interacción biológica entre plantas macrófitas enraizadas y microorganismos, y por el efecto de factores físicos, como la sedimentación y la precipitación (Jia *et al.*, 2018; Paing *et al.*, 2015). En este tipo de sistemas, el agua residual es vertida sobre el humedal desde un punto más alto que el de la superficie, por medio de un sistema mecánico para la dosificación de los efluentes que son objeto de tratamiento (Wu *et al.*, 2016). Luego, el agua residual dosificada intermitentemente fluye de manera vertical a través de un manto de raíces filtrante hasta el fondo del sistema, para posteriormente ser evacuada por medio de un sistema de drenaje (Zhu *et al.*, 2021).

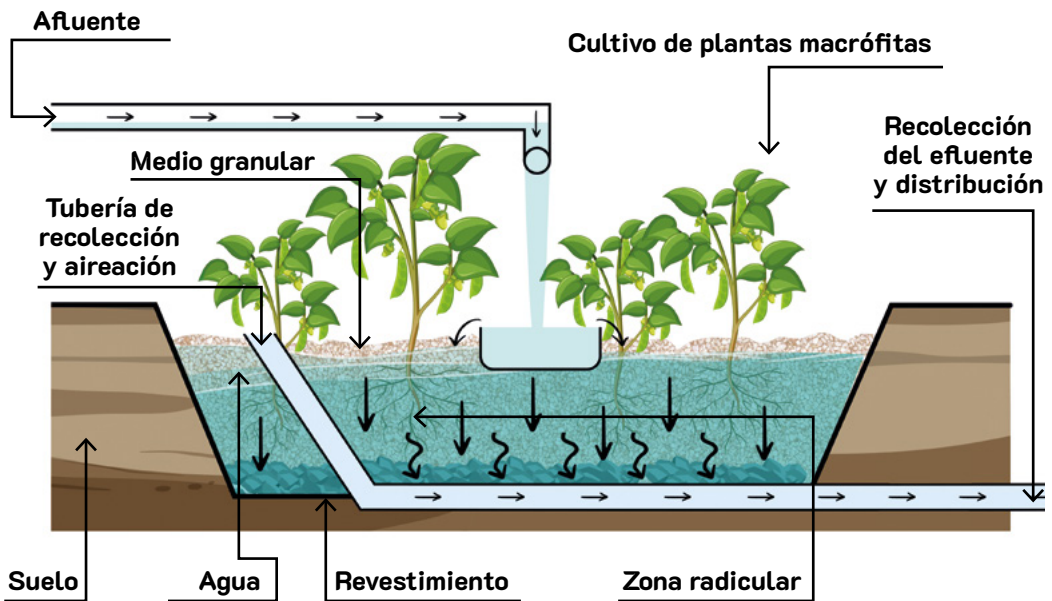


Figura 5. Diagrama esquemático de un humedal artificial de flujo subsuperficial vertical (HAFSSV).

En este tipo de sistemas biológicos, el medio filtrante retiene los sólidos, fija los cúmulos bacterianos y sirve de lecho para las plantas macrófitas; además, parte del contenido de iones y de materia orgánica presente en las aguas residuales es absorbido y/o degradado por las poblaciones bacterianas, o sedimentado por acción de la gra-

vedad (Nivala *et al.*, 2019; Tsihrintzis, 2017). La profundidad media de los HAFSSV oscila en un rango de 0,8-1,0 m (Kantawanichkul *et al.*, 2009; Luederitz *et al.*, 2001; Paing *et al.*, 2015).

2. Especies de plantas macrófitas acuáticas empleadas de manera regular en sistemas de humedales artificiales

En los humedales artificiales se presenta una interacción entre el agua que se va a tratar y el suelo, las plantas, los microorganismos y la atmósfera. En estos sistemas intervienen muchos de los procesos utilizados en las plantas de tratamiento convencional, tanto físicos como químicos y biológicos (sedimentación, filtración, transferencia de gases, absorción, intercambio iónico, precipitación química, oxidación y reducción química, y conversión y descomposición biológica). Igualmente, ocurren procesos propios de los sistemas de tratamiento natural, como la fotosíntesis, la fotooxidación y la asimilación por parte de las plantas (Metcalf & Eddy, 1995).

En los humedales artificiales, la depuración se basa en procesos naturales de tipo microbiológico, biológico, físico y químico, relacionados con el tipo de organismos presentes en los mismos. Se considera que las reacciones biológicas se deben a la actividad de los microorganismos adheridos a las superficies disponibles en el sustrato sumergido. En el caso de los humedales de flujo libre, estos sustratos son las porciones sumergidas de las plantas vivas, los detritos vegetales y la capa béntica del suelo. En humedales de flujo subsuperficial, el sustrato sumergido disponible incluye las raíces de las plantas que crecen en el sistema y la propia superficie del medio. Dado que el área de sustrato en un humedal de flujo subsuperficial puede sobrepasar por mucho el sustrato disponible en humedales de flujo libre, las tasas de reacción microbiana pueden ser mayores que las de humedales de flujo libre para muchos contaminantes (U.S. EPA, 2000c).

En el balance global de los efectos que ocasiona la vegetación en los humedales artificiales, los procesos físicos suponen la acción más importante de las plantas para la eficacia depuradora del sistema. En primer lugar, las especies macrófitas pueden ejercer funciones de desbaste, al retener los sólidos gruesos arrastrados por el agua residual. También, al actuar como barrera física para el flujo del agua residual, reducen la velocidad del influente (caudal de agua que circula en el interior del humedal), lo que

favorece la sedimentación de partículas en suspensión. Por otro lado, las partes de las plantas que están en contacto con el influente funcionan como soporte pasivo de microorganismos y generan en sus proximidades ambientes propicios para el desarrollo de estos; es decir, las plantas crean una enorme área superficial para el desarrollo de biopelículas, en las que crecen bacterias, protozoos y algas microscópicas. Con respecto a las funciones que desempeñan activamente las plantas en los humedales artificiales, hay que destacar el intercambio gaseoso que sucede desde las hojas hacia la zona radical en contacto con el agua residual, pues esta acción favorece la degradación de la materia orgánica del entorno de las raíces por medio de los microorganismos que viven asociados al sistema radical de la planta (Fernández González *et al.*, 2004).

A continuación, se describen las principales características de algunas de las especies de plantas macrófitas acuáticas utilizadas con mayor frecuencia en sistemas de humedales artificiales para el postratamiento de aguas residuales, tanto domésticas, como agrícolas e industriales.

2.1. Jacinto de agua [*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms]

Eichhornia crassipes (Figura 6) es una planta de la familia Pontederiaceae que flota sobre la superficie de arroyos y lagos de agua dulce; se considera libre, ya que sus



Figura 6. Inflorescencia de *Eichhornia crassipes*. Foto: Samuel Antonio Castañeda, Cenicafé.

raíces no están fijadas a ningún sustrato. Posee una raíz de tipo plumosa, fibrosa y con muchas ramificaciones. El tallo es delgado, de donde parten los peciolos, los cuales son esponjosos e inflados y se encuentran rodeándolo. Las hojas son lobuladas de un color verde que se caracteriza por ser muy brillante (Weldon, 1973, citado por Olgún *et al.*, 1994). Tiene flores de color malva a casi violeta. Se propaga rápidamente por medios vegetativos. Cada planta produce estolones en cuyos extremos se forman nuevas plántulas. Su proceso de desarrollo y multiplicación le permite cubrir rápidamente amplias extensiones de agua (Stanley, 1982).

Por lo general, el jacinto de agua crece en el agua dulce estancada o de movimiento lento, de ríos, arroyos y represas. A veces enraíza en lodo al bajar el nivel del agua y persiste por algún tiempo. No tolera agua altamente salobre. Crece en aguas blandas o medianamente duras, a una temperatura de entre 20 y 30 °C, y con luz natural (Stanley, 1982). Debido a la sensibilidad que tienen los jacintos de agua a las bajas temperaturas, su uso se limita a regiones con temperaturas templadas y cálidas. Los jacintos pueden tolerar temperaturas del agua de hasta 10 °C. En lugares con grandes variaciones climáticas puede ser más adecuado tener sistemas combinados de jacintos con otras plantas acuáticas (Crites *et al.*, 2000).

Los jacintos forman masas de vegetación densa que puede obstruir los cursos de agua (Stanley, 1982), lo que hace necesario implementar métodos de control químicos o mecánicos para limitar su propagación. Existen varios estudios sobre la remoción de nutrientes de las aguas residuales por parte del jacinto con valores que, dependiendo de las condiciones de cultivo, han variado entre 1.980 kg N · (ha · año)⁻¹ y 322 kg P · (ha · año)⁻¹ hasta 7.887 kg N · (ha · año)⁻¹ y 1.978 kg P · (ha · año)⁻¹ (Olgún *et al.*, 1994).

2.2. Lechuga de agua (*Pistia stratiotes* L.)

Pistia stratiotes (Figura 7) es una planta perenne de flotación libre de la familia Araceae, identificable por la roseta de hojas rizadas de color gris-verde en forma de abanico, que es más espesa y esponjosa en la base, y puede alcanzar los 15 cm (Stanley, 1982). También se le conoce como lechuguilla de agua y repollito de agua, y es la única especie que conforma el género *Pistia*. Sus raíces son numerosas y densas, y pueden colgar entre 50 y 80 cm por debajo de la superficie del agua. Sus flores son pequeñas y consisten en varias flores masculinas cerca de la punta y una flor femenina en la base (Thayer *et al.*, 2022).



Figura 7. *Pistia stratiotes*. Foto: Samuel Antonio Castañeda, Genicafé.

La lechuga de agua se desarrolla en aguas dulces estancadas o en corrientes lentas de agua de represas, arroyos y ríos. Crece en aguas blandas o semiduras, a temperaturas entre los 15 y 35 °C, y lo hace de manera óptima en el rango entre los 22 y 30 °C, en aguas ligeramente ácidas (pH entre 6,5 y 7,2) con luz superior intensa (Stanley, 1982). Al igual que el jacinto de agua, la lechuguilla de agua produce estolones cortos que dan origen a nuevas plantas.

La lechuga de agua puede cubrir grandes extensiones, lo que podría perjudicar la navegación, reducir la penetración de la luz y afectar el movimiento del agua; además, puede contaminar el agua al enraizar (Stanley, 1982). Adicionalmente, es el medio preferido que se conoce para la propagación de mosquitos del género *Mansonia*, los cuales son vectores de la encefalitis venezolana. No obstante, en la práctica, debido al mejoramiento de la calidad del agua que producen las plantas, también favorece las condiciones para la propagación de muchas especies de pequeños peces que comen larvas de mosquitos (Lord, 1982).

Algunos de los trabajos de investigación relacionados con la utilización de *P. stratiotes* en el tratamiento de aguas residuales son: Reddy y DeBusk (1985a), quienes evaluaron, a escala de microcosmos, la remoción de N y de P por parte de *P. stratiotes* de aguas enriquecidas con estos nutrientes; Rodríguez-Valencia (2009) estudió el desempeño de *P. stratiotes*, a escala de laboratorio, en el postratamiento de las aguas

residuales de la producción de café; Jing *et al.* (2002) utilizaron *P. stratiotes* en el tratamiento de un agua residual sintética (simulando un agua residual doméstica) a escala de laboratorio; Sooknah y Wilkie (2004) analizaron la remoción de nutrimentos, por parte de la lechuga, de efluentes provenientes de la digestión anaerobia de excretas de vacuno.

2.3. Enea (*Typha angustifolia* L.)

Typha (en español, totora, espadaña, anea o enea) (Figura 8) es el nombre de un taxón de plantas asignado a la categoría taxonómica de género de la familia Typhaceae, de características morfológicas bastante homogéneas. Son plantas acuáticas con sistema radical arraigado en el fondo del humedal y estructura vegetativa que emerge por encima de la lámina de agua. Son plantas herbáceas perennes, erectas, de gran desarrollo, que pueden alcanzar más de 3 m de altura. Las hojas de las eneas están dispuestas de manera que forman un denso grupo desde la parte basal de la planta, ya que están envainadas unas con otras; son planas, pero gruesas y esponjosas; al seccionarlas transversalmente se observan numerosos canales aeríferos. En las eneas, las flores se agrupan densamente en inflorescencias unisexuales (del tipo espiga compuesta) (Fernández González *et al.*, 2004).



Figura 8. Planta e inflorescencia de *Typha angustifolia*. Foto: Samuel Antonio Castañeda, Cenicafé.

Las tifáceas están ampliamente distribuidas en todo el mundo. La *Typha latifolia* se encuentra en todas las regiones templadas del hemisferio norte; la *Typha angustifolia*, también cosmopolita, no soporta mucho el frío y, por ello, no se extiende tanto

hacia el norte. Las especies restantes tienen una expansión más limitada. Para su crecimiento requiere un medio con un pH entre 4 y 10; no es una planta de sombra; presenta una tolerancia media a la salinidad ($15-30 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$) (Reed *et al.*, 1998), y alta frente a condiciones anaerobias, y soporta un amplio rango de temperaturas ($10-30 \text{ }^\circ\text{C}$) (Lara, 1999). Su crecimiento es rápido y lo realiza a través de los rizomas que se prolongan lateralmente, con lo cual alcanza un cubrimiento denso en menos de un año con plantas sembradas cada 0,6 m. La penetración de las raíces es poco profunda en grava (0,3 m) y el rendimiento anual de la biomasa es cercano a 30 toneladas por hectárea en base seca. Debe permanecer inundada por encima de 0,3 m, pero puede tolerar sequía. Es comúnmente utilizada en muchos humedales de flujo libre y flujo subsuperficial (Reed *et al.*, 1998).

Algunos de los trabajos de investigación relacionados con el empleo de tifáceas en el tratamiento de aguas residuales fueron realizados por Ansola y De Luis (1994), quienes estudiaron los contenidos NPK en los tejidos de *T. angustifolia* utilizada para el tratamiento de aguas residuales domésticas en León (España); Williams *et al.* (1999) al evaluar en la zona cafetera de Colombia un sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas usando *T. angustifolia* en humedales de flujo subsuperficial, y Zúñiga *et al.* (2003), quienes analizaron el desempeño de *T. latifolia* en humedales de flujo subsuperficial para la depuración de aguas residuales domésticas en Chile.

2.4. Oreja de agua (*Salvinia auriculata* complex)

Las *salvinias* (Figura 9) comprenden cerca de 12 especies y están ampliamente distribuidas en regiones cálidas del mundo. Crecen en aguas estancadas con aporte de materia orgánica, en asociación con otras plantas. Se caracterizan por ser vegetación flotante, poseen hojas dimorfas solitarias o en grupos, y miden de 10 a 16 mm de largo. Las hojas flotantes son fotosintéticas provistas de pelos secos en la superficie axial y pelos húmedos en la base. Su crecimiento es rápido y la fragmentación ocurre fácilmente, lo que favorece su amplia extensión (Cook, 1974, citado por Olgún *et al.*, 1994).

El complejo *Salvinia auriculata* es un grupo de cuatro especies similares que tienen como característica particular la presencia de un órgano sumergido con eje primario aparente, simple o ramificado, o sin él, con uno a varios ejes fértiles. Las especies que forman parte de este complejo son *S. auriculata* Aublet, *S. molesta* D.S. Mitchell, *S.*



Figura 9. *Salvinia auriculata*. Foto: Samuel Antonio Castañeda, Cenicafé.

herzogii de la Sota y *S. biloba* Raddi. Las hojas de las especies *S. auriculata*, *S. herzogii* y *S. biloba* usualmente están en el rango de 1,5 a 2,0 cm de largo y de 1,8 a 2,5 cm de ancho; las de *S. molesta* son mayores y potencialmente alcanzan entre los 4 cm de largo y los 5 cm de ancho en la madurez (Richerson & Jacono, 2005).

La salvinia crece en aguas no muy duras, a una temperatura entre 18 y 28 °C, con exposición a luz natural o artificial clara, y demuestra ser tolerante a las heladas, pero no resiste la formación de hielo en la superficie del agua. En aguas templadas con alto contenido de elementos nutritivos, el desarrollo de la salvinia sucede rápidamente y en poco tiempo una densa vegetación puede cubrir la superficie del agua por completo.

Algunos de los trabajos de investigación relacionados con la utilización de *Salvinia* spp. en el tratamiento de aguas residuales son: Reddy y DeBusk (1985a), quienes analizaron, a escala de microcosmos, la remoción de N y P por parte de *S. rotundifolia* en aguas enriquecidas con estos elementos; Rodríguez-Valencia (2009) reporta la utilización de *S. auriculata* en microcosmos, en el postratamiento de las aguas residuales de la producción de café; Nichols *et al.* (2000) evaluaron el comportamiento de *S. minima* en aguas con diferentes concentraciones de cromo (Cr); Olguín *et al.* (2003) estudiaron el desempeño de *S. minima* en la remoción de N y P de efluentes de aguas residuales de producción de café, tratadas anaerobiamente.



CAPÍTULO II

Diseño, construcción, operación y mantenimiento de humedales artificiales

1. Diseño de humedales artificiales

El proceso de diseño de humedales artificiales para el tratamiento terciario de EPB se basa en conceptos hidráulicos, microbiológicos y biológicos, con el fin de simular y controlar los procesos de depuración físicos, químicos y biológicos que ocurren en los humedales naturales. De acuerdo con Crites *et al.* (2002), la eficiencia de remoción por parte de los humedales naturales, para tratar aguas residuales, oscila en un rango de 70-96 % para la DBO_5 , 60-90 % para los SST y 40-90 % para el NT.

Para calcular el área efectiva de tratamiento y determinar el tiempo de residencia en el humedal del agua que se va a tratar, con el fin de obtener un efluente con las características de calidad buscadas, se emplean diferentes ecuaciones de diseño generadas por diversos autores en sus investigaciones. Dichas ecuaciones incluyen algunos parámetros cinéticos (velocidad de reacción), los cuales se deben obtener experimentalmente y, en caso de no tenerlos, se pueden tomar los generados en los diversos trabajos realizados por investigadores a escala de planta piloto y a escala de campo, y que se encuentran publicados en literatura especializada.

Las ecuaciones de diseño utilizadas en los humedales artificiales suponen que estos sistemas se comportan como reactores de flujo ideal en pistón, dentro de los cuales los contaminantes se degradan mediante la implementación de modelos cinéticos de primer orden.

Las características de calidad que debe tener el agua residual tratada están establecidas en la normativa colombiana, según la disposición final que se le dará al recurso. Para el reúso de las aguas residuales tratadas se debe cumplir lo exigido en la Resolución 1256 de 2021 (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible [MADS], 2021); para vertimientos a cuerpos de agua es fundamental acatar lo reglamentado en la Resolución 631 de 2015 (MADS, 2015) y para vertimientos al suelo, lo establecido en el Decreto 50 de 2018 (MADS, 2018).

1.1. Procedimiento para el diseño de humedales artificiales

Para el diseño de HAFSL y HAFSSH, Crites *et al.* (2000) recomiendan los siguientes pasos:

- Determinar los requerimientos limitantes del efluente para DBO_5 , SST, NT y PT.
- Seleccionar la constante apropiada y correcta de la tasa de remoción de los contaminantes en función de la temperatura.
- Asumir una cinética de primer orden, suponer un flujo ideal de pistón y calcular el tiempo de retención para obtener el nivel deseado de remoción de la DBO_5 .
- Si la DBO_5 y los SST son los únicos parámetros que es preciso remover, se debe verificar la tasa de carga orgánica y seleccionar la mayor de las dos áreas de tratamiento calculadas.
- Establecer el tiempo de retención requerido para la remoción de NT.
- Para el diseño, seleccionar el mayor tiempo de retención, con base en los parámetros limitantes del mismo.
- Definir el área necesaria. Aumentar el valor del área entre 15 y 25 % como factor de seguridad.
- Para los HAFSL, mediante la ley de Darcy, calcular el área de la sección transversal necesaria para el flujo.
- Con previo conocimiento del área de la sección transversal, calcular el ancho al dividir el área por la profundidad.
- Para los HAFSL y HAFSSH, calcular la longitud del lecho, de manera que tenga el área superficial necesaria.
- Verificar las dimensiones razonables del lecho. La relación ancho a longitud puede variar de 1:2 hasta 1:4. Ajustar la longitud o el ancho tanto como sea necesario, según las limitaciones del lugar.
- Comprobar las pérdidas por fricción para asegurar una cabeza hidráulica entre la entrada del afluente y la salida del efluente.

1.2. Diseño de humedales artificiales de flujo superficial libre (HAFSL) y de flujo subsuperficial horizontal (HAFSSH)

Los sistemas de plantas acuáticas flotantes son, conceptualmente, similares a los humedales artificiales de flujo superficial libre (HAFSL), excepto por el hecho de que se emplean especies de plantas flotantes, como el jacinto de agua, la lechuga, la oreja, el helecho y la lenteja de agua, entre otras, por lo que las ecuaciones de diseño para estos sistemas son las mismas que se usan para los humedales artificiales de flujo superficial libre. Para el caso de las especies emergentes sembradas sobre un lecho de grava (enea, heliconia, papiro, pasto elefante, pasto vetiver, entre otras), se utilizan las mismas ecuaciones de diseño que se presentan para los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (Metcalf & Eddy, 1995).

Área superficial de tratamiento: se refiere al área, sobre la superficie del terreno, necesaria para la construcción del humedal. Para su determinación, se aplica un método que incluye la cinética del proceso de tratamiento (Ecuación 1) (Crites *et al.*, 2002; Crites *et al.*, 2006).

Ecuación 1

$$A_s = L \cdot W = \left[\frac{Q \cdot \ln \left(\frac{C_o}{C_e} \right)}{K_T \cdot d \cdot n} \right]$$

Donde:

A_s = área superficial necesaria dada en m^2 .

L = longitud del humedal expresada en m.

W = ancho del humedal expresado en m.

Q = caudal medio que circula a través del humedal, $m^3 \cdot d^{-1} = (Q_e + Q_s) \cdot 2^{-1}$.

C_e = concentración del contaminante en el efluente (salida del humedal), $mg \cdot L^{-1}$.

C_o = concentración del contaminante en el afluente (ingreso en el humedal), $mg \cdot L^{-1}$.

K_T = constante de velocidad de primer orden según la temperatura, d^{-1} . El valor de K_T depende del contaminante que se busca eliminar (DBO_5 , SST, NT, PT, coliformes, entre otros) y de la temperatura a la que se realiza el proceso de tratamiento.

$K_T = K_{20} (\Theta)^{(T-20)}$, siendo K_{20} la constante de velocidad a 20 °C; Θ , el coeficiente de temperatura a 20 °C y T , la temperatura media del agua residual en el humedal durante el proceso de depuración, expresada en °C. Sus valores se presentan en la Tabla 2.

Tabla 2. Valores de la constante de velocidad y temperatura, para diversos contaminantes.*

Contaminante	Tipo de humedal	Θ	$K_{20} (d^{-1})$	Referencia
DBO ₅	HAFSL	1,100	0,0057	Crites <i>et al.</i> (2002)
DBO ₅	HAFSL. Vegetación escasa †	1,060	0,149	Rodríguez-Valencia (2009)
DBO ₅	HAFSL. Vegetación escasa	1,090	0,150	Crites <i>et al.</i> (2006)
DBO ₅	HAFSL. Vegetación densa ††	1,060	0,486	Rodríguez (2010)
DBO ₅	HAFSL. Vegetación densa	1,060	0,678	Crites <i>et al.</i> (2006)
DBO ₅	HAFSSH. Vegetación densa	1,060	0,906	Rodríguez (2010)
DBO ₅	HAFSSH. Vegetación densa	1,060	1,100	Crites <i>et al.</i> (2006)
DBO ₅	HAFSSH. Vegetación densa	1,060	1,100	Crites <i>et al.</i> (2006)
DBO ₅	HAFSSH. Vegetación densa	1,060	1,104	Recomendado por U.S. EPA, citado por Crites <i>et al.</i> (2006)
N-NH ₃	HAFSL	1,048	0,219	Crites <i>et al.</i> (2006)
Coliformes	HAFSL	1,190	2,600	Crites <i>et al.</i> (2006)

* El modelamiento de la remoción de la DBO₅ y de los SST es muy complicado en sistemas acuáticos de tratamiento, ya que se trata de constituyentes aglomerados con partículas de diferentes tamaños. La DBO₅ del afluente puede estar en forma soluble, coloidal y particulada, y su remoción puede ocurrir por mecanismos biológicos en condiciones aerobias, anóxicas y anaerobias, o mediante procesos físicos, como la floculación y sedimentación. Como consecuencia de lo anterior, el valor de la constante de la tasa de remoción dependerá de la distribución de la DBO entre las tres fracciones. Por lo tanto, las constantes de la tasa de remoción que se usan en el diseño de sistemas acuáticos de tratamiento son constantes globales de la tasa de remoción y deben ser modificadas para reflejar la naturaleza de la DBO en aplicaciones específicas (Crites *et al.*, 2000).

† Vegetación escasa: cuando la vegetación presente ocupa menos del 25 % del espejo de agua.

†† Vegetación densa: cuando la vegetación presente ocupa más del 75 % del espejo de agua.

Según Crites *et al.* (2002), K_{20} depende de la porosidad del medio, la cual puede variar entre 1,84 para arena media y 0,86 si la arena es gravosa. Sus valores están registrados en la Tabla 3.

d = profundidad del agua en el humedal, medida en m.

n = porosidad o espacio utilizado por el agua para fluir a través del humedal.

En los humedales artificiales de flujo superficial libre (HAFSL) la vegetación, los sólidos sedimentados y las plantas secas ocupan un espacio en la columna de agua, mientras que en los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HAFSSH) el medio, las raíces de las plantas y otros sólidos hacen lo mismo, lo que reduce, de este modo, el espacio disponible para el agua (U.S. EPA, 2000c). Sus valores se presentan en la Tabla 4.

Tabla 3. Porosidad, conductividad hidráulica y K_{20} de algunos medios de empaque en humedales de flujo subsuperficial. Fuente: Crites *et al.* (2002).

Tipo de medio	Tamaño efectivo D_{10}^* (mm)	Porosidad, n (%)	Conductividad hidráulica, K_s ($m^3 \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$)	K_{20}
Arena media	1	0,42	420	1,84
Arena gruesa	2	0,39	480	1,35
Arena gravosa	8	0,35	500	0,86

* Diámetro de una partícula en una distribución de peso de partículas que es más pequeña que todas, menos el 10 % de las partículas.

Tabla 4. Valores de porosidad (n) en humedales artificiales de flujo superficial.*

Característica del humedal	Valor	Referencia
Sin vegetación	1,0	U.S. EPA (2000c)
Completamente colonizado por la vegetación	0,65-0,75	U.S. EPA (2000c)
Con vegetación completamente densa (0,65) hasta vegetación menos madura (0,75)	0,65-0,75	Reed <i>et al.</i> , 1995, citados por U.S. EPA (2000c)
Con vegetación poco densa	0,95-1,0	Kadlec y Knight, 1996, citados por U.S. EPA (2000c)
Con vegetación madura	0,75	Gearheart, 1997, citado por U.S. EPA (2000c)

*Para el diseño hidrológico se puede utilizar un valor de porosidad promedio basado en el porcentaje de cubrimiento por la vegetación; por ejemplo, un humedal con el 50 % del espejo de agua sin plantas emergentes tendría un $n = 1,0$ para el 50 % sin vegetación, y si tuviera un 50 % de cubrimiento con vegetación emergente, tendría un $n = 0,75$ para ese 50 %. El promedio sería $n = 0,875$ (U.S. EPA, 2000c).

La porosidad del medio de empaque varía entre 0,28 y 0,45. En la Tabla 5 se indican las condiciones de los medios normalmente empleados en HAFSSH, según Reed *et al.* (1998).

Tabla 5. Características típicas del medio en humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal. Fuente: Reed *et al.* (1998).

Tipo de medio	Tamaño efectivo D_{10}^* (mm)	Porosidad, n (%)	Conductividad hidráulica, K_s ($m^3 \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$)
Arena gruesa	2	28-32	100-1.000
Arena con grava	8	30-35	500-5.000
Grava fina	16	35-38	1.000-10.000
Grava mediana	32	36-40	10.000-50.000
Roca triturada	128	38-45	50.000-250.000

*Diámetro de una partícula en una distribución de peso de partículas que es más pequeña que todas, menos el 10 % de las partículas.

Área transversal: se refiere al área del humedal perpendicular a la dirección del flujo. Se determina a partir de la Ecuación 2 (Crites *et al.*, 2002).

Ecuación 2

$$A_c = \left[\frac{Q}{K_s \cdot S} \right]$$

Donde:

A_c = área transversal, dada en m^2 .

Q = caudal medio que circula a través del sistema, en $m^3 \cdot d^{-1} = (Q_e + Q_s) \cdot 2^{-1}$.

K_s = conductividad hidráulica del medio, en $m^3 \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$.

S = pendiente del depósito, en $m \cdot m^{-1}$ (como fracción).

Para los HAFSSH, la velocidad de flujo $K_s \cdot S$ se debe limitar a $6,8 m \cdot d^{-1}$, con el fin de minimizar el arrastre localizado de películas biológicas (Metcalf & Eddy, 1995).

Mediante la ecuación de Ergun es posible relacionar la porosidad (n) con la conductividad hidráulica (K_s), para gravas gruesas o rocas.

$K_s = n^{3,7}$ (válido para diseños preliminares) (Reed *et al.*, 1998).

Ancho del estanque (W): se calcula a partir de la Ecuación 3 (Crites *et al.*, 2002).

Ecuación 3

$$W = \left(\frac{A_c}{d} \right)$$

Donde:

W = ancho del humedal, dado en m.

A_c = área transversal, expresada en m^2 .

d = profundidad del agua en el humedal, suministrada en m.

Tiempo de retención hidráulica: se refiere al tiempo que debe permanecer el agua residual en el humedal para alcanzar el grado de depuración necesario.

Para la determinación del tiempo de retención hidráulica en humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HAFSSH), diseñados para la eliminación de DBO, se ha propuesto un modelo que asume el flujo ideal de pistón (Ecuación 4) (Reed *et al.*, 1998).

Ecuación 4

$$\frac{C_e}{C_o} = \exp[-K_T \cdot TRH]$$

Donde:

C_e = concentración del contaminante en el efluente, $mg \cdot L^{-1}$.

C_o = concentración del contaminante en el afluente, $mg \cdot L^{-1}$.

K_T = constante de velocidad de primer orden dependiente de la temperatura, expresada en d^{-1} .

$K_T = K_{20}(1,06)^{(T-20)}$, T dada en $^{\circ}C$, y $K_{20} = 1,1 d^{-1}$ (Crites *et al.*, 2006) para DBO_5 .

TRH = tiempo de retención hidráulica, expresada en días.

Para los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HAFSSH), el tiempo de retención hidráulica es función de la conductividad hidráulica del medio y de la longitud del depósito, y se expresa de acuerdo con la Ecuación 5 (Reed *et al.*, 1998).

Ecuación 5

$$TRH = \left[\frac{L}{K_s \cdot S} \right]$$

Donde:

TRH = tiempo de retención hidráulica, expresado en d, para HAFSSH.

L = longitud del humedal, dada en m.

K_s = conductividad hidráulica, suministrada en $m^3 \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$.

S = pendiente del depósito, en $m \cdot m^{-1}$.

El tiempo de retención hidráulica se puede expresar en función del caudal de diseño y de la geometría del sistema, mediante la Ecuación 6 (Crites *et al.*, 2002).

Ecuación 6

$$TRH = \left[\frac{L \cdot W \cdot n \cdot d}{Q} \right]$$

Donde:

TRH = tiempo de retención hidráulica, expresado en d, para HAFSL, o tiempo de retención en los huecos intersticiales, dado en días, para HAFSSH.

L = longitud del humedal, expresada en m.

Q = caudal medio que circula a través del sistema, en $m^3 \cdot d^{-1} = (Q_e + Q_s) \cdot 2^{-1}$.

W = ancho del humedal, dado en m.

d = profundidad del agua en el humedal, suministrada en m.

n = porosidad o espacio utilizado por el agua para fluir por el humedal.

En un humedal artificial de flujo superficial libre (HAFSL), una porción del volumen disponible estará ocupado por la vegetación; por lo tanto, el tiempo de retención real será una función de la porosidad (n), la cual puede ser definida como el área de sección transversal restante disponible para el flujo.

La porosidad se puede calcular a partir de la Ecuación 7 (Crites *et al.*, 2002).

Ecuación 7

$$n = \frac{V_v}{V_T}$$

Donde:

n = porosidad.

V_v = volumen de espacios.

V_T = volumen total.

Para el diseño de humedales artificiales de flujo superficial libre (HAFSL), concebidos para la eliminación de la carga orgánica como DBO, el tiempo de retención necesario se puede estimar al aplicar la Ecuación 8, la cual asume un modelo de eliminación de primer orden (Crites *et al.*, 2002).

Ecuación 8

$$\frac{C_e}{C_o} = A \exp[-0,7 \cdot K_T \cdot (A_v)^{1,75} \cdot TRH]$$

Donde:

C_e = concentración del contaminante en el efluente, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

C_o = concentración del contaminante en el afluente, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

A = coeficiente determinado empíricamente que representa la fracción de DBO_5 no eliminada por sedimentación a la entrada del sistema. A tiene un valor de 0,52 para tratamiento primario; 0,70 a 0,85 para tratamiento secundario y 0,90 para tratamiento terciario (Reed *et al.*, 1998).

$-0,7$ = constante empírica (Crites *et al.*, 2002).

K_T = constante de velocidad de primer orden dependiente de la temperatura, d^{-1} .

A_v = superficie específica de actividad microbiológica, $\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$.

TRH = tiempo de retención hidráulica, expresado en d.

$K_T = K_{20} (1,1)^{(T-20)}$, T expresada en $^{\circ}\text{C}$ (Crites *et al.*, 2002).

$K_{20} = 0,0057 \text{ d}^{-1}$ para DBO_5 (Crites *et al.*, 2002).

$Av = 15,7 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$.

$n = 0,75$ es la porosidad del sistema y, junto con el ancho, largo y profundidad del humedal y su caudal, se utiliza para calcular el TRH.

Carga hidráulica (L_w): se refiere al volumen de agua residual que llega al humedal por metro cuadrado y por día. La carga hidráulica en las lagunas que utilizan plantas macrófitas se calcula mediante la Ecuación 9 (U.S. EPA, 2000c).

Ecuación 9

$$L_w = \left[\frac{Q}{L \cdot W} \right]$$

Donde:

L_w = carga hidráulica, en $\text{m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$.

Q = caudal promedio que circula a través del sistema, en $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1} = (Q_e + Q_s) \cdot 2^{-1}$.

L = longitud del humedal, expresada en m.

W = ancho del humedal, dado en m.

Carga orgánica (C_L): se refiere a la cantidad de materia orgánica, expresada en kilogramos de DBO_5 , que llega al humedal por unidad de área y por día. La carga orgánica en las lagunas que utilizan plantas macrófitas se calcula mediante la Ecuación 10 (U.S. EPA, 2000c).

Ecuación 10

$$C_L = \left[\frac{Q \cdot C_o}{A_s} \right]$$

Donde:

C_L = carga orgánica, dada en $\text{kg de DBO}_5 \cdot (\text{ha} \cdot \text{d})^{-1}$.

Q = caudal promedio que circula a través del sistema, en $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1} = (Q_e + Q_s) \cdot 2^{-1}$.

C_o = DBO_5 en el afluente, suministrada en $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$.

A_s = área específica, expresada en m^2 .

1.3. Diseño hidráulico

El diseño hidráulico de un humedal artificial es crítico para el éxito de su rendimiento. Todos los modelos de diseño que se usan actualmente asumen condiciones uniformes de flujo pistón; además, en lo que concierne al contacto entre los constituyentes del agua residual y los organismos responsables del tratamiento no existen restricciones. La relación largo:ancho tiene gran influencia en el régimen hidráulico y en la resistencia al flujo del sistema. En teoría, grandes relaciones largo:ancho (10:1 o mayores) asegurarían un flujo pistón, pero en la parte alta se presentaría desbordamiento debido

al incremento de la resistencia al flujo causado por la acumulación de residuos de vegetación, principalmente en sistemas de flujo superficial libre. Por lo tanto, las relaciones 1:1 hasta aproximadamente 3:1 o 4:1 son aceptables (Reed *et al.*, 1998).

1.3.1. Diseño hidráulico de un humedal de flujo subsuperficial horizontal

La ley de Darcy (Ecuación 11) describe el régimen de flujo en un medio poroso, el cual es generalmente aceptado para el diseño de humedales de flujo subsuperficial cuando se usa suelo y arena como medio del lecho (Crites *et al.*, 2006).

Ecuación 11

$$v = K_s \cdot s = \left[\frac{Q}{W \cdot d} \right]$$

Donde:

Q = caudal medio que circula a través del sistema, en $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1} = (Q_e + Q_s) \cdot 2^{-1} = K_s \cdot A_c \cdot s$.

K_s = conductividad hidráulica perpendicular a la dirección del flujo, en $\text{m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$.

A_c = área de la sección transversal perpendicular al flujo, en m^2 .

s = gradiente hidráulico o pendiente de la superficie del agua en el sistema, en $\text{m} \cdot \text{m}^{-1}$.

v = velocidad de Darcy, velocidad aparente de flujo a través de la totalidad del área de la sección transversal del lecho, en $\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$.

W = ancho de una celda del humedal, expresado en m.

d = profundidad del agua en el humedal, dada en m.

1.3.2. Diseño hidráulico de un humedal artificial de flujo superficial libre

El flujo está descrito por la ecuación de Manning, que define el flujo en canales abiertos. La velocidad de flujo del humedal está dada por la Ecuación 12, la cual depende de la profundidad y la pendiente del agua, y la densidad de la vegetación. Para HA-FSL, la resistencia está distribuida sobre la totalidad de la columna de agua, ya que las plantas emergentes y los restos de vegetación están presentes en todo el espacio. La ecuación de Manning también asume flujo turbulento, lo que no es totalmente válido, pero es una aproximación aceptable (Crites *et al.*, 2006).

Ecuación 12

$$v = \left[\frac{1}{n} \cdot d^{2/3} \cdot s^{1/2} \right]$$

Donde:

v = velocidad de flujo, en $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$.

n = coeficiente de Manning, en $\text{s} \cdot (\text{m}^{1/3})^{-1}$.

d = profundidad del agua en el humedal, dada en m.

s = gradiente hidráulico o pendiente de la superficie del agua, en $\text{m} \cdot \text{m}^{-1}$.

Para los humedales, el número de Manning (n) es función de la profundidad del agua debido a la resistencia impuesta por la vegetación emergente. La resistencia también depende de la densidad de la vegetación y de la capa de residuos que puede variar. La relación está definida por la Ecuación 13 (Crites *et al.*, 2006).

Ecuación 13

$$n = \left[\frac{a}{d^{1/2}} \right]$$

Donde:

n = número de Manning.

a = factor de resistencia, con valores de 0,4 para vegetación escasa y profundidad del agua $> 0,4$ m; 1,6 para vegetación moderadamente densa y profundidad del agua $\geq 0,3$ m, y 6,4 para vegetación muy densa y capa de residuos en humedales con profundidades $< 0,3$ m. Sus unidades son $\text{s} \cdot \text{m}^{1/6}$ (Crites *et al.*, 2006).

d = profundidad del agua en el humedal, dada en m.

1.4. Eliminación de sólidos suspendidos totales (SST) en humedales artificiales

La eliminación de SST en humedales artificiales de flujo superficial libre (HAFSL) está dada por la Ecuación 14 (Crites *et al.*, 2006).

Ecuación 14

$$\frac{C_e}{C_o} = (0,1139 + 0,00213 \cdot L_w)$$

La eliminación de SST en humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HAFSSH) está dada por la Ecuación 15 (Crites *et al.*, 2006).

Ecuación 15

$$\frac{C_e}{C_o} = (0,1058 + 0,0011 \cdot L_w)$$

Donde:

C_e = concentración de SST en el efluente (salida del humedal), $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

C_o = concentración de SST en el afluente (ingreso al humedal), $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

L_w = carga hidráulica, en $\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$.

En la Tabla 6 se indican los intervalos de valores recomendados para los parámetros de diseño en la eliminación de DBO_5 , según Metcalf y Eddy (1995), para humedales artificiales de flujo superficial libre y subsuperficial.

Tabla 6. Valores recomendados para el diseño de humedales artificiales de flujo horizontal. Fuente: Metcalf y Eddy (1995).

Parámetros de diseño	Unidades	Tipo de humedal	
		Flujo libre (HAFSL)	Flujo subsuperficial (HAFSSH)
Tiempo de retención hidráulica	d	4-15	4-15
Profundidad del agua	m	0,1-0,60	0,3-0,75
Carga de DBO_5	$\text{kg} \cdot (\text{ha} \cdot \text{d})^{-1}$	< 67	< 67
Carga hidráulica	$\text{m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$	0,014-0,046	0,014-0,046
Superficie específica	$\text{ha} \cdot (10^3 \text{m}^3 \cdot (\text{d}^{-1}))^{-1}$	7,1-2,15	7,1-2,15

En la Tabla 7 se indican los criterios típicos recomendados para los parámetros de diseño en la eliminación de DBO_5 , NT y SST, según Crites *et al.* (2000), para humedales artificiales de flujo superficial y subsuperficial, de acuerdo con la calidad esperada del efluente.

Tabla 7. Criterios típicos para el diseño de humedales artificiales de flujo superficial libre y subsuperficial, y calidad esperada de los efluentes. Fuente: adaptado de Crites *et al.* (2000).

Parámetros de diseño	Unidades	Tipo de humedal	
		Flujo libre (HAFSL)	Flujo subsuperficial (HAFSSH)
Tiempo de retención hidráulica	d	2-5 DBO ₅ 7-14 NT	3-4 DBO ₅ 6-10 NT
Tasa de carga de DBO ₅	kg · (ha · d) ⁻¹	< 110	< 110
Tasa de carga de SST	kg · (m ² · d) ⁻¹	–	0,04
Profundidad del agua	m	0,06-0,45	0,30-0,61
Profundidad del medio	m	–	0,46-0,76
Tamaño mínimo	m ² · (m ³ · d) ⁻¹	5,3-10,7	–
Relación L:W	–	2:1-4:1	–
Control de mosquitos	–	Requerido	No se requiere
Intervalo de cosecha	Año	3-5 · año ⁻¹	No se requiere
Calidad esperada del efluente			
DBO ₅	mg · L ⁻¹	< 20	< 20
SST	mg · L ⁻¹	< 20	< 20
NT	mg · L ⁻¹	< 10	< 10
PT	mg · L ⁻¹	< 5	< 5

En la Tabla 8 se presentan los valores típicos indicativos de los parámetros de diseño de los sistemas de plantas acuáticas para diferentes niveles de tratamiento, los cuales también analizaron el control de mosquitos y la cosecha de las plantas (Metcalf & Eddy, 1995).

Tabla 8. Criterios de diseño típicos y calidad del efluente esperada en sistemas de tratamiento con plantas acuáticas flotantes. Fuente: Metcalf y Eddy (1995).

Elemento	Tipo de tratamiento con jacintos de agua			Sistemas de tratamiento con lentejas de agua
	Secundario aerobio (no aireado)	Secundario aerobio (aireado)	Eliminación de nutrientes (aerobio no aireado)	
Criterios típicos designados				
Agua residual afluente	Desbastada o sedimentada	Desbastada o sedimentada	Secundario	Efluente de estanques facultativos
DBO afluente ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	130-180	130-180	30	40
Carga de DBO ($\text{kg} \cdot (\text{ha} \cdot \text{d})^{-1}$)	45-90	165-330	11-44	22-33
Profundidad de agua (m)	0,45-0,90	0,90-1,20	0,60-0,90	1,20-1,80
Tiempo de retención (d)	10-36	4-8	6-18	20-25
Carga hidráulica ($\text{L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$)	18-56	93-280	37-150	56-84
Temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$)	> 10	> 10	> 10	> 7
Programa de cosecha	Anual a estacional	Entre dos veces al mes y de manera continua	Entre dos veces al mes y de manera continua	Periodicidad mensual para tratamiento secundario; periodicidad semanal para eliminación de nutrientes
Calidad del efluente esperada				
DBO ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	< 20	< 15	< 10	< 30 (< 10)
SST ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	< 20	< 15	< 10	< 30 (< 10)
NT ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	< 15	< 15	< 5	< 15 (< 5)
PT ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	< 6	< 1-2	< 2-4	< 6 (< 1-2)

Los valores entre paréntesis son los relativos a la eliminación de nutrientes.

1.5. Densidades operacionales de las plantas macrófitas en el tratamiento de aguas residuales

Un factor importante en el tratamiento de aguas residuales cuando se emplean especies acuáticas es el relacionado con la densidad operacional de las mismas. Trabajos con jacinto de agua determinaron una velocidad máxima para su crecimiento de hasta $5,4 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ al inicio de los estudios, cuando se contaba con espacio suficiente en las lagunas. Sin embargo, las velocidades decrecieron hasta $1,78 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ cuando ya no había espacio suficiente, pero las condiciones de temperatura seguían siendo similares. Lo anterior señala la necesidad de cosechar periódicamente las plantas (Olguín *et al.*, 1994).

Aparte del espacio, la cosecha de las plantas es necesaria, ya que la remoción de nutrientes es mayor cuando la planta está en crecimiento que cuando está madura; además, evita que la biomasa muerta penetre en el agua y demande oxígeno para su degradación (Olguín *et al.*, 1994).

Se ha demostrado que la productividad del jacinto de agua está en función de la temperatura del aire, la disponibilidad de nutrientes (principalmente nitrógeno) y la densidad de la planta (Imaoka & Teranishi, 1988, citados por Olguín *et al.*, 1994). Adicionalmente, las plantas proveen sombra, la cual impide el crecimiento de algas, situación que las convierte en una especie de filtro biológico al clarificar y purificar el agua.

Reddy y DeBusk (1984) definen la densidad operacional de las plantas flotantes como “un rango de densidad en la cual la producción de biomasa del sistema es operada para obtener los más altos rendimientos posibles”. Estos autores reportan una densidad operacional en el rango $0,5\text{-}2 \text{ kg secos} \cdot \text{m}^{-2}$ para *Eichhornia crassipes*, y entre $0,2$ y $0,7 \text{ kg secos} \cdot \text{m}^{-2}$ para *Pistia stratiotes*, y una densidad de arranque entre $6,8$ y $9,0 \text{ kg húmedos} \cdot \text{m}^{-2}$ para *E. crassipes*, y entre 1 y $2 \text{ kg húmedos} \cdot \text{m}^{-2}$ para *P. stratiotes* en sistemas de tratamiento. Reddy y DeBusk (1985b) reportan una densidad operacional para *Salvinia rotundifolia* en el rango $35\text{-}240 \text{ g secos} \cdot \text{m}^{-2}$, para *Azolla* en el rango entre 10 y $80 \text{ g secos} \cdot \text{m}^{-2}$, y para *Lemna*, entre 10 y $120 \text{ g secos} \cdot \text{m}^{-2}$.

Para el caso de las plantas emergentes, DeBusk *et al.* (1995) reportan densidades iniciales entre 8 y $48 \text{ plantas} \cdot \text{m}^{-2}$ para las especies *Typha domingensis*, *Pontederia cordata*, *Canna flaccida*, *Sagittaria lancifolia*, *Sagittaria latifolia*, *Saururus cernuus*, *Peltandra virginica*, *Phragmites australis*, *Juncus effusus* y *Scirpus validus*, en el tratamiento de aguas residuales provenientes de una industria láctea. Grueso y Jaramillo (1998) reportan una

densidad inicial de *Typha angustifolia* de 9 plantas · m⁻², sembradas en cuadro cada 0,5 m, en el tratamiento de aguas residuales domésticas a escala de campo. Por otra parte, Rodríguez (1998) indica una densidad de 25 plantas · m⁻² en el postratamiento, a escala de laboratorio, de las aguas mieles del café tratadas anaerobiamente.

En la Tabla 9 se presentan las densidades de inicio y operacionales recomendadas para las plantas flotantes (jacinto de agua, lechuga de agua, oreja de agua, helecho de agua, lenteja de agua), utilizadas en humedales artificiales de flujo superficial libre (HAFSL), y para las plantas emergentes (enea, heliconias, pasto vetiver, pasto elefante morado, papiro) empleadas en humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HA-FSSH), para el postratamiento de las aguas residuales (Rodríguez-Valencia *et al.*, 2022).

Tabla 9. Densidades iniciales y de operación recomendadas para las plantas macrófitas utilizadas en humedales artificiales instalados para el postratamiento de aguas agroindustriales. Fuente: Rodríguez-Valencia *et al.* (2022).

Plantas flotantes	Densidad inicial biomasa fresca · m ⁻²	Densidad operacional biomasa fresca · m ⁻²	Densidad inicial % cubrimiento*	Densidad operacional % cubrimiento*
Jacinto de agua	7-9 kg	5-20 kg	50	75
Lechuga de agua	1-2 kg	2-7 kg	50	75
Oreja de agua	0,4-1 kg	0,4-2,4 kg	50	75
Helecho de agua	0,1-0,3 kg	0,1-0,8 kg	50	75
Lenteja de agua	0,1-0,4 kg	0,1-1,2 kg	50	75
Plantas emergentes	Densidad inicial plantas · m ⁻²	Densidad operacional plantas · m ⁻²		
Enea	8-12	25-35		
Pasto vetiver	8-12	25-50		
Pasto elefante	8-10	20-30		
Heliconias	8-10	20-30		
Papiro	8-10	20-30		

(*) Para las plantas flotantes se puede utilizar cualquiera de los dos métodos siguientes: (1) pesar la biomasa y adicionarla a la laguna o (2) cubrir la laguna con las plantas hasta el 50 % del espejo de agua al iniciar el tratamiento, y mantener, mediante la cosecha periódica, el valor de la biomasa en el rango recomendado de operación o mantener un 75 % de cobertura del espejo de agua durante el proceso de operación de los humedales. En este segundo caso no sería necesario retirar toda la biomasa para reincorporar el peso necesario, como sucede con el primer método; solo se retira la biomasa que esté cubriendo más del 75 % del espejo de agua.

2. Construcción de humedales artificiales

Una vez calculadas las necesidades de área superficial (A_s) del humedal, se determina el largo y el ancho, de manera que su relación no supere la razón 4:1. El paso siguiente es la selección del terreno; luego se procede con la realización de la excavación e impermeabilización, tanto del fondo como de las paredes, para evitar la infiltración; la adición del material de soporte (si se trata de humedales de flujo subsuperficial horizontal); la siembra del material vegetal, y la canalización de los afluentes y efluentes en el humedal.

Como material impermeabilizante se puede utilizar polietileno de baja densidad (Agroblack Esp. 6 o superior) o polietileno de alta densidad (geomembrana de 30 mils). La ventaja de este último producto es su gran tiempo de duración comparado con el del polietileno de baja densidad (Rodríguez-Valencia *et al.*, 2022).

La salida del efluente tratado se recomienda disponerla a un nivel de 55 cm medido desde el fondo del humedal y a través de tubería de PVC de 1", de manera que la toma del agua se realice desde el fondo de este. Además, se sugiere que la profundidad total del humedal sea de 0,6 m, y la pendiente del humedal quede establecida entre el 1 y 2 % (Rodríguez-Valencia, 2009). También se aconseja realizar canales para desviar las aguas de escorrentía y evitar que ingresen a los humedales.

Cuando se trata de humedales de flujo subsuperficial horizontal, se debe adicionar grava a cada celda, para la siembra de las plantas, de tal forma que cubra el dispositivo de salida. Se recomienda utilizar grava de tamaño medio, aproximadamente entre 1,5 y 2,5 cm de diámetro (Rodríguez-Valencia *et al.*, 2022).

Paso seguido, se siembran plantas flotantes en los humedales artificiales de flujo superficial libre, tales como el jacinto de agua, la lechuga de agua, la oreja de agua, la lenteja de agua, el helecho de agua, entre otras, teniendo en cuenta la densidad inicial, expresada en kilogramos de biomasa fresca o en porcentaje de cubrimiento, como se indica en la Tabla 9. También se siembran las plantas emergentes en los humedales de flujo subsuperficial horizontal, tales como la enea, pasto vetiver, pasto elefante morado, papiro, heliconias, con base en la densidad inicial del número de plantas $\cdot m^{-2}$, como se relaciona en la Tabla 9.

Para la siembra de las plantas se retira todo el material extraño adherido a las raíces y se siembran el mismo día de haber sido extraídas (Rodríguez-Valencia *et al.*, 2022). Para la siembra de la *Typha*, por ejemplo, se debe eliminar todo el material extraño adherido a los rizomas mediante un lavado *in situ*; cortar ambos lados del rizoma, de forma que tenga una longitud de aproximadamente 15 cm; sembrar el mismo día de extracción de la planta y hacerlo 5 cm por encima del fondo de la laguna. También es necesario podar las plantas a una altura de 0,7 metros, medidos desde la superficie de la grava, con el fin de iniciar un cultivo uniforme (Rodríguez-Valencia *et al.*, 2022).

3. Operación y mantenimiento de humedales artificiales

Se recomienda que la superficie del humedal se mantenga cubierta con vegetación. La elección de las plantas depende del tipo de agua residual, la radiación solar, la temperatura, la estética, la vida silvestre deseada, las especies nativas y la profundidad del humedal. Se deben implementar dos o más unidades en serie por humedal. Los humedales deben ser impermeabilizados para evitar la infiltración. Es esencial que las raíces de la vegetación utilizada tengan siempre acceso al agua en el nivel de los rizomas en todas las condiciones de operación. Para medios muy permeables con elevada conductividad hidráulica (tales como la grava), es conveniente que el nivel de agua se mantenga alrededor de 2 a 5 cm por debajo de la superficie del lecho, tal como se establece en el Título J del RAS (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial [MAVDT], 2010).

Se ha demostrado que el diseño de los humedales en celdas en serie puede mejorar la calidad del efluente del humedal, entre otras cosas, porque minimiza la posibilidad de que aparezcan caminos preferenciales en el sistema. Por ello, este diseño es el recomendado, especialmente si cuenta con un mínimo de tres celdas en serie (U.S. EPA, 2000c).

Las actividades de mantenimiento deben centrarse en garantizar los tratamientos previos realizados al agua antes de que ingrese al humedal, ya sean los sistemas sépticos, para el caso de las aguas residuales domésticas, o los sistemas anaeróbicos de tratamiento. Para el caso de los efluentes de plantas de beneficio de palma de aceite, se requiere que estos tratamientos previos sean eficaces para reducir la concentración tanto de sólidos suspendidos como de la carga orgánica expresada como DBO_5 del agua que ingresa al humedal. El mantenimiento, además, debe evitar que crezcan árboles en el área, ya que las raíces pueden dañar el revestimiento que impermeabiliza las lagunas (Tilley *et al.*, 2014).

Para los humedales artificiales de flujo superficial libre (HAFSL), el mantenimiento constante en lo que respecta a la cosecha de la vegetación y la limpieza del área circundante garantiza que el agua no haga cortocircuito o se devuelva por ramas caídas, basura o elementos extraños, lo que bloquearía la salida del agua del humedal (Tilley *et al.*, 2014).

Durante la primera temporada de crecimiento de las plantas presentes en los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HAFSSH) es importante eliminar las malas hierbas que puedan competir con la vegetación plantada en el humedal. Con el tiempo, la grava se obstruirá con sólidos acumulados y biopelícula bacteriana. El material de filtro en la zona de entrada del humedal requiere ser reemplazado al menos cada 10 años (Tilley *et al.*, 2014).

Los aspectos involucrados en el manejo de humedales de flujo superficial libre (HAFSL) incluyen el control de mosquitos, cosecha de la vegetación, consideraciones de vida silvestre y monitoreo. Para los humedales de flujo subsuperficial horizontal (HAFSSH) intervienen aspectos relacionados con el manejo de la vegetación, la vida silvestre y el monitoreo (Crites *et al.*, 2000).

3.1. Control de mosquitos

El control de mosquitos es esencial en los humedales de flujo superficial libre que utilizan jacintos de agua y lechuga de agua como vegetación. Las estrategias más empleadas para su mitigación y control son la implementación de peces que se alimentan de sus larvas, el uso de controles biológicos (como es el caso de la aplicación de la bacteria *Bacillus thuringiensis*), la utilización de predadores y el manejo de la vegetación, con el fin de mantener las aguas abiertas y las vías para que los peces alcancen las larvas de los mosquitos (Crites *et al.*, 2000). De no contar con peces, se recomienda tener en el humedal un policultivo compuesto de pequeñas plantas macrófitas (oreja de agua, lenteja de agua, helecho de agua), dado que estas sellan efectivamente la superficie de la laguna y las hembras de los mosquitos no alcanzan el agua para poner sus huevos (Crites *et al.*, 2000).

3.2. Cosecha de la vegetación

Con el propósito de remover nutrientes, mantener la capacidad hidráulica, promover el crecimiento activo y evitar el crecimiento de mosquitos, la vegetación de

los humedales artificiales debe ser cosechada. Para ello, en los HAFSL es recomendable dejar una cobertura sobre la lámina de agua de un 75 % de plantas acuáticas flotantes, y en los HAFSSH, el número indicado para plantas emergentes (densidad operacional, como se reporta en la Tabla 9). Para estas últimas, se aconseja hacer podas, hasta de 1 m de altura, cada 3 meses, con el fin de mantener el cultivo uniforme, facilitar la labor de recolección de biomasa y estimular la extracción de nutrientes (Hazelip, 1998).

3.3. Manejo de lodos

Entre los sólidos que se acumulan en los sistemas acuáticos están los detritos de las plantas, los sólidos inorgánicos y el lodo biológico. Por lo general, estos sólidos se remueven con poca frecuencia en los sistemas con jacintos y lentejas de agua (anualmente o con menos frecuencia, según se necesite) (Crites *et al.*, 2000).

3.4. Monitoreo y control

Dentro de los aspectos que es fundamental controlar en los humedales artificiales están el flujo y la calidad del agua superficial. Para el primer aspecto se establecen vertederos de altura variable cuya función es verificar el flujo que sale del humedal. En cuanto a la evaluación de la calidad del agua se proveen puntos de muestreo y se realizan análisis fisicoquímicos y microbiológicos a las muestras recolectadas (Crites *et al.*, 2000).

3.5. Vida silvestre

El aspecto natural de los humedales artificiales y la disponibilidad de agua y alimento atraen a diferentes tipos de animales. Si uno de los objetivos de la implementación de humedales artificiales es promover hábitats, es necesario diseñar las estrategias necesarias que permitan alcanzar este propósito (Crites *et al.*, 2000).

4. Ejemplo: cálculo del área de un humedal artificial para el tratamiento terciario de efluentes de planta de beneficio de palma de aceite – determinación del área requerida del humedal con base en la DQO

Una planta de beneficio de palma de aceite procesa diariamente 600 toneladas de racimos de fruta fresca (RFF), lo que genera un promedio de 450 m³ de efluentes líquidos al día. Si el agua tratada en sistemas de lagunaje múltiple (SLM) sale con una DQO de 2.100 mg · L⁻¹, un contenido de sólidos suspendidos totales (SST) de 650 mg · L⁻¹, y una temperatura de 30 °C, ¿qué área debe tener el sistema de humedales artificiales (SHA), de forma que el agua tratada en los mismos cumpla la normativa para descargas a cuerpos de agua superficial?

Respuesta: dado que el agua tratada se dispone en un cuerpo de agua superficial, la descarga debe cumplir los parámetros de calidad exigidos en la Resolución 631 de 2015, la cual establece valores de DQO hasta de 1.500 mg · L⁻¹ y de sólidos suspendidos totales hasta de 400 mg · L⁻¹ en el agua descargada.

De acuerdo con lo anterior, el agua residual que sale del sistema de lagunaje múltiple no cumple los parámetros de calidad exigidos por la norma para descargas a cuerpos de agua superficial y, por lo tanto, debe ser postratada para disminuir la DQO y los SST a los valores que exige la norma; para ello, se recomienda la construcción de un humedal artificial a continuación del sistema de lagunaje múltiple.

4.1. Diseño de un humedal artificial de flujo superficial libre (HAFSL) con vegetación densa (jacinto de agua)

De conformidad con el Título J del RAS (MAVDT, 2010), para el cálculo del área superficial debe usarse la Ecuación 1.

Ecuación 1

$$A_s = L \cdot W = \left[\frac{Q \cdot \ln \left(\frac{C_o}{C_e} \right)}{K_T \cdot d \cdot n} \right]$$

Donde:

A_s = área superficial del humedal (m^2).

L = largo del humedal (m).

W = ancho del humedal (m).

Q = caudal diario promedio de agua residual que sale del lagunaje múltiple = $450 m^3 \cdot d^{-1}$

C_e = concentración de DQO del efluente del humedal = $1.500 mg \cdot L^{-1}$ (concentración máxima exigida en la Resolución 631 de 2015).

C_o = concentración de DQO del afluente del humedal = $2.100 mg \cdot L^{-1}$ (concentración a la salida del lagunaje múltiple).

La profundidad (d) del agua en el humedal sería de 0,55 m.

La temperatura del agua en el humedal sería de 30 °C.

Con base en los valores de la Tabla 2, para la remoción de carga orgánica (DQO o DBO_5) en un HAFSL con vegetación densa: $K_{20} = 0,678 d^{-1}$, $\theta = 1,06$, y para un factor de seguridad del 25 % en el diseño (multiplicando por 0,75), se tiene:

$$K_T = 0,678 \cdot 0,75 \cdot (1,06)^{(30-20)}$$

$$K_T = 0,91 \cdot d^{-1}$$

A partir de la Tabla 4, para HAFSL con vegetación completamente densa (humedal invadido totalmente de jacinto de agua) y porosidad (n) = 0,65, se aplica la siguiente ecuación:

$$A_s = \left[\frac{450 m^3 \cdot d^{-1} \cdot [\ln(2.100) - \ln(1.500)]}{0,91 \cdot d^{-1} \cdot 0,55 m \cdot 0,65} \right] \quad A_s = 465,42 m^2$$

Con base en lo anterior, puede concluirse que el área superficial necesaria para la construcción del humedal propuesto, bajo las condiciones de este ejemplo, es de $465,42 m^2$ (~ 466 m^2).

Dado que el Título E del RAS (MAVDT, 2000) establece que mínimo deben tenerse dos lagunas conectadas en serie, se requiere construir dos lagunas de aproximadamente 233 m^2 cada una, con un ancho entre 8 y 10 m, y un largo entre 24 y 30 m,

teniendo la precaución de que la relación del largo/ancho esté en el rango recomendado en los diseños hidráulicos (entre 2 y 4). La profundidad del agua en las lagunas debe ser de 0,55 m.

5. Ejemplo: cálculo del área de un humedal artificial para el tratamiento terciario de efluentes de planta de beneficio de palma de aceite – determinación del área requerida del humedal con base en sólidos suspendidos totales (SST)

Del ejemplo anterior se estableció que el efluente del sistema de lagunaje múltiple sale con una concentración de sólidos suspendidos totales de $650 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ y que debe ser postratado, dado que en la Resolución 631 de 2015 se determinó $400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ como valor máximo permisible en la descarga. Para ello se recomendó la construcción de un humedal artificial de flujo superficial libre (HAFSL) después del sistema de lagunaje múltiple.

Para calcular la eliminación de sólidos suspendidos totales en humedales artificiales de flujo superficial libre (HAFSL) con vegetación densa (jacintos de agua) debe usarse la Ecuación 14.

$$\frac{C_e}{C_o} = (0,1139 + 0,00213 \cdot L_w)$$

C_e = concentración de SST del efluente del humedal = $400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (concentración máxima exigida en la Resolución 631 de 2015).

C_o = concentración de SST del afluente del humedal = $650 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (concentración a la salida del lagunaje múltiple).

L_w = carga hidráulica en $\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$

Al despejar la Ecuación 14, se obtiene:

$$L_w = \frac{\left(\left(\frac{C_e}{C_o}\right) - 0,1139\right)}{0,00213}$$

$$L_w = \frac{\left(\left(\frac{400}{650}\right) - 0,1139\right)}{0,00213}$$

$$L_w = 236 \text{ cm} \cdot \text{d}^{-1} \cdot 0,01 \text{ m} \cdot \text{cm}^{-1}$$

$$L_w = 2,36 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$$

A partir de la Ecuación 9 se relaciona la carga hidráulica (L_w) con el área superficial (A_s).

$$A_s = L \cdot W = \frac{Q}{L_w}$$

L = longitud del humedal, expresada en m.

W = ancho del humedal, dado en m.

L_w = carga hidráulica, $\text{m} \cdot \text{d}^{-1} = 2,36$.

Q = caudal medio que circula a través del sistema en $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1} = 450$.

$$A_s = \frac{450 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}}{2,36 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}}$$

$$A_s = 191 \text{ m}^2$$

Si se considera un factor de seguridad del 25 % en el diseño, el área obtenida se multiplica por 1,25 y se obtiene:

$$A_s = 191 \text{ m}^2 \cdot 1,25$$

$$A_s = 239 \text{ m}^2$$

A partir de lo anterior, puede concluirse que el área superficial necesaria del humedal para alcanzar el cumplimiento de los límites de calidad exigidos por la normatividad, en el ejemplo propuesto, es de 239 m^2 para SST y 466 m^2 para DQO; además, para dar cumplimiento a la norma, es necesario construir un humedal artificial de 466 m^2 .

Nota: siempre que se requiera eliminar varios de los contaminantes del agua residual que llega al humedal es indispensable calcular el área necesaria para cada uno de los contaminantes y luego seleccionar el área mayor, pues esta aseguraría la eliminación de todos los contaminantes hasta los parámetros de calidad requeridos.

Sistema de tratamiento de aguas residuales (STAR) de la planta de beneficio de palma de aceite Alianza del Humea S.A.S., Meta, Colombia. Foto: Alexis Gonzalez-Díaz, Cenipalma.





CAPÍTULO III

Humedales artificiales de flujo superficial libre operados con jacinto de agua para el tratamiento terciario de efluentes de planta de beneficio de palma de aceite – caso de estudio

Este trabajo tuvo por objetivo describir la respuesta de algunos de los parámetros fisicoquímicos de mayor relevancia en EPB saneados en el sistema de tratamiento de aguas residuales (STAR) de una planta de beneficio de palma de aceite en operación continua y máxima capacidad de procesamiento. El STAR caracterizado estuvo conformado por un SLM y un SHA de flujo superficial libre operado con jacinto de agua. El objetivo incluye, a su vez, un contraste entre las exigencias normativas ambientales en Colombia y en Malasia, respecto a la carga contaminante permitida en la descarga de EPB en cuerpos de agua superficial.

1. Materiales y métodos

1.1. Muestreo

Las muestras fueron recolectadas en el STAR de la planta de beneficio de Alianza del Humea S.A.S., Cabuyaro, Meta. El monitoreo tuvo lugar durante cinco días de procesamiento ininterrumpido en planta. Diariamente, se obtuvieron dos muestras puntuales de aproximadamente 3,5 L por toma en cada punto definido para el monitoreo (Figura 10). Las tareas de recolección, almacenamiento y preservación de muestras fueron llevadas a cabo de conformidad con lo establecido en los numerales 1060-A, -B y -C del *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 23ª edición (Baird & Bridgewater, 2017), mientras que la medición de los caudales a la entrada y a la salida del STAR fue realizada según lo determinado por la *American Society for Testing and Materials* (ASTM International, 2014).

1.2. Parámetros fisicoquímicos monitoreados en las aguas residuales recolectadas en el STAR

La Figura 10 ilustra los puntos de muestreo (Pm) definidos para la caracterización del STAR. El SHA de flujo superficial libre operado con jacinto de agua comprendió los últimos cuatro tramos de canales en el STAR (Pm: 9 a Pm: 11). En dichos canales, el jacinto de agua estuvo dispuesto en segmentos de 20 m continuos, delimitados

físicamente entre sí por barreras flotantes semisumergidas elaboradas con madera y separados por espejos de agua de aproximadamente 3 m. La Tabla 10 indica los parámetros fisicoquímicos analizados en cada punto monitoreado y los métodos analíticos de referencia utilizados para su determinación.

Tabla 10. Parámetros de control y métodos analíticos de referencia.

Característica	Parámetro	Método	Referencia	Punto de muestreo (Pm)
Generales	Temperatura	Electrométrico	¹ SM 2550 B	Todos los puntos definidos en la Figura 10
	pH	Electrométrico	¹ SM 4500 H ⁺ B	
	Demanda química de oxígeno (DQO)	Reflujo cerrado – colorimétrico	¹ SM 5220 D	
	Sólidos totales (ST)	Gravimétrico	¹ SM 2540 B	
	Sólidos suspendidos totales (SST)	Gravimétrico	¹ SM 2540 D	
	Sólidos sedimentables (SSED)	Volumétrico cono Imhoff	¹ SM 2540 F	
	Aceites y grasas (AyG)	Gravimétrico	¹ SM 5520 D	
Iones	Cloruros (Cl ⁻)	Nitrato de plata (argentométrico)	¹ SM 4500 – Cl ⁻ B	
Compuestos de fósforo	Fósforo total (PT)	(Digestión ácido sulfúrico – ácido nítrico – cloruro estañoso)	¹ SM 4500 – P B, E	
Compuestos de nitrógeno	Nitrógeno total (NT)	Semi-micro Kjeldahl – volumetría	¹ SM 4500 – N _{ORG} C, 4500 – NH ₃ B – C	
Relación de alcalinidades	Capacidad buffer (R)	Electrométrico – volumétrico	¹ SM 2320 B	Laguna anaeróbica

¹SM: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Baird & Bridgewater, 2017).

Las mediciones de pH, temperatura, relación de alcalinidades y sólidos sedimentables fueron realizadas *in situ*, mientras que los demás parámetros analíticos fueron determinados en el Laboratorio de Procesamiento de la Corporación Centro de Investigación en Palma de Aceite – Cenipalma, Paratebuena, Cundinamarca.

1.3. Análisis estadístico

Los resultados se presentan como medias aritméticas de las resoluciones obtenidas en la determinación de cada parámetro analítico, en cada punto de monitoreo, durante los cinco días de seguimiento al STAR \pm la desviación estándar. Los límites de cuantificación (LCM) y detección (LDM) de los métodos utilizados (Tabla 10), al igual que la exactitud en la medición expresada como error relativo (%), la precisión en términos del coeficiente de variación (%), el rango de trabajo, el intervalo de aplicación de los métodos y el porcentaje de recuperación de los analitos (%), se definieron con base en los numerales 1020-A, -B y -C del *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 23^a edición (Baird & Bridgewater, 2017). Adicionalmente, la aptitud de las regresiones lineales generadas para la cuantificación de DQO, NT y PT fue evaluada por el valor de los coeficientes de correlación obtenidos ($R^2 > 0,995$), de acuerdo con el numeral 1020-B del mismo estándar (Baird & Bridgewater, 2017).

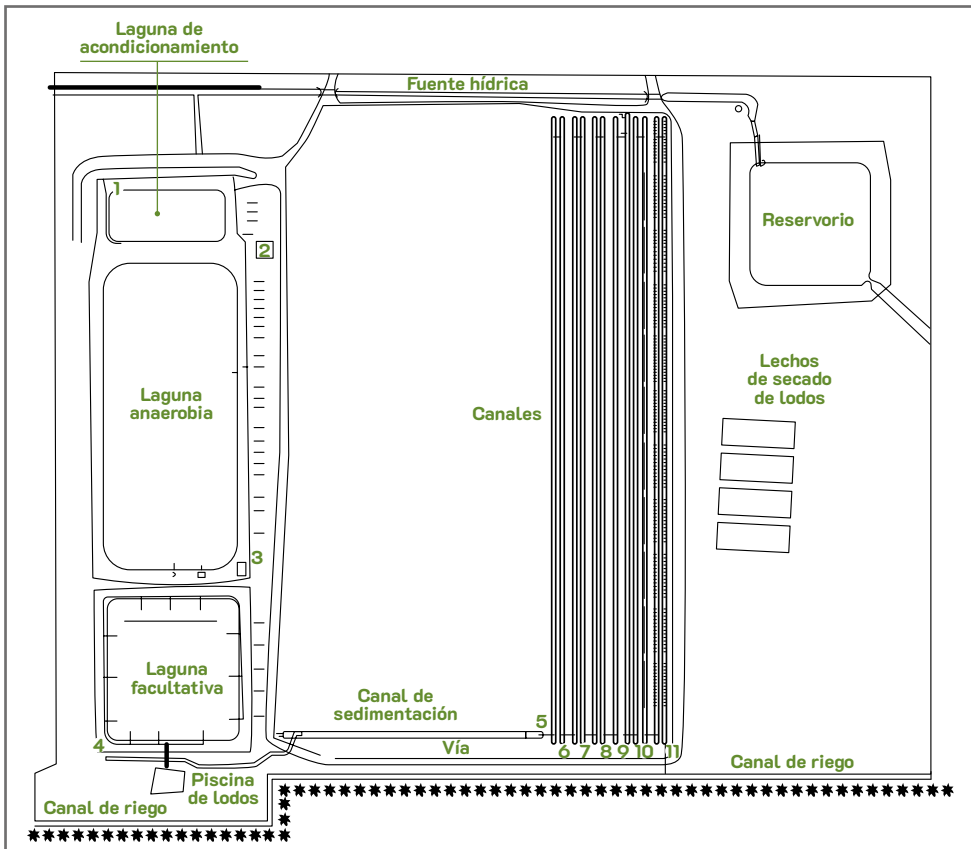


Figura 10. Continúa

Punto de muestreo (Pm)	Nro.
Afluente – entrada laguna de acondicionamiento o de estabilización (efluente planta de beneficio)	1
Salida laguna de acondicionamiento o de estabilización – entrada laguna anaerobia	2
Salida laguna anaerobia – entrada laguna facultativa	3
Salida laguna facultativa – entrada canal de sedimentación	4
Salida canal de sedimentación – entrada canales	5
Primer tramo de dos canales	6
Segundo tramo de dos canales	7
Tercer tramo de dos canales	8
Cuarto tramo de dos canales	9
Quinto tramo de dos canales (humedales artificiales, primeros dos tramos)	10
Sexto tramo de dos canales (humedales artificiales, segundos dos tramos) – salida STAR (vertimiento final)	11

Tipo de laguna	Dimensiones (m)			Tiempo de retención hidráulica (TRH) (días)	Capacidad volumétrica (m³)
	Largo	Ancho	Profundo		
Acondicionam.	41	14,4	2,7	1,5	1.600
Anaerobia	118,3	40	5,6	46	26.400
Facultativa	55	528	2,5	10	7.260
Sedimentación	100	2,5	2	1,1	500

Canales trapezoidales	Dimensiones (m)				Capacidad volumétrica (m³)
	Largo	Base 1	Base 2	Profundo	
Todos (12)	265	1,3	0,3	0,8	169,6

Figura 10. Plano del sistema de tratamiento de aguas residuales de la planta de beneficio de Alianza del Humea S.A.S. (vista aérea).

2. Resultados y discusión

2.1. Afluentes y efluentes del STAR y algunos aspectos técnicos del SLM

En el transcurso de este estudio, la planta de beneficio procesó diariamente cerca de 595 toneladas de RFF y un total aproximado de 2.972 toneladas de RFF durante los cinco días que tuvo lugar la caracterización del STAR. Los valores mínimos y máximos determinados en el caudal del afluente del STAR en estudio fueron de $2,8 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$ y $10,5 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$, respectivamente, con un promedio general de $5,2 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$. Por otro lado, se estimó un caudal mínimo de $2,9 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$ y un máximo de $6,6 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$ en el efluente del STAR, con una media de $3,9 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$. En la Figura 11 se muestra el comportamiento de los caudales del afluente y el efluente del STAR, monitoreado durante un intervalo de tiempo de ocho horas.

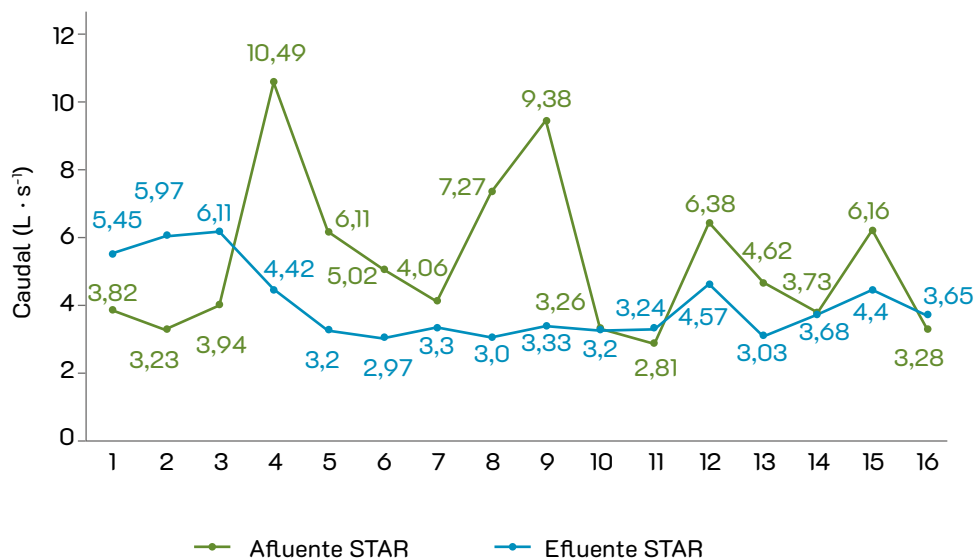


Figura 11. Comportamiento del caudal del afluente y el efluente del STAR durante 8 horas de seguimiento continuo.

Las variaciones en el caudal del efluente que será objeto de tratamiento en un STAR de una planta de beneficio (Figura 11) están relacionadas directamente con la cantidad de RFF en procesamiento y con el volumen de descarga de las aguas residuales resultantes de las distintas operaciones realizadas en la extractora (Cipolla & Maglionico, 2014; Liew *et al.*, 2015; Najafpour *et al.*, 2006). Por otra parte, las fluctuaciones en el caudal del efluente de los STAR están asociadas principalmente a factores como el tiempo de retención hidráulica (TRH) en las unidades de tratamiento y el dinamismo en todas las etapas que conforman el STAR (Chang *et al.*, 2006; Rizvi *et al.*, 2015). De acuerdo con lo descrito en el trabajo de Leitão *et al.* (2006), el caudal y el contenido de contaminantes en aguas residuales industriales varía de manera natural durante la operación, lo que ocasiona perturbaciones, como el aumento o la disminución de cargas hidráulicas orgánicas contaminantes y cambios de pH y temperatura en los afluentes que alimentan a los STAR. Dicho fenómeno pudo apreciarse en este estudio (Figura 11 y Figura 12), al igual que en el trabajo desarrollado por Zinatizadeh *et al.* (2006).

De otro lado, la carga orgánica aplicada (CO) en el STAR se calculó en un promedio de $35.909 \text{ kg DQO} \cdot \text{d}^{-1}$, estimada a partir del caudal promedio del afluente en el STAR ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) y de la concentración media de DQO ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$) en el mismo punto (Figura 13). Dicha cifra superó el valor nominal de la CO definida como criterio de

construcción por la planta de beneficio para el levantamiento del SLM en el año 2011 ($31.680 \text{ kg DQO} \cdot \text{d}^{-1}$). Este fenómeno puede atribuirse al incremento del uso del recurso hídrico en las operaciones de la extractora, puesto que la capacidad de procesamiento de esta no ha aumentado en la última década. El valor de la CO en el STAR de la Figura 10 guarda similitud con el reportado en la investigación hecha por Fulazzaky (2013).

En otra medida, la carga orgánica volumétrica (COV) en la laguna anaeróbica fue determinada en un promedio de $1,4 \text{ kg DQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$. Esta cifra corresponde a cerca del 28 % de la COV máxima reportada por Cenipalma en la caracterización de lagunas anaeróbicas metanogénicas en diferentes proyectos ($5,0 \text{ kg DQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$) (García-Núñez, 1996b; García-Núñez & Uribe-Mesa, 1997). En este estudio, la COV estimada en la laguna anaeróbica fue semejante al valor definido por la planta de beneficio para el diseño del sistema anaeróbico (COV: $1,2 \text{ kg DQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$); además, fue semejante a la reportada en el trabajo realizado por Poh y Chong (2009). De acuerdo con Krishnan *et al.* (2017), la capacidad de remoción de DQO en sistemas anaeróbicos depende de la adecuada estimación de variables como el caudal, la CO y la COV en la etapa de diseño de este tipo de sistemas biológicos.

Las lagunas anaeróbicas y facultativas, al igual que los SHA para el tratamiento biológico de aguas residuales, son diseñadas con base en ciertos criterios teóricos y datos reales que permiten la estimación de capacidades volumétricas y de diámetros estructurales de las diferentes lagunas o canales (Ho *et al.*, 2017). Los criterios más utilizados para el diseño de lagunas anaeróbicas y facultativas son: CO, COV, TRH, caudal o flujos de alimentación (Q), concentración de la DBO o la DQO en el afluente y la temperatura (Cortés Martínez *et al.*, 2014; Martínez *et al.*, 2014; McCabe *et al.*, 2014).

2.2. Caracterización de los parámetros fisicoquímicos de control en el STAR

Los valores promedio de pH y temperatura determinados en cada uno de los puntos monitoreados en el STAR de la Figura 10 se muestran en la Figura 12. De acuerdo con Chou *et al.* (2016) y Zinatizadeh y Mirghorayshi (2019), la temperatura en la descarga de los EPB crudos puede alcanzar valores entre 80-90 °C. En este estudio, la temperatura del afluente del STAR fue en promedio de $48,9 \pm 4,5 \text{ }^\circ\text{C}$ (Pm: 1) a pesar de que la temperatura en la descarga de los EPB fuera en promedio de $80 \pm 5,2 \text{ }^\circ\text{C}$. Este fenómeno pudo atribuirse a que, antes de ingresar al STAR, los EPB son pretratados en tanques trampa (Florentinos) cuyo propósito es recuperar los aceites remanentes

en el agua residual y remover impurezas sólidas de gran tamaño (Hosseini & Wahid, 2015). Durante este proceso, la temperatura de los EPB puede disminuir cerca de 35 °C según el TRH en los tanques trampa (Rasit *et al.*, 2015).

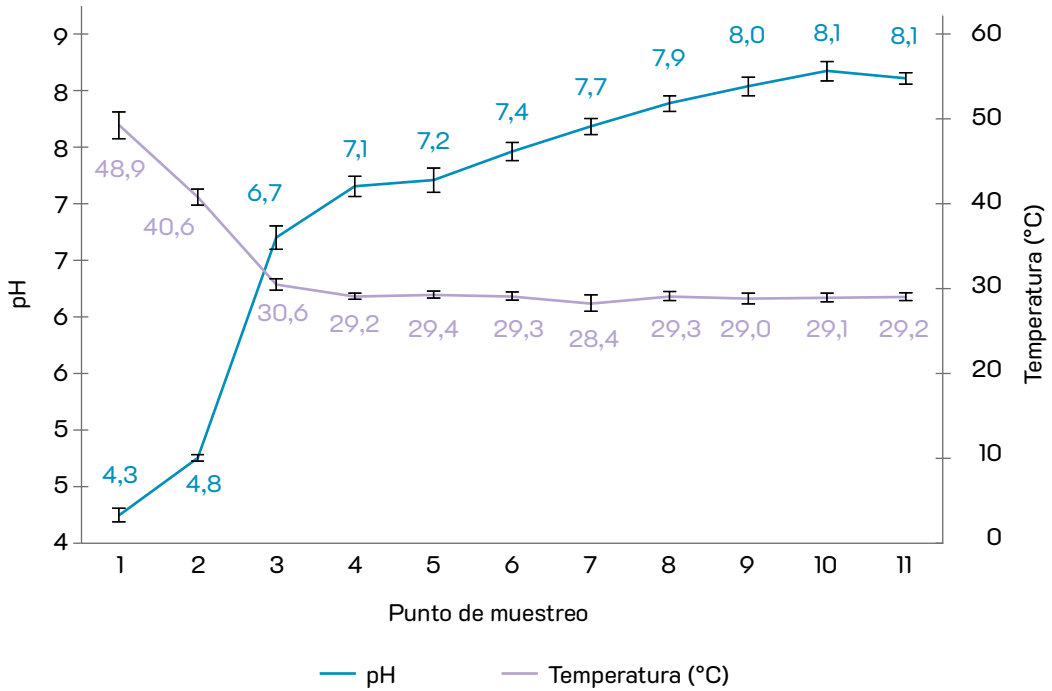


Figura 12. pH y temperatura en los diferentes puntos de muestreo en el STAR. Las barras de error corresponden al error estándar de la media.

La temperatura es un factor determinante en el tratamiento biológico de EPB bajo condiciones mesofílicas (20-45 °C) (Chan *et al.*, 2010b), en el que participan bacterias acidogénicas, acetogénicas y metanogénicas durante las etapas de hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Kim *et al.*, 2010; Rubio-Loza & Noyola, 2010; Trisakti *et al.*, 2015). Por lo tanto, el acondicionamiento de los EPB antes de su tratamiento en sistemas anaeróbicos es necesario para garantizar que los procesos bioquímicos tengan lugar de manera eficiente (Ismail *et al.*, 2010). En este trabajo, la temperatura de los EPB disminuyó hasta $40,6 \pm 2,7$ °C en la laguna de acondicionamiento (Figura 10). De conformidad con los estudios realizados por Higgins *et al.* (2017) y Zinatizadeh y Mirghorayshi (2019), los EPB con valores de temperatura por debajo de 42 °C pueden ser tratados en sistemas anaeróbicos (Figura 10). Por último, los EPB alcanzaron la temperatura local ($29,1 \pm 0,5$ °C) durante su

tratamiento en la laguna anaeróbica (Figura 12); además, esta variable permaneció casi constante en los puntos de monitoreo subsiguientes.

Según lo establecido en la Resolución 631 de 2015, todas las actividades industriales, comerciales o de servicios que realicen vertimientos puntuales de aguas residuales a cuerpos de agua superficial tendrán en el parámetro de temperatura como valor límite máximo permisible el de 40,0 °C (MADS, 2015). En Colombia, el 100 % de las plantas de beneficio de palma de aceite cuentan con STAR, lo que garantiza que la temperatura de los EPB tratados sea similar a la del ambiente (~30 °C); de esta manera, se cumple a cabalidad lo exigido para este parámetro por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Por otro lado, los entes de control ambiental en Malasia instituyeron un valor máximo permisible de 45 °C en la descarga de EPB a cuerpos de agua superficial (Tabla 1). Con base en los resultados de la caracterización (Figura 12), el valor de la temperatura en la descarga del STAR de la Figura 10 está en condición de cumplir las disposiciones ambientales normativas exigidas por los países mencionados previamente.

Por otra parte, el pH es una de las variables de mayor influencia en los sistemas biológicos empleados para el tratamiento de aguas residuales (Chan *et al.*, 2010a). Cambios bruscos de pH en sistemas anaeróbicos afectan sustancialmente el crecimiento y el metabolismo de los microorganismos acidogénicos y metanogénicos (Yang *et al.*, 2015). Un valor adecuado de pH durante las etapas de hidrólisis y acidogénesis en los digestores anaeróbicos varía entre 5,5 y 6,5 unidades (Khalid *et al.*, 2011), y oscila entre 6,8 y 7,2 unidades durante la etapa de la metanogénesis (Zhou *et al.*, 2016).

En este trabajo, el pH de los EPB crudos fue en promedio de $4,3 \pm 0,2$ (Pm: 1) (Figura 12), característico de EPB sin tratar (Nor *et al.*, 2015). El pH de los EPB no mostró cambios importantes entre el Pm: 1 y el Pm: 2 (Figura 12), pero incrementó de $4,8 \pm 0,08$ a $6,7 \pm 1,2$ durante el tratamiento de los efluentes en la laguna anaeróbica. El pH en los digestores anaeróbicos tiende a aumentar conforme transcurren los procesos bioquímicos que dan lugar a la degradación de la materia orgánica (Poh & Chong, 2009). Las fluctuaciones de pH en este tipo de digestores son gobernadas por el sistema carbonato [carbonato (CO_3^{-2})–bicarbonato (HCO_3^{-1})], constituido por las especies que contribuyen mayoritariamente a la alcalinidad del agua (Hou *et al.*, 2014). Adicionalmente, la Capacidad Buffer o Relación de Alcalinidades (R) en un digestor anaeróbico permite conocer la facultad del sistema para recepcionar cuerpos de agua con valores bajos de pH, sin que el pH

en el digestor sufra cambios importantes (García-Núñez, 1996b; García-Núñez & Uribe-Mesa, 1997; Zhang *et al.*, 2014). Según Speece (2008), el valor de R para el correcto funcionamiento de sistemas anaeróbicos debe ser menor o igual a 0,3. En este estudio, el valor de R en la laguna anaeróbica fue estimado en un promedio de $0,27 \pm 0,04$, lo que comprobó, en parte, las buenas condiciones de operatividad de la laguna. De otro lado, el pH de los efluentes incrementó hasta $7,1 \pm 0,3$ unidades durante su tratamiento en la laguna facultativa (Figura 10). De acuerdo con Liang *et al.* (2013), el sistema carbonato en lagunas facultativas está sujeto a variaciones cíclicas durante el día que alteran el comportamiento de las especies químicas asociadas a la alcalinidad del agua residual en tratamiento (CO_3^{-2} , HCO_3^{-} y OH^{-}). Estas variaciones son producto de la actividad fotosintética de las algas durante el aprovechamiento del CO_2 producido por las bacterias heterótrofas facultativas y/o a partir del CO_2 extraído de iones CO_3^{-2} y HCO_3^{-1} disueltos, que consecuentemente ocasionan un incremento en el valor del pH en lagunas facultativas en buen estado operativo (Sutherland *et al.*, 2015).

Por otro lado, el jacinto de agua es tolerante a diferentes condiciones medioambientales (Putra *et al.*, 2016). Puede desarrollarse a una temperatura entre los 8 y 30 °C (Wilson *et al.*, 2005), en un pH entre 4 y 10 unidades, y en un medio con salinidad cercana a $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (Saleh, 2012). Debido a todo esto, es una de las plantas macrófitas flotantes de mayor aplicación en SHA instalados en locaciones ubicadas en diferentes pisos térmicos (Wang & Calderon, 2012). Durante la caracterización del STAR de la Figura 10, los EPB no mostraron cambios importantes de pH cuando fueron tratados en el SHA (Figura 12). Por último, el pH del efluente del STAR cumplió los límites de descarga reglamentarios propuestos por las autoridades ambientales de Colombia y, adicionalmente, estaría en la capacidad de responder a los criterios establecidos por la legislación ambiental en Malasia (Tabla 1).

En otra medida, la carga contaminante en los EPB está representada por la alta concentración de materia orgánica traducida en DQO, DBO, AyG y sólidos en suspensión (Zainal *et al.*, 2018). Por lo general, los sistemas anaerobios son diseñados con base en una cantidad teórica de DBO o DQO que pueda ser removida eficazmente por el sistema (Ratanatamskul *et al.*, 2015). En este estudio, el STAR fue eficaz en la remoción de aproximadamente el 98,8 % de la DQO en los EPB crudos (Tabla 11). La Figura 13 muestra el comportamiento de la DQO en cada uno de los puntos definidos para el monitoreo de dicha variable en el STAR caracterizado en este estudio.

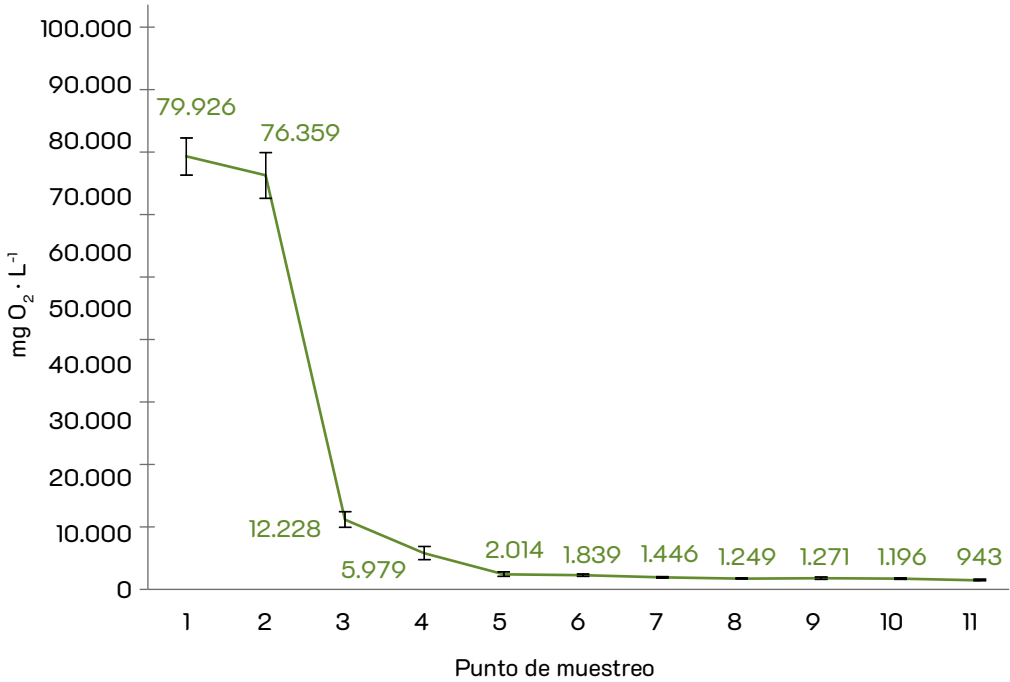


Figura 13. DQO en los puntos monitoreados del STAR. Las barras de error corresponden al error estándar de la media.

En los EPB crudos (Pm: 1), la DQO fue estimada en un promedio de $79.926,5 \pm 10.362$ $\text{mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (Figura 13), valor comprendido dentro del intervalo de concentración para la DQO en EPB reportado por García-Núñez, Ramírez-Contreras *et al.* (2016) y por Lam y Lee (2011) en la caracterización de EPB sin tratar en Colombia y en Malasia, respectivamente. Durante el tratamiento anaeróbico de los EPB, cerca del 84 % de la DQO que ingresó al sistema fue removida, subsiguientemente, alrededor del 51 % de la DQO remanente en los EPB pretratados anaeróbicamente fue removida en la laguna facultativa (Figura 13). De acuerdo con Chan *et al.* (2012), el tratamiento de EPB mediante digestores anaeróbicos-facultativos dispuestos en serie incrementa sustancialmente la capacidad del STAR, para la depuración de la carga orgánica expresada como DQO en EPB. Por lo que resulta razonable pensar que, gracias a las interacciones anaeróbicas y facultativas que suceden en el SLM de la Figura 10, se lograron obtener EPB con una DQO media de 5.979 ± 1.199 $\text{mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ en el Pm: 4 (Figura 13), lo que se traduce en una remoción cercana al 92 % de la DQO presente de manera inicial en el EPB crudo. Más adelante, alrededor del 66 % de la DQO residual en los EPB pretratados en el SLM fue depurada en el canal de sedimentación (Figura 13) hasta obtener una concentración media de 2.014 ± 392 $\text{mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (Figura 13).

Posteriormente, el SHA pudo remover cerca del 26 % de la DQO remanente en los EPB pretratados, hasta conseguir una concentración media de $943 \pm 83 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ en la descarga del STAR (Pm: 11). Un porcentaje de remoción similar para esta misma variable, logrado mediante SHA, fue visualizado en el trabajo realizado por Munavalli y Saler (2009). Finalmente, los EPB tratados en el STAR de la Figura 10 cumplieron los límites de descarga reglamentarios para DQO propuestos en las políticas ambientales de Colombia y, además, podrían acatar los criterios instituidos por la legislación ambiental en Malasia (Tabla 1). Adicionalmente, es conveniente destacar que dicho cumplimiento pudo lograrse, en gran medida, gracias al tratamiento terciario de los EPB en el SHA operado con jacinto de agua.

El contenido total de sólidos fue otra de las variables monitoreadas en el STAR de la Figura 10. En aguas residuales, los ST representan la concentración total de materia disuelta, fija, volátil, filtrable y suspendida, presente en un cuerpo de agua contaminado (Lee *et al.*, 2014; Abbasi & Abbasi, 2012). Una alta concentración de ST en aguas residuales sin tratar puede ocasionar serias afectaciones a los ecosistemas acuáticos naturales e incrementar el contenido de DBO y DQO en las aguas receptoras (Environmental Protection Agency [EPA], 2011; Noukeu *et al.*, 2016; Ohimain *et al.*, 2012). El comportamiento de los diferentes tipos de sólidos monitoreados en el STAR de la Figura 10 (ST, SST y SSED) se muestra en la Figura 14 y en la Figura 15. En este estudio, el contenido de ST en los EPB comprendió un rango entre 47.548 ± 208 y $102.413 \pm 588 \text{ mg ST} \cdot \text{L}^{-1}$, con un promedio general de $70.015 \pm 18.943 \text{ mg ST} \cdot \text{L}^{-1}$ (Figura 14a). Este último valor se encuentra dentro del intervalo de concentración para ST en EPB crudos reportado en el trabajo hecho por García-Núñez, Ramírez-Contreras *et al.* (2016), y es cercano al obtenido en el estudio llevado a cabo por Fang *et al.* (2011).

La cantidad de ST en los EPB disminuyó hasta una concentración media de $12.585 \pm 2.890 \text{ mg ST} \cdot \text{L}^{-1}$ durante su tratamiento en el SLM (Figura 14a), lo que significó una eficiencia de remoción cercana al 82 % para esta variable (Tabla 11). En correspondencia con Ariunbaatar *et al.* (2014); Nancharaiah y Sarvajith (2019); Vidal *et al.* (2016); Zainal *et al.* (2018), la remoción de DQO, DBO y ST durante el tratamiento biológico de aguas residuales es resultado de la interacción entre procesos físicos (*e.g.*, precipitación, floculación y sedimentación), biológicos y químicos (*e.g.*, oxidación de la materia orgánica en suspensión durante el metabolismo bacteriano), estrechamente relacionados con factores como el pH y la temperatura en los sistemas de tratamiento de aguas residuales. Adicionalmente, la renovación de lodos de fondo en digestores anaeróbicos, por medio de las operaciones de mantenimiento, contribuye en gran medida a la remoción de SSED y de ST en este tipo de sistemas (Alrawi *et al.*,

2011; Poh & Chong, 2010). Por otro lado, alrededor del 44 % del total de sólidos en los EPB pretratados en el SLM pudieron ser removidos en el canal de sedimentación del STAR (Tabla 11). En este estudio, el SHA removi6 cerca del 92 % de ST contenidos en los EPB que ingresaron al sistema de fitorremediación (Pm: 9), con lo que se logró una concentración media de $498 \pm 53 \text{ mg ST} \cdot \text{L}^{-1}$ en la descarga del STAR (Figura 14a). Este fenómeno fue comparable con el encontrado en el trabajo desarrollado por Gamage y Yapa (2001).

En cuanto a los límites reglamentarios para ST en las descargas de EPB, la política ambiental vigente en Colombia no contempla el contenido de ST dentro de los requisitos de obligatorio cumplimiento en este tipo de efluentes (Tabla 1); en contraste, los entes de control ambiental en Malasia estipularon desde 1977 un límite de $1.500 \text{ mg ST} \cdot \text{L}^{-1}$ en descargas de EPB (Tabla 1). Con base en los resultados anteriores, puede establecerse que los EPB tratados en el STAR de la Figura 10 pueden cumplir los límites de descarga reglamentarios para ST propuestos en las políticas ambientales de Malasia. Además, es importante destacar que, dicho cumplimiento, podría ser atribuido en gran medida al tratamiento terciario de los efluentes en el SHA trabajado con jacinto de agua (Figura 14a).

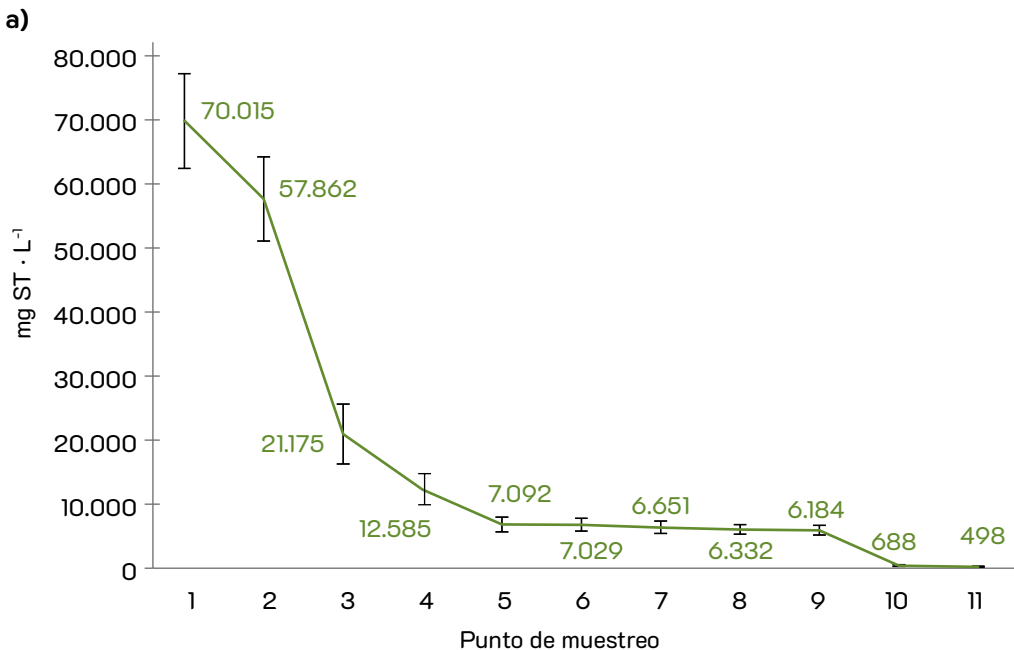


Figura 14. Continúa

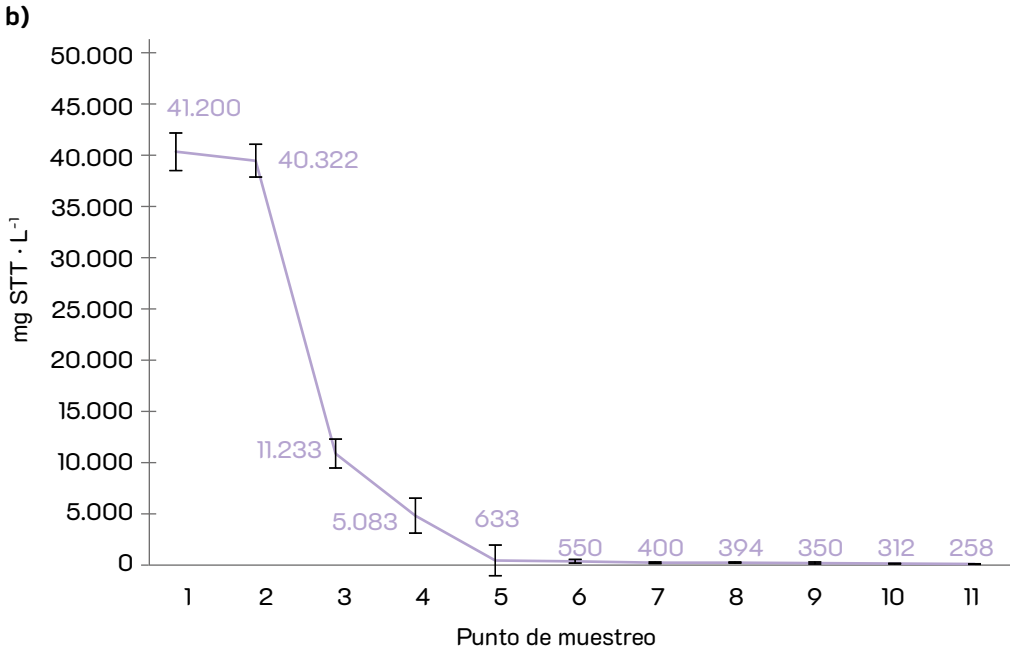


Figura 14. ST (a) y SST (b) en los puntos monitoreados del STAR. Las barras de error corresponden al error estándar de la media.

En otra medida, los SST constituyen una parte considerable del total de sólidos en aguas residuales domésticas e industriales (Yoo *et al.*, 2012). Los SST son partículas de composición orgánica-inorgánica que permanecen en suspensión dadas sus características físicas (Bukhari, 2008). Los SST tienden a ocasionar efectos negativos sobre los ecosistemas acuáticos naturales e incrementar la concentración de DBO y DQO en los cuerpos hídricos receptores (Gupta *et al.*, 2017; Manap & Voulvoulis, 2016). De manera tradicional, el contenido de SST en distintos tipos de agua es utilizado como un indicador de calidad y, en varios países, forma parte, bajo ciertos criterios de permisibilidad, de las especificaciones reglamentarias para el vertimiento de aguas residuales generadas en diferentes sectores productivos (Rossi *et al.*, 2013).

En este estudio, la concentración de SST en los EPB sin tratar comprendió un rango entre 32.800 ± 356 y 56.000 ± 856 mg SST · L⁻¹, con un promedio general de 41.200 ± 13.818 mg SST · L⁻¹ (Figura 14b). El contenido de SST en EPB crudos varía de manera natural en función de la cantidad de RFF procesados y los volúmenes de las descargas de aguas residuales generadas durante su procesamiento. Chan *et al.* (2012) determinaron concentraciones entre 24.200 y 34.300 mg SST · L⁻¹ en EPB crudos; mientras que Bala *et al.* (2015) reportaron una concentración media de 14.467

mg SST · L⁻¹ en el mismo tipo de agua residual. En este trabajo, el contenido de SST en los EPB disminuyó hasta una concentración media de 5.083 ± 1.725 mg SST · L⁻¹ posterior al tratamiento de los efluentes en el SLM (Figura 14b), lo que implicó una eficiencia para la remoción de SST de alrededor del 88 % en el SLM. Después, la cantidad de SST en los efluentes tratados en el SHA se redujo de 350 ± 90 mg SST · L⁻¹ (Pm: 9) a 258 ± 27 mg SST · L⁻¹ (Pm: 11) (Figura 14b), lo que logró una remoción aproximada del 26 % de este material en la fitorremediación de estos efluentes. Por último, la concentración de SST en la descarga del STAR de la Figura 10 se mantuvo por debajo de los límites reglamentarios definidos en las políticas ambientales de Colombia y de Malasia (Tabla 1). Lo anterior pudo establecerse como resultado de la interacción entre el SLM y el SHA.

En otra medida, los SSED incrementan el material mineral que podría formar cúmulos de arcillas y limos en los SLM (Spellman & Drinan, 2014), lo cual provoca la consecuente pérdida de capacidad volumétrica y eficiencia en el sistema (EPA, 2011; Chowdhury *et al.*, 2010). De acuerdo con Arnaiz *et al.* (2006), el lodo extraído de las lagunas anaeróbicas proviene de la sedimentación primaria de los sólidos que se precipitan y depositan en el fondo; por lo que la extracción y renovación periódica de los lodos sedimentados es clave para asegurar el funcionamiento adecuado de los sistemas anaeróbicos empleados en el tratamiento de aguas residuales (Semblante *et al.*, 2014). En este estudio, la concentración de SSED en los EPB sin tratar fue en promedio de 1.000 mL SSED · L⁻¹ (Figura 15), siendo este el valor máximo posiblemente cuantificable mediante el instrumento de medición empleado (cono de Imhoff). La cantidad de SSED en los EPB se redujo cerca del 60 % durante el tratamiento de los efluentes en el SLM (Figura 10); de esta manera, se logró una concentración de 400 ± 70 mL SSED · L⁻¹ en el efluente de la laguna facultativa (Figura 15). A continuación, el canal de sedimentación pudo remover alrededor del 45 % de los SSED en los EPB pretratados en el SLM hasta una concentración de 220 ± 55 mL SSED · L⁻¹.

En estudios realizados por Kivaisi (2001), los SHA operados con jacinto de agua mostraron ser útiles en la remoción de distintos tipos de sólidos. En el trabajo desarrollado por Gamage y Yapa (2001), estos sistemas biológicos consiguieron reducciones sustanciales de sólidos volátiles (72,6 %), sólidos disueltos (60 %) y SST (46,6 %) durante el tratamiento de aguas residuales de una industria textil. En esta operación, el SHA logró la remoción del 98 % de los SSED en los EPB pretratados en el SLM y en el canal de sedimentación (Figura 10), con lo que se pudo obtener una concentración de $0,5 \pm 0,2$ mL SSED · L⁻¹ en la descarga del STAR (Figura 15). Finalmente, el contenido

de SSED en los efluentes tratados en el STAR de la Figura 10 cumplió los límites de descarga reglamentarios propuestos por las autoridades ambientales en Colombia (Tabla 1), gracias, en gran parte, al tratamiento terciario de los EPB en el SHA (Figura 15). En cuanto a las políticas ambientales de Malasia, de momento, no especifican un límite máximo permisible para el contenido de SSED en la descarga de EPB a cuerpos de agua superficial (Tabla 1).

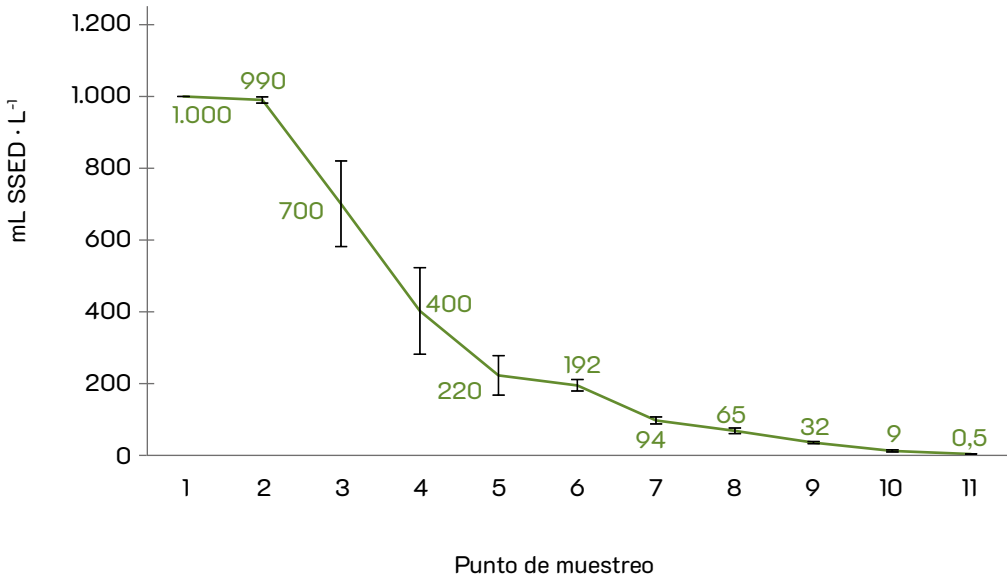


Figura 15. SSED en los puntos monitoreados del STAR. Las barras de error corresponden al error estándar de la media.

En otro orden de ideas, el contenido de AyG en EPB sin tratar fue reportado por Fang *et al.* (2011) en $8.400 \text{ mg AyG} \cdot \text{L}^{-1}$. De otro lado, Lam y Lee (2011) determinaron concentraciones de AyG entre 130 y $18.000 \text{ mg AyG} \cdot \text{L}^{-1}$ en EPB crudos, mientras que Wu *et al.* (2009) obtuvieron un promedio de $17.410 \text{ mg AyG} \cdot \text{L}^{-1}$ en el mismo tipo de agua residual. En este estudio, el contenido promedio de AyG en el afluente del STAR fue de $9.727 \pm 333 \text{ mg AyG} \cdot \text{L}^{-1}$, cifra que se mostró consistente con la reportada por los autores mencionados anteriormente. La Figura 16 muestra la cantidad determinada de AyG en cada uno de los puntos monitoreados del STAR de la Figura 10.

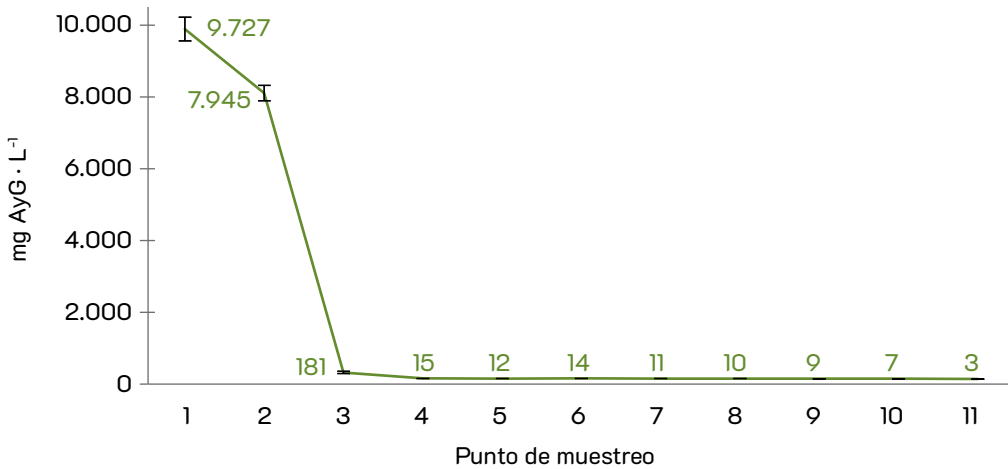


Figura 16. AyG en los puntos monitoreados del STAR. Las barras de error corresponden al error estándar de la media.

Cerca del 99,8 % de AyG fueron removidos de los EPB durante su tratamiento en el SLM (Figura 16). Además, no se presentó una disminución aparentemente importante en el contenido de AyG entre el Pm: 4 y el Pm: 9 si se considera la incertidumbre de la medición determinada (15 ± 3 mg AyG · L⁻¹ en el Pm: 5, y 9 ± 5 mg AyG · L⁻¹ en el Pm: 9). Con base en los trabajos llevados a cabo por Affandi *et al.* (2014), Ibegbulam-Njoku y Achi (2014), Khadaroo *et al.* (2019), el contenido residual de AyG en EPB es degradado mayormente durante el tratamiento anaeróbico de los efluentes. De acuerdo con Tian *et al.* (2018), durante la hidrólisis de los macrocompuestos presentes en el agua residual (carbohidratos, grasas y proteínas) se obtienen azúcares, ácidos grasos y aminoácidos simples. A continuación, estos compuestos son transformados en ácidos grasos volátiles (AGV) cuando sucede la etapa de la acidogénesis (Trisakti *et al.*, 2015). Posteriormente, los AGV son convertidos en ácido acético (CH₃COOH), hidrógeno gaseoso (H₂) y dióxido de carbono (CO₂) una vez ocurre la etapa de la acetogénesis (Ohimain & Izah, 2017). Finalmente, estos compuestos sirven de base para la producción de metano (CH₄) y CO₂ durante la etapa de la metanogénesis (Yang *et al.*, 2015; Yenigün & Demirel, 2013).

De conformidad con Astuti *et al.* (2017), Md Sa'at y Qamaruz Zamana (2017), Saeed y Sun (2017), los SHA son susceptibles a la colmatación del medio radicular por la presencia de más de 20 mg AyG · L⁻¹ en el agua en tratamiento. Aguas residuales con un contenido significativo de natas grasas pueden provocar condiciones anaeróbicas en los SHA y la consecuente muerte de las plantas macrófitas (Rezania, Ponraj, Talaie-

khozani *et al.*, 2015; Valipour *et al.*, 2015). De acuerdo con Tan *et al.* (2019), una concentración elevada de AyG en EPB tratados en SHA operados con jacinto de agua incrementan la concentración de la DQO y repercuten negativamente sobre la capacidad depurativa del sistema vegetal. Durante la caracterización del STAR de la Figura 10, el contenido de AyG en los EPB tratados en el SLM (Pm: 9) no superó una concentración media de $9 \pm 5 \text{ mg AyG} \cdot \text{L}^{-1}$ (Figura 16), lo que pudo sugerir que no se presentaron pérdidas respecto a la eficiencia del SHA y tampoco se ocasionó deterioro alguno del material vegetal en operación. Con respecto al cumplimiento de los límites de descarga reglamentarios establecidos en las políticas ambientales de Colombia y Malasia, la concentración de AyG en los EPB tratados en el STAR cumple los lineamientos descritos en la Tabla 1 para ambos países.

Por otra parte, diferentes tecnologías han sido desarrolladas para la remoción de Cl^- en aguas residuales generadas en diferentes actividades económicas (Donneys-Victoria *et al.*, 2020; Li *et al.*, 2016; Petcu *et al.*, 2016; Sun *et al.*, 2019; Zou & Wang, 2016). Trabajos hechos por Hamidi *et al.* (2013) lograron la eliminación simultánea de Ca^{++} , Mg^{++} y Cl^- de aguas residuales industriales mediante la utilización de óxido de magnesio y aluminio. De otro lado, Li, Chen *et al.* (2017) removieron simultáneamente talio (Tl) y Cl^- de aguas residuales industriales altamente salinas por medio del uso de resinas de intercambio aniónico modificadas. Con el trabajo adelantado por Liu *et al.* (2019) pudo removerse Cl^- de aguas residuales ácidas resultantes de la producción de Zn. Del mismo modo, la remoción de contaminantes iónicos en aguas residuales a partir de SHA operados con jacinto de agua ha sido estudiada por distintos autores, como: Akinbile y Yusoff, 2012; Chen *et al.*, 2010; Costa *et al.*, 2000; Jayaweera *et al.*, 2008; Lu *et al.*, 2008; Tripathi & Upadhyay, 2003.

El jacinto de agua fue eficaz en la remoción de metales pesados (Hg, As, Pb, Cd, Ni, Cu y Zn) (Chunkao *et al.*, 2012; Rezanian, Ponraj, Talaiekhazani *et al.*, 2015), materia orgánica (Valipour *et al.*, 2015) y compuestos inorgánicos iónicos (Ibrahim *et al.*, 2009), presentes en aguas residuales. Adicionalmente, estudios realizados por Masifwa *et al.* (2001) destacaron el impacto positivo del jacinto de agua en SHA, sobre el incremento y la diversidad de macroinvertebrados acuáticos en los STAR.

La Figura 17 muestra el contenido de Cl^- en los diferentes puntos monitoreados en el STAR de la Figura 10. En este estudio, la concentración media de Cl^- en el EPB crudo fue de $1.982 \pm 373 \text{ mg Cl}^- \cdot \text{L}^{-1}$ (Figura 17). En Colombia, la concentración de Cl^- en EPB sin tratar ($n = 62$) ha registrado valores entre 1.797 y $3.177 \text{ mg Cl}^- \cdot \text{L}^{-1}$ (datos de Cenipalma-Fedepalma). Posteriormente al tratamiento de los EPB en el SLM, el

contenido de Cl^- disminuyó hasta $871 \pm 53 \text{ mg Cl}^- \cdot \text{L}^{-1}$ en el efluente de la laguna facultativa (Figura 17), lo que representó una remoción cercana al 56 % de este contaminante. Posteriormente, la concentración de Cl^- permaneció casi constante entre el Pm: 5 y el Pm: 9 del STAR (Figura 17).

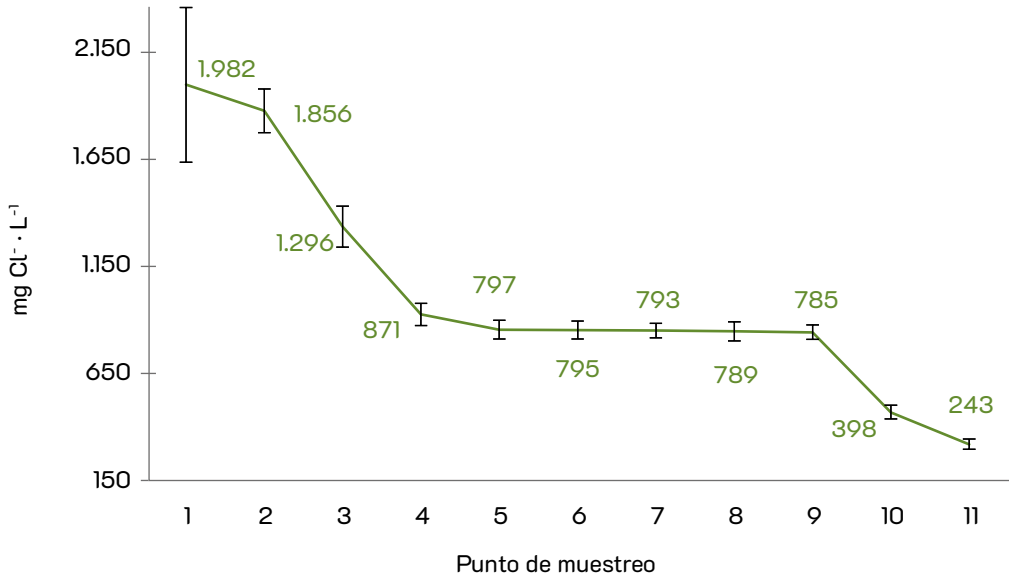


Figura 17. Cloruros en los puntos monitoreados del STAR. Las barras de error corresponden al error estándar de la media.

En otros estudios, Agarry *et al.* (2018) utilizaron SHA con jacinto de agua para el biotratamiento de aguas residuales generadas en una refinería de petróleo, con lo cual lograron una remoción cercana al 58 % de Cl^- en las aguas tratadas. De otro lado, Patel y Kanungo (2010) implementaron plantas macrófitas flotantes para el saneamiento de aguas residuales domésticas, con lo que consiguieron remociones del 96 % de Cl^- y del 84 % de la DQO. En el trabajo realizado por Jahan *et al.* (2014) se empleó jacinto de agua para el saneamiento de aguas residuales procedentes de curtiembres, operación que permitió obtener remociones del 85 % de Cl^- , 80 % de SST y 96 % de la DQO en el agua residual tratada.

En este trabajo, el SHA caracterizado pudo remover cerca del 69 % del contenido total de Cl^- en los EPB pretratados en el SLM (Figura 17). Finalmente, la concentración media de Cl^- en la descarga del STAR fue de $243 \pm 24 \text{ mg Cl}^- \cdot \text{L}^{-1}$. La interacción entre el SLM y el SHA de flujo superficial libre operado con jacinto de agua permitió el

cumplimiento de los límites de descarga reglamentarios establecidos en las políticas ambientales de Colombia, muy por debajo del valor estipulado como máximo para esta variable en la descarga ($500 \text{ mg Cl}^- \cdot \text{L}^{-1}$) (Tabla 1). En consideración, puede establecerse que, bajo las condiciones del presente estudio, los SHA operados con jacinto de agua lograron la remoción efectiva de los iones Cl^- en los EPB de manera tal, que la planta de beneficio pudo ceñirse a las exigencias propuestas por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible para dicho parámetro en el vertimiento final de los EPB tratados. En cuanto a las políticas ambientales de Malasia, de momento, no especifican un límite máximo permisible para el contenido de Cl^- en la descarga de EPB (Tabla 1).

En otra medida, el nitrógeno y el fósforo son contaminantes que deben ser removidos de las aguas residuales antes de su disposición final a cuerpos de aguas naturales (Beuckels *et al.*, 2015). En concentraciones elevadas, el nitrógeno disminuye el contenido total de oxígeno disuelto en el agua, es tóxico para los ecosistemas acuáticos cuando se encuentra en forma amoniacal o como nitritos y, junto con el fósforo, propicia el crecimiento desmesurado de organismos fotosintéticos (eutrofización) (Li *et al.*, 2014). Los EPB sin tratar contienen una elevada concentración de nitrógeno orgánico, fósforo y otros elementos nutrimentales de valor (Ohimain & Izah, 2017). En EPB crudos, Kamyab *et al.* (2014) reportaron concentraciones de NT de entre 500 y $800 \text{ mg NT} \cdot \text{L}^{-1}$ y de PT de entre 200 y $600 \text{ mg PT} \cdot \text{L}^{-1}$. La Figura 18a y b muestra el contenido de NT y de PT en los puntos monitoreados del STAR de la Figura 10. En este estudio, la concentración media de NT y de PT en los EPB sin tratar fue de $822 \pm 165 \text{ mg NT} \cdot \text{L}^{-1}$ y de $725 \pm 105 \text{ mg PT} \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente (Figura 18a y b). Estos valores fueron comparables con los reportados en el trabajo desarrollado por Kamyab *et al.* (2014).

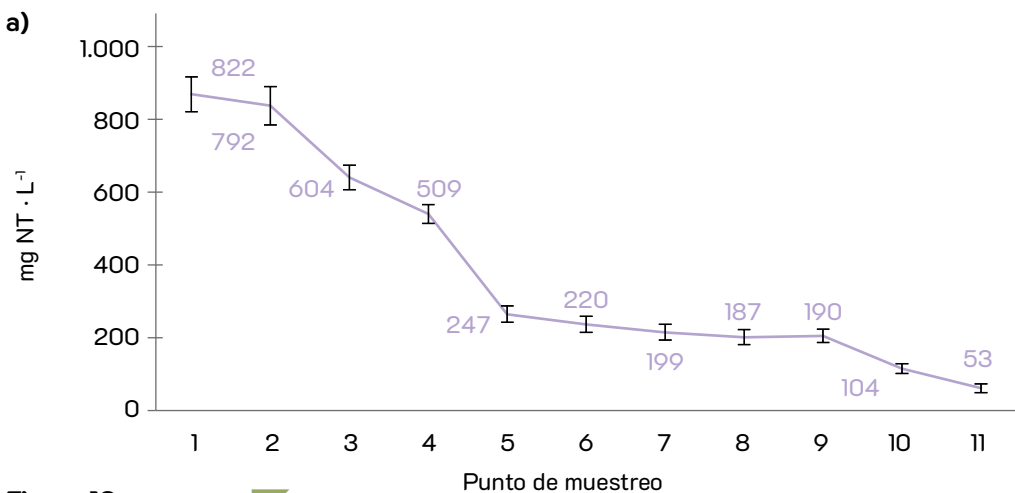


Figura 18. Continúa

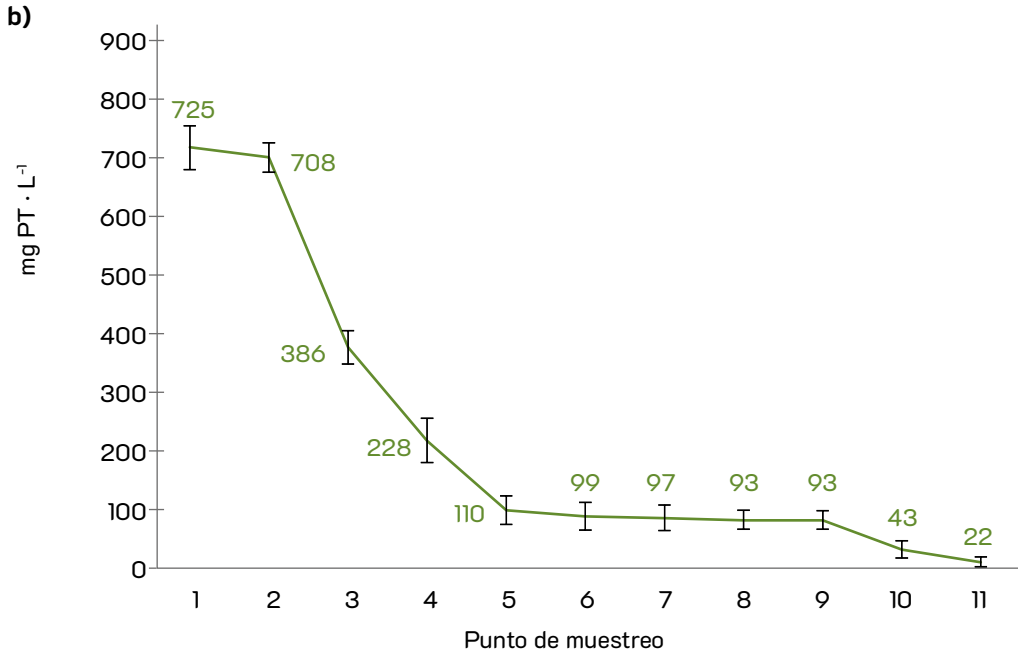


Figura 18. NT (a) y PT (b) en los puntos monitoreados del STAR. Las barras de error corresponden al error estándar de la media.

El contenido de NT y PT disminuyó hasta un promedio de 247 ± 21 mg NT · L⁻¹ y 110 ± 24 mg PT · L⁻¹, respectivamente, durante el tratamiento de los EFB en el SLM y en el canal de sedimentación (Figura 18a y b), lo que indicó una remoción de aproximadamente el 70 % del NT y el 85 % del PT. Un fenómeno similar fue observado en el trabajo realizado por Singh *et al.* (2017). De acuerdo con Duan *et al.* (2015), la remoción de nitrógeno en aguas residuales tratadas en sistemas anaeróbicos-facultativos es resultado de los procesos de nitrificación y desnitrificación. Adicionalmente, ciertos compuestos de fósforo pueden ser asimilados por los organismos acumuladores de polifosfatos durante el tratamiento anaeróbico de las aguas residuales (Carvalho *et al.*, 2014; Ge *et al.*, 2015; Lanham *et al.*, 2018).

De conformidad con los trabajos efectuados por Jeong *et al.* (2014) y O-Thong *et al.* (2008), la relación entre las proporciones C:N, C:P y N:P en EPB tiene un efecto significativo sobre la remoción de DQO en los sistemas anaeróbicos. Por otra parte, Najafpour *et al.* (2006) propusieron una relación de macronutrientes en términos de DQO:N:P, dada por 250:5:1, la cual se considera adecuada para el crecimiento bacteriano durante el tratamiento anaeróbico de EPB. En estudios adelantados por

Zhang *et al.* (2008) se logró la remoción del 91 % de la DQO durante el tratamiento anaeróbico de EPB ajustado a la relación de macronutrientes (DQO:N:P) propuesta por Najafpour *et al.* (2006).

En este estudio, la concentración media de DQO, NT y PT en los EPB crudos fue de $79.926 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, $822 \text{ mg NT} \cdot \text{L}^{-1}$ y $725 \text{ mg PT} \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente. De acuerdo con estas características, la relación DQO:N:P en los EPB sin tratar fue de 250:2,5:2,3. Tomando como base la relación entre DQO:N:P propuesta por Najafpour *et al.* (2006), la relación DQO a N en los EPB crudos monitoreados en este estudio fue inferior al valor nominal, mientras que la cantidad de fósforo fue excesiva; sin embargo, no se presentaron inconvenientes durante el tratamiento anaeróbico de los EPB relacionados con la insuficiencia o exceso de N y/o P en las aguas residuales. Adicionalmente, la alta concentración de NT en los EPB crudos indicó que este tipo de agua residual es altamente biodegradable, de acuerdo con Ammary (2004).

La concentración de NT y PT en los EPB pretratados en el SLM no experimentó cambios aparentemente importantes entre el Pm: 6 y el Pm: 9 del STAR (Figura 18a y b). Por otro lado, el SHA removió de manera eficaz cerca del 72 % del NT y aproximadamente el 76 % del PT presentes en los EPB tratados en el humedal. Un fenómeno similar pudo apreciarse en el trabajo llevado a cabo por Chen *et al.* (2010). De conformidad con diferentes autores (Kouamé Kouamé *et al.*, 2016; Mishra & Maiti, 2017; Mojiri *et al.*, 2017), la remoción de NT en SHA operados con plantas macrófitas flotantes y enraizadas sucede mediante los procesos biológicos de nitrificación y desnitrificación, y durante el aprovechamiento natural que las plantas hacen del nitrógeno. Además, la remoción de PT en aguas residuales mediante este tipo de sistemas está asociada fundamentalmente con fenómenos físicos como la sedimentación y, en menor medida, con la acumulación del elemento en el tejido foliar de los organismos vegetales (Gao *et al.*, 2019; Ilyas & Masih, 2018; Shi *et al.*, 2017).

Por último, la concentración media de NT y de PT en el efluente del STAR de la Figura 10 fue de $53 \pm 12 \text{ mg NT} \cdot \text{L}^{-1}$ y de $22 \pm 8 \text{ mg PT} \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente (Figura 18a y b). Actualmente en Colombia, la política ambiental no especifica un valor máximo permisible para la concentración de NT o de PT en la descarga de EPB a cuerpos de aguas superficiales; no obstante, las autoridades ambientales colombianas solicitan que la concentración de ambos parámetros en dichos efluentes sea analizada y reportada en los informes remitidos a los entes regionales de control (Tabla 1). Por otro lado, en las políticas ambientales de Malasia no se estipula un límite superior reglamentario para el contenido de PT en la descarga de EPB, pero se establece un límite máximo

de 200 mg NT · L⁻¹ en el mismo tipo de agua residual (Tabla 1). En este estudio, el contenido de NT en los EPB tratados en el STAR de la Figura 10 cumple el límite de descarga propuesto en las políticas ambientales de este último país.

2.3. Eficiencia de remoción de contaminantes en el STAR caracterizado

Bajo adecuadas condiciones de operación y mantenimiento, los STAR instalados en las plantas de beneficio de palma de aceite en Colombia están en la capacidad de remover más del 80 % de la materia orgánica presente en los EPB crudos. Lo anterior, con el propósito de disminuir la carga contaminante en este tipo de efluentes antes de ser descargados en cuerpos de aguas naturales y minimizar su impacto negativo sobre los ecosistemas acuáticos. Además, para lograr el cumplimiento de las políticas ambientales reglamentarias en Colombia (Tabla 1), desde el año 2017, los SHA operados con jacinto de agua en el país empezaron a ser utilizados como tratamientos terciarios para la remoción de contaminantes iónicos y ecualización final de EPB pretratados en SLM. En la Tabla 11 se presentan los valores promedio de remoción (%) para cada una de las variables monitoreadas en el STAR de la Figura 10, entre las cuales se encuentra la remoción porcentual lograda para cada parámetro en el SLM (instalado de manera convencional en las plantas de beneficio), en el canal de sedimentación y en el SHA trabajado con jacinto de agua.

Tabla 11. Eficiencia de remoción de contaminantes lograda por el STAR.

Parámetro	Remoción porcentual (%) de compuestos contaminantes en los distintos tramos del STAR evaluado			
	SLM convencional	Canal de sedimentación	SHA	STAR
	Entre Pm: 1 y Pm: 4	Entre Pm: 4 y Pm: 5	Entre Pm: 9 y Pm: 11	Entre Pm: 1 y Pm: 11
DQO	92,5	66,3	25,8	98,8
AyG	99,8	20	66,7	99,9
ST	82,02	43,6	91,9	99,3
SST	87,7	87,5	26,3	99,4

Continúa

Parámetro	Remoción porcentual (%) de compuestos contaminantes en los distintos tramos del STAR evaluado			
	SLM convencional	Canal de sedimentación	SHA	STAR
	Entre Pm: 1 y Pm: 4	Entre Pm: 4 y Pm: 5	Entre Pm: 9 y Pm: 11	Entre Pm: 1 y Pm: 11
SSED	60	45	98,4	99,9
Cl ⁻	56,1	8,5	69,1	87,7
NT	38,1	51,5	72,1	93,5
PT	68,5	51,7	76,3	96,9

Durante el tratamiento de los EPB en el STAR, el SLM logró la remoción de más del 90 % de la DQO y de AyG, más del 80 % de ST y SST, y del 60 % de los SSED; posteriormente, el canal de sedimentación pudo remover una cantidad importante de estos mismos compuestos de los EPB pretratados en el SLM (Tabla 11). En el tratamiento terciario, el SHA fue eficaz en la remoción del 69 % de Cl⁻, 92 % de ST, 98 % de SSED, 72 % del NT y 76 % del PT, remanentes en los EPB pretratados. El STAR caracterizado en este trabajo consiguió depurar de los EPB crudos más del 99 % de la DQO, AyG, ST, SST y SSED, cerca del 93 % del NT, aproximadamente el 97 % del PT y el 88 % de los Cl⁻ (Tabla 11). A pesar de que el SLM obtuvo remociones sustanciales de cada uno de los contaminantes monitoreados, fue gracias a la interacción entre este sistema y el SHA operado con jacinto de agua que se logró el cumplimiento de los límites de descarga reglamentarios propuestos en las políticas ambientales de Colombia (Tabla 1), para los parámetros de control estudiados.

Desde otro punto de vista, la legislación ambiental en Colombia exige el seguimiento y el reporte de una mayor cantidad de parámetros fisicoquímicos en la caracterización de las descargas de EPB a cuerpos de agua superficial, que lo reglamentado por los entes de control ambiental en Malasia (Tabla 1). No obstante, entre ambas políticas existen ciertas similitudes en cuanto a los límites de descarga regulados para los principales parámetros de control en aguas residuales causantes de afectaciones severas a cuerpos de aguas naturales.

3. Conclusiones y apreciaciones del estudio

La implementación del jacinto de agua en SHA de flujo superficial libre, como tratamiento terciario de depuración para la remoción de contaminantes iónicos y ecualización final de EPB pretratados en SLM, permitió el cumplimiento de los límites de descarga reglamentarios propuestos en las políticas ambientales de Colombia para los parámetros de control monitoreados. Así mismo, se destaca que el porcentaje de remoción para cada uno de los contaminantes en los efluentes –logrado por el STAR caracterizado en este estudio– fue superior al conseguido en el tratamiento de estos mismos solamente con el SLM.

Los EPB crudos deben ser sometidos a una previa etapa de depuración mediante un SLM antes de su tratamiento en SHA operados con jacinto de agua, en primera medida, para reducir el alto contenido de carga orgánica asociada a este tipo de aguas residuales (DBO, DQO, ST y AyG); en segunda instancia, para disminuir los niveles de toxicidad de los efluentes y lograr que puedan ser tratados mediante SHA y, por último, para garantizar las mejores condiciones de operatividad del sistema de fitorremediación.

El jacinto de agua tiene una alta capacidad reproductiva y adaptativa, factores que le han permitido estar entre las 10 especies con mayor potencial de invasión en el mundo. Actualmente, está presente en más de cincuenta países de los cinco continentes, y causa efectos adversos sobre la flora y la fauna nativa. No obstante, sus características calificadas como negativas (*e.g.*, gran capacidad de adaptación, crecimiento en ambientes contaminados, etc.) son consideradas como herramientas efectivas en la fitorremediación *ex situ*, principalmente como tratamiento terciario de depuración de aguas residuales de diferentes industrias. Por lo anterior, se recomienda hacer uso responsable de este tipo de plantas macrófitas, implementar barreras físicas (mallas o cercos), filtros de grava o SHA complementados con plantas macrófitas enraizadas, que actúen como cercas biológicas para evitar que las plántulas o sus semillas sean arrastradas por los efluentes fuera de los STAR.

De manera complementaria, se sugiere hacer monitoreos periódicos aguas abajo del punto de descarga del EPB tratado (*e.g.*, ríos, canales de riego, etc.), para verificar la presencia del jacinto de agua en los cuerpos hídricos receptores o su ausencia. Además, se sugiere incluir estudios hidrobiológicos para estimar el impacto que tiene el uso de SHA para el tratamiento de EPB sobre los ecosistemas acuáticos.



CAPÍTULO IV

Características fisicoquímicas y usos potenciales de la biomasa de jacinto de agua

Las plantas macrófitas acuáticas son consideradas, con frecuencia, como una plaga, debido a los inconvenientes que causa su prolífico crecimiento, por lo que se hacen necesarias diversas formas de control (Wolverton & McDonald, 1979). Pueden invadir aguas superficiales y ocasionar inconvenientes como la obstrucción de las tomas de bombas, dificultades de navegación, reducción de la penetración de la luz en el agua y disminución del nivel de oxígeno en los cuerpos hídricos (Stanley, 1982). No obstante, si las plantas macrófitas se manejan apropiadamente, pueden convertirse en una herramienta importante para el tratamiento de aguas residuales, dada su elevada tasa de crecimiento, su capacidad de absorción de nutrimentos y de bioacumulación de metales (Boyd, 1970).

En un intento por controlar la proliferación de plantas macrófitas acuáticas se han hallado varios métodos para utilizar la biomasa de dichas plantas, y se ha concluido que, si la cosecha de las plantas puede ser provechosa, las medidas de control ya no serían necesarias (Lord, 1982).

En consecuencia, se han propuesto diversas formas de aprovechamiento, algunas ya muy utilizadas y otras que constituyen innovaciones. La producción de abonos orgánicos a partir de la biomasa es una de las prácticas más comunes (Gajalakshmi & Abbasi, 2002; Rodríguez-Valencia *et al.*, 2022) y en la actualidad se utiliza la biomasa para producir biogás (Singhal & Rai, 2003), cultivo de hongos comestibles (Murugesan *et al.*, 1995; Rodríguez-Valencia *et al.*, 2022) y alimentación animal (Henry-Silva & Monteiro, 2002). En India, el jacinto de agua se ha empleado con éxito en la producción de papel, en industrias que requieren inversión de pequeños capitales (Lord, 1982).

Cantidades considerables de biomasa pueden ser obtenidas de SHA operados con jacinto de agua (Saleh, 2012; Wang & Calderon, 2012). Esta biomasa está conformada mayormente por celulosa (> 30 %), hemicelulosa (48 %) y lignina (3,5 %), y tiene un alto contenido de nutrimentos que pueden ser aprovechados (Feng *et al.*, 2017). Además, es considerada como un recurso potencial para la recuperación de suelos (Buss *et al.*, 2016). A continuación, se presenta un breve estudio realizado en muestras de biomasa de jacinto de agua obtenidas del STAR descrito en el capítulo III.

1. Materiales y métodos

1.1. Muestreo

Del SHA del STAR de la planta de beneficio de Alianza del Humea S.A.S., Cabuyaro, Meta, se recolectaron 30 individuos de jacinto de agua ($n = 30$) en tres etapas de desarrollo vegetativo consideradas en este estudio (1 a 4 semanas ($n = 10$), 5 a 8 semanas ($n = 10$) y 9 a 12 semanas ($n = 10$)) (Figura 10). Las tareas de recolección, desinfección, secado, molienda y almacenamiento de las muestras fueron llevadas a cabo de conformidad con lo establecido en el *Handbook of Reference Methods for Plant Analysis*, 1^a edición (Kalra, 1998).

1.2. Caracterización de la biomasa vegetal generada en el SHA

La Tabla 12 muestra las variables caracterizadas en el análisis próximo y la determinación de compuestos menores en la biomasa vegetal recolectada del SHA, junto con los métodos de referencia empleados.

Tabla 12. Caracterización de la biomasa.

Características	Parámetros	Unidades	Métodos	Referencias	Material vegetal analizado
Análisis próximo	Humedad				
	Cenizas				
	Materia volátil	%	ASTM D3172	[†] ASTM	Jacinto de agua: 9 a 12 semanas ($n = 10$)
	Porcentaje fijo de carbono				
Compuestos menores	Nitrógeno total (NT), fósforo total (PT), potasio (K), calcio (Ca), magnesio (Mg), boro (B), hierro (Fe), cobre (Cu), manganeso (Mn), cinc (Zn), cloro (Cl) y azufre (S)	%	LAFS	Método interno	Jacinto de agua: 1 a 4 semanas ($n = 10$), 5 a 8 semanas ($n = 10$) y 9 a 12 semanas ($n = 10$)

[†] American Society for Testing and Materials Standard (ASTM International, 2013).

El análisis próximo fue llevado a cabo en el Laboratorio de Procesamiento, mientras que la determinación del contenido de compuestos menores en el material vegetal se realizó en el Laboratorio de Análisis Foliar y de Suelos (LAFS) de Cenipalma, en Bogotá D. C.

1.3. Análisis estadístico

Los resultados se presentan como medias aritméticas y sus desviaciones estándar (\pm). Entre los grupos de edad de las muestras de biomasa de jacinto de agua caracterizadas en este estudio se realizó un análisis de varianza (ANOVA), para determinar diferencias significativas en las medidas de las variables de respuesta (humedad (%), materia volátil (%), cenizas (%), carbono fijo (%) y componentes menores).

2. Resultados y discusión

En la Tabla 13 se muestran los resultados del análisis próximo realizado a la biomasa recolectada del SHA de la Figura 10. En este estudio, el contenido promedio de humedad en los individuos caracterizados de jacinto de agua fue del 92 % (Tabla 13). Un resultado semejante fue reportado en los trabajos realizados por Afzal *et al.* (2018) y Carlini *et al.* (2018). Así mismo, no se presentaron diferencias significativas en cuanto al contenido de humedad entre los individuos de jacinto de agua en distintas etapas de desarrollo vegetativo ($p > 0,05$) (Tabla 13). A su vez, el porcentaje de materia volátil en la biomasa de jacinto de agua se estimó en un rango entre $65,1 \pm 1,3$ y $67,4 \pm 2,5$ % (Tabla 13). Valores cercanos a estos rangos fueron determinados en el estudio adelantado por Rezania, Din *et al.* (2016).

Tabla 13. Análisis próximo.

Jacinto de agua	Humedad (%)	Materia volátil (%)	Cenizas (%)	Carbono fijo (%)
1 a 4 semanas ($n = 10$)	$91,1 \pm 0,3^*$	$65,1 \pm 1,3^*$	$12,5 \pm 1,4^*$	$22,4 \pm 2,7^*$
5 a 8 semanas ($n = 10$)	$93,4 \pm 1,4^{**}$	$67,4 \pm 2,5^{**}$	$13,2 \pm 1,7^{**}$	$19,4 \pm 4,2^{**}$
9 a 12 semanas ($n = 10$)	$92,2 \pm 2,1^{***}$	$66,2 \pm 1,8^{***}$	$11,7 \pm 1,2^{***}$	$22,1 \pm 3,0^{***}$

Para cada una de las variables, los valores con *, ** y *** no son estadísticamente diferentes entre ellos según el ANOVA ($p > 0,05$), con $\alpha = 0,05$.

De acuerdo con Masto *et al.* (2013), al calentar la biomasa de jacinto de agua por encima de 180 °C se produce la consecuente disminución de peso como resultado de la liberación de la materia volátil contenida en el biomaterial, además de la generación de microporos en la superficie de la materia remanente y la expansión de la

microestructura por acción de los compuestos volátiles que aún se encuentran en el sustrato (Tan *et al.*, 2016). De esto resulta una valiosa propiedad que otorga parte de las características fisicoquímicas al biocarbón producido a partir de jacinto de agua (Hashem *et al.*, 2020).

Por su parte, el contenido de cenizas en la biomasa de jacinto de agua comprendió un rango entre $11,7 \pm 1,2$ y $13,2 \pm 1,7$ % (Tabla 13). No se identificaron diferencias significativas en la cantidad de cenizas entre las plantas macrófitas en distintas etapas de desarrollo vegetativo caracterizadas ($p > 0,05$). Un fenómeno similar fue observado en los trabajos realizados por Carlini *et al.* (2018) y Lu *et al.* (2008). De otro lado, el porcentaje de carbono fijo en las muestras analizadas comprendió valores entre $19,4 \pm 4,2$ y $22,4 \pm 2,7$ % (Tabla 13). Resultados semejantes se encontraron en estudios hechos por varios autores (Munjeri *et al.*, 2016; Soenjaya *et al.*, 2015). En correspondencia con Akowuah *et al.* (2012), biomásas con bajos contenidos de carbono fijo resultan ser mejores biocombustibles, debido a su alta reactividad. Es por ello que la biomasa de jacinto de agua ha sido utilizada para la fabricación de briquetas, sola o en mezcla con biomasa de otras especies vegetales (Davies & Abolude, 2013; Davies & Davies, 2013; Davies, Davies & Mohammed, 2013; Rajaseenivasan *et al.*, 2016).

Desde otra perspectiva, la biomasa de jacinto de agua contiene concentraciones importantes de diferentes nutrimentos de valor que pueden ser aprovechados por otras plantas, cuando dicha biomasa es transformada y empleada en forma de biofertilizantes (Sindhu *et al.*, 2017). De acuerdo con Goswami *et al.* (2017), la biomasa de jacinto de agua es de gran utilidad para la enmienda y recuperación de suelos. El contenido de componentes menores en las muestras de biomasa de jacinto de agua analizadas en este estudio se muestra en la Tabla 14.

Tabla 14. Componentes menores en la biomasa de jacinto de agua.

Jacinto de agua (<i>Eichhornia crassipes</i>)	Componentes menores											
	% en base seca							mg · kg ⁻¹ en base seca				
	N	P	K	Ca	Mg	Cl	S	B	Fe	Cu	Mn	Zn
1 a 4 semanas (n = 10)	2,7 ^{††}	0,7 [†]	6,6 [†]	1,3 ^{††}	1,2 [†]	5,6 ^{††}	0,3 [†]	20,8 ^{††}	128,7 ^{††}	3,6 ^{††}	627,8 ^{††}	24,4 ^{††}
5 a 8 semanas (n = 10)	1,9 ^{††}	0,5 [†]	6,4 [†]	0,7 ^{††}	1,0 [†]	3,5 ^{††}	0,2 [†]	23,7 ^{††}	94,4 ^{††}	2,5 ^{††}	259,2 ^{††}	19,8 ^{††}

Jacinto de agua (<i>Eichhornia crassipes</i>)	Componentes menores											
	% en base seca							mg · kg ⁻¹ en base seca				
	N	P	K	Ca	Mg	Cl	S	B	Fe	Cu	Mn	Zn
9 a 12 semanas (n = 10)	1,9 ^{††}	0,5 [†]	6,4 [†]	0,8 ^{††}	1,1 [†]	3,8 ^{††}	0,2 [†]	23,3 ^{††}	99,0 ^{††}	2,5 ^{††}	229,7 ^{††}	9,3 ^{††}

Para cada una de las variables, los valores con [†] no son estadísticamente diferentes entre ellos según el ANOVA ($p > 0,05$), con $\alpha = 0,05$; mientras que los valores con ^{††} presentan diferencias estadísticamente significativas, entre ellos, según el ANOVA ($p < 0,05$), con $\alpha = 0,05$.

La concentración de componentes menores en la biomasa de jacinto de agua caracterizada en este estudio fue similar a la reportada en el libro por Little (1979) y en los estudios realizados por Wanenge (2012) y Zhao *et al.* (2014). La carga de compuestos menores en la biomasa de jacinto de agua representa quizás el potencial de explotación más grande de este tipo de biomaterial (Singh & Kalamdhad, 2014).

La elaboración de compuestos de valor, como etanol (Mishima *et al.*, 2008) o hidrógeno (Rezania *et al.*, 2017), productos ricos en potasio (Feng *et al.*, 2017) y xantogenato de celulosa (Deng *et al.*, 2012), ha sido posible durante el aprovechamiento de la biomasa de jacinto de agua. De forma complementaria, se ha reportado la producción de biogás con alto contenido de metano (Verma *et al.*, 2007; Chuang *et al.*, 2011), adsorbentes para metales pesados (Deng *et al.*, 2012), alimentos para animales (Rezania, Ponraj, Din *et al.*, 2015), compost (Majumdar *et al.*, 2018), y carbones activados con fuerte capacidad de adsorción de fenoles, anilina y otros contaminantes orgánicos (Kumar *et al.*, 2013; Li, Dong *et al.*, 2017; Tan *et al.*, 2016), a partir de la biomasa de jacinto de agua. Supatata *et al.* (2013) encontraron que el jacinto de agua representa un menor costo de cultivo en comparación con otro tipo de materiales vegetales para ser utilizados en la producción de briquetas. Adicionalmente, Rezania, Din *et al.* (2016) plantearon que la biomasa generada por este material vegetal tiene potencial para emplearse como fuente de energía.

3. Conclusión

El contenido de compuestos menores en el tejido foliar del jacinto de agua representa un recurso de potencial aprovechamiento para la enmienda de suelos en las plantaciones de palma, así como para el suministro de nutrientes al cultivo. Así mismo, la combustión de la biomasa de jacinto de agua puede proporcionar electricidad, vapor de agua, aire caliente o calefacción.

Operación del sistema de tratamiento con humedales artificiales de la planta de beneficio de palma de aceite Alianza del Humea S.A.S., Meta, Colombia. Foto: Alexis Gonzalez-Díaz, Cenipalma.





CAPÍTULO V

Gastos de capital (CAPEX) y gastos de operación (OPEX) asociados a la implementación de la tecnología de humedales artificiales

En este capítulo se presentan los costos asociados a la inversión, operación y mantenimiento del sistema de humedales artificiales implementado para el tratamiento de las aguas residuales generadas en la planta de beneficio de Alianza del Humea S.A.S., establecidos según los componentes técnicos descritos en los acápite anteriores. Los costos se estiman en términos de pesos por metro cúbico de agua tratada. Los aspectos técnicos considerados para la estimación de los costos asociados a los humedales artificiales se presentan en la Tabla 15.

Tabla 15. Aspectos técnicos asociados al sistema de tratamientos.

Ítem	Valor	Unidad
Capacidad del sistema de tratamiento de efluentes	33.650	m ³
Efluentes producidos	0,84	m ³ · t RFF ⁻¹
Efluentes producidos en el año	88.255	m ³ · t RFF ⁻¹
Vida útil	10 ¹	Año
Tiempo de retención de efluentes en lagunas	56	d
Capacidad de humedales artificiales	601 187.478	m ³ · d ⁻¹ m ³ · año ⁻¹

¹ Se estima una vida útil de 10 años; sin embargo, la literatura refiere para este tipo de sistemas hasta 20 años (Steer et al., 2003).

1. Costos de capital (CAPEX)

En la Tabla 16 se estimaron los costos de inversión para poner en marcha los humedales artificiales. Los humedales del presente estudio de caso, como se ha descrito previamente, se establecieron en una infraestructura de canales impermeabilizados con geomembrana. Por ello, se consideraron costos asociados al uso de la tierra necesaria para la adecuación de la infraestructura, mano de obra y maquinaria requeridos para la elaboración de los canales, así como costos relacionados con los materiales empleados (geomembrana para el revestimiento de los canales). Igualmente, se relacionaron costos concernientes al material vegetal, como los derivados por concepto de transporte y cargue y descargue desde el sitio de consecución hasta la infraestruc-

tura acondicionada en la planta de beneficio para este propósito. No se incluyeron costos asociados a sustratos de soporte para el material vegetal tipo lecho granular u otro, debido a que el sistema evaluado corresponde a un humedal de flujo libre en el que no se incurrió en la adquisición de este tipo de materiales.

El costo de inversión en el establecimiento del sistema de humedales artificiales en el presente caso de estudio se estimó en \$ 259.383.305 según se observa en la Tabla 16. Los rubros que constituyen la mayor inversión corresponden a la adecuación e impermeabilización de canales (97 %). En este aspecto, cabe resaltar que la infraestructura incluyó un canal de sedimentación (100 m de longitud, 2,5 m de ancho y 2 m de profundidad) que comunica la salida de la última laguna con la entrada a los canales trapezoidales en donde se ha establecido el jacinto de agua. Respecto a los canales, estos tienen una longitud de 3.180 metros, donde se dispuso el material vegetal, el cual ocupó 1.060 metros de esa extensión. El costo de la impermeabilización de los canales incluyó el material (geomembrana) y la mano de obra necesaria para realizarla.

Tabla 16. Costos de capital.

Rubro	Característica	Costo
Elaboración de infraestructura de canales		
Costo de la tierra	265 m ² en los cuales se encuentra establecida la infraestructura	927.500
Construcción del canal de sedimentación	100 metros lineales	468.600
Localización y replanteo		2.500.000
Movilización de maquinaria		6.000.000
Excavación mecánica		20.250.000
Relleno con material		33.000.000
Impermeabilización de canales	Construcción e impermeabilización de canales (3.180 metros lineales)	140.474.425
Subtotal infraestructura		203.620.525
Administración (7 %)		14.253.437
IVA (7 %)		14.253.437
Imprevistos (4 %)		8.144.821
Utilidad (5 %)		10.181.026
IVA sobre la utilidad		1.934.395
Subtotal		252.387.641

Continúa

Rubro	Característica	Costo
Establecimiento de jacinto de agua		
Transporte de plántulas	5 viajes	6.540.000
Cargue y descargue	7 jornales	455.411
Subtotal		6.995.411
	\$	259.383.305
Total de la inversión (\$)	\$ · año ⁻¹	25.880.222
	\$ · m ⁻³	138

La adecuación del jacinto de agua en los canales corresponde al 3 % de la participación total de la inversión (Figura 19). Este costo se deriva del transporte del buchón de agua y los jornales empleados para cargue y descargue del material vegetal. No se consideró un costo asociado a la adquisición del jacinto de agua, dado que este se consigue de manera gratuita en otros humedales.

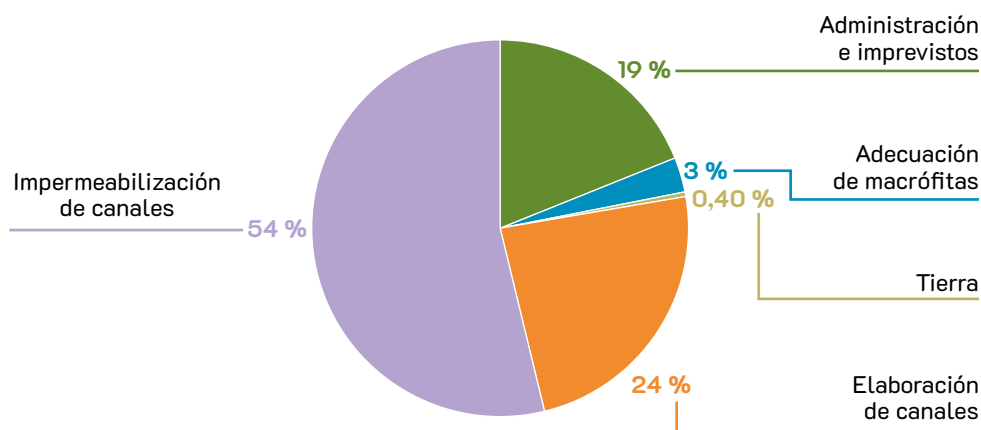


Figura 19. Participación de rubros en el CAPEX.

De acuerdo con el criterio de la empresa, se estimó una vida útil de 10 años para la infraestructura. En cuanto al establecimiento del material vegetal, solo es necesario hacerlo una vez durante su vida útil si recibe un adecuado manejo. De esta manera, se estimó un costo de inversión anual de \$ 25.880.222; en términos puntuales, al considerar una capacidad del sistema para tratar 187.488 m³ de efluentes al año (Tabla 15), se estima un costo por inversión de \$ 138 · m⁻³ (Tabla 16).

2. Costos operacionales (OPEX)

Los costos de operación y mantenimiento del sistema se estimaron de acuerdo con las labores realizadas para que este funcione de manera correcta. En cuanto al mantenimiento del sistema se incluyen labores, como cosechar los excedentes del buchón, dada su rápida tasa de crecimiento y la necesidad de mantener una proporción ajustada de plantas en la infraestructura. Esta actividad se realiza tres veces al año, para lo cual se requiere principalmente mano de obra. Otra tarea de mantenimiento corresponde a la extracción de sedimentos del sistema, que se efectúa para conservar el talud de forma adecuada, y también se hace tres veces al año.

Los costos asociados al mantenimiento se constituyen en uno de los aspectos determinantes de éxito de este tipo de sistemas, principalmente, debido a que permiten evitar el excesivo crecimiento de la especie y contribuyen a que las proporciones de la vegetación en el sistema realicen el trabajo de fitorremediación para el cual se establecieron. Poca rigurosidad en el mantenimiento de los sistemas puede conducir a problemáticas de índole ambiental y sobrecostos por la invasión de este tipo de plantas. Respecto a los costos de operación, se incluye el seguimiento a los parámetros de calidad del agua tratada, labor en la que se requieren jornales e insumos de laboratorio.

Los costos de operación y mantenimiento se observan en la Tabla 17, para los cuales se estimó un monto anual de 5.2 millones de pesos y, considerando la capacidad de tratamiento de agua del sistema, se estimó un costo de \$ 28 · m³.

Tabla 17. Costos de operación.

Actividad	Características	Costo (\$ · año ⁻¹)
Cosecha del buchón (\$ · año ⁻¹)	Se realiza cada cuatro meses; incluye costos de mano de obra y maquinaria.	406.337
Extracción de sedimentos (\$ · año ⁻¹)	Se realiza cada cuatro meses; incluye costos de mano de obra y maquinaria.	2.580.851
Monitoreo de parámetros de calidad (\$ · año ⁻¹)	Mano de obra e insumos.	2.216.509
Subtotal de mantenimiento y operación (\$ · año⁻¹)		5.203.697
\$ · m³		28

La operación del sistema de tratamiento con humedales artificiales implica usar mano de obra, materiales, y maquinaria y equipos. La Figura 20 presenta la participación de estos factores.

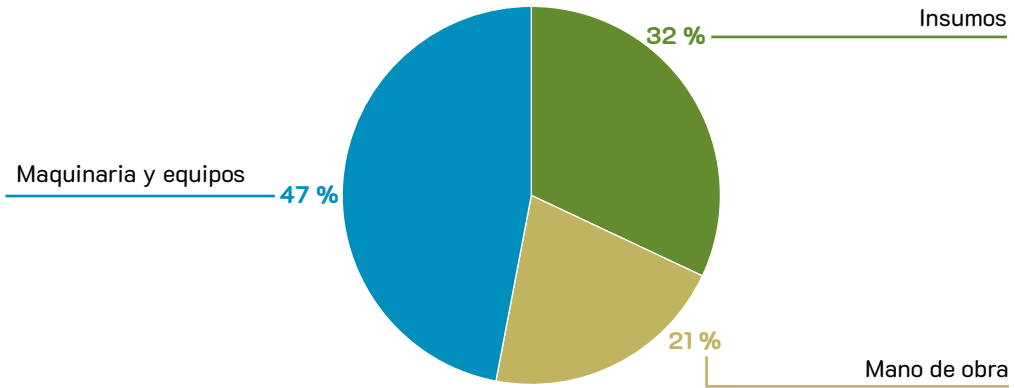


Figura 20. Participación de factores en el costo de operación y mantenimiento de los humedales.

Al considerar los costos de inversión, operación y mantenimiento de los humedales, se estima un costo anual de \$ 166 por metro cúbico de agua tratada. Al revisar literatura se detecta que el costo estimado se encuentra dentro del rango de los costos por tratamiento de aguas mediante humedales artificiales. Según reporta un estudio realizado durante varios años, el cual evaluó el costo de tratamiento de agua mediante la implementación de humedales, se estimó un rango entre \$ 100 y \$ 1.278 por metro cúbico tratado (Teng *et al.*, 2012).

El costo estimado para el tratamiento de un metro cúbico de efluentes en condiciones de la empresa en donde se realizó la documentación fue de \$ 1.913 (únicamente costo de operación). Esto implica que, para una empresa que cuente con un sistema de tratamiento de efluentes tradicional, la inversión y operación de un sistema de humedales artificiales implicaría un incremento del 9 % en el costo para tratar un metro cúbico de efluentes. Dicho aumento se ve reflejado en una mayor remoción de contaminantes.

Con el propósito de estimar el costo de remover contaminantes al contemplar las dos alternativas, lagunas + humedales y únicamente lagunas, se realizó un ejercicio teórico. Para ello, se consideró el costo de tratar un metro cúbico de efluentes en los dos sistemas previamente presentados y los miligramos de contaminantes removidos por metro cúbico de aguas tratadas. En dicho ejercicio se consideró el análisis

técnico presentado en acápite anteriores, el cual indica la remoción de diferentes contaminantes en diversos puntos del sistema de tratamiento de aguas. Se estimó el costo de remover un miligramo de DQO, cloruros, nitrógeno, fósforo, materia disuelta, sólidos solubles, sólidos sedimentables y aceites y grasas, en dos puntos: a la salida de la tercera laguna facultativa y a la salida de los humedales artificiales (Figura 21). Es notable que, cuando se implementan los humedales, se refleja un menor costo por miligramo de contaminante removido. Los porcentajes de mayor economía logrados según los parámetros son: 31 % para cloruros, 60 % para nitrógeno, 23 % para fósforo, 10 % para materia disuelta, 4 % para sólidos solubles, y 35 % para sólidos sedimentables. La razón es que, mediante la inclusión de humedales, se remueve una mayor cantidad de contaminante por metro cúbico de efluentes tratados.

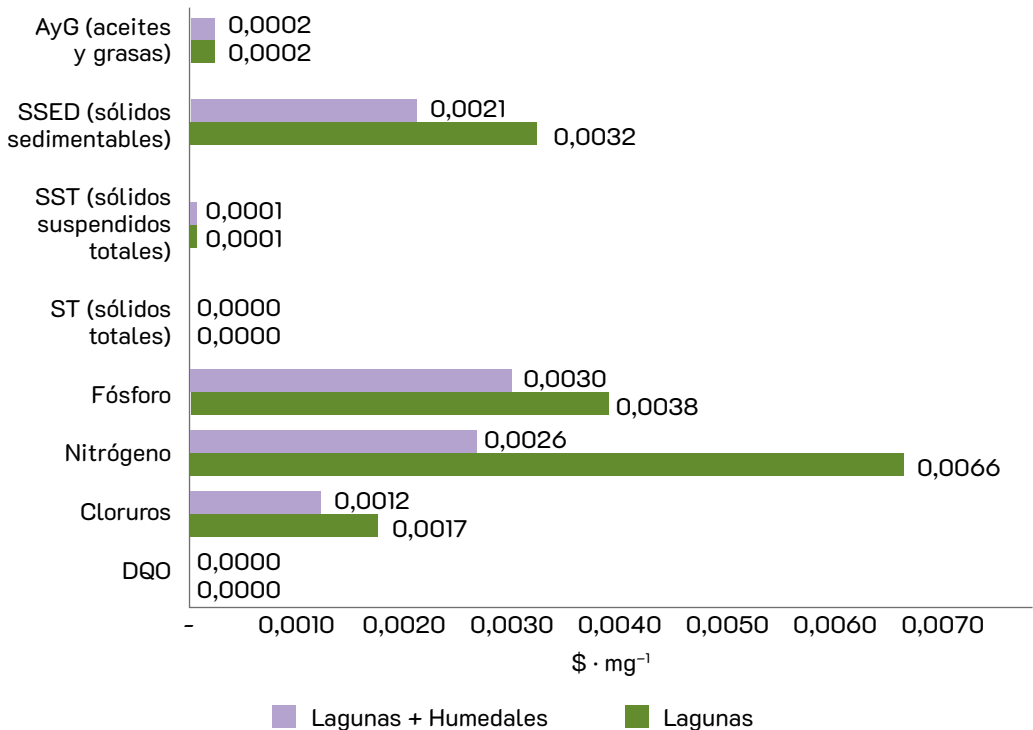


Figura 21. Costo por miligramo de contaminante removido.

Por último, los costos de implementación y mantenimiento de los humedales bajo el enfoque realizado en este estudio de caso resultan una alternativa viable desde el punto de vista económico, sin considerar que, teniendo en cuenta la regulación actual, el tratamiento de efluentes tradicionalmente empleado (lagunas) no permite remover adecuadamente algunos compuestos, como los iones cloruro.

Canales del sistema de humedales artificiales de flujo superficial libre, operado con jacinto de agua y ubicado en la planta de beneficio de palma de aceite Alianza del Humea S.A.S., Meta, Colombia. Foto: Alexis Gonzalez-Díaz, Cenipalma.



Referencias

- Abbasi, T., & Abbasi, S. A. (2012). *Water Quality Indices*. Elsevier. (1st edition). Kidlington.
- Abou-Elela, S. I., Elekhrawy, M. A., Khalil, M. T., & Hellal, M. S. (2017). Factors affecting the performance of horizontal flow constructed treatment wetland vegetated with *Cyperus papyrus* for municipal wastewater treatment. *International Journal of Phytoremediation*, 19(11), 1023–1028. <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1319327>
- Affandi, I. E., Suratman, N. H., Abdullah, S., Ahmad, W. A., & Zakaria, Z. A. (2014). Degradation of oil and grease from high-strength industrial effluents using locally isolated aerobic bio-surfactant-producing bacteria. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 95(Part A), 33–40. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.04.009>
- Afzal, I., Ahmad, M. S., Malik, S., Ibrahim, M., Al-Ayed, O. S., Qadir, G., ... Gull, M. (2018). Thermodynamics and Kinetics Parameters of *Eichhornia crassipes* Biomass for Bioenergy. *Protein and Peptide Letters*, 25(2). <https://doi.org/10.2174/0929866525666180122104237>
- Agarry, S. E., Oghenejoboh, K. M., Latinwo, G. K., & Owabor, C. N. (2018). Biotreatment of petroleum refinery wastewater in vertical surface-flow constructed wetland vegetated with *Eichhornia crassipes*: lab-scale experimental and kinetic modelling. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 0(0), 1–21. <https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1549106>
- Ahmad, A. L. A., Ismail, S. I., & Bhatia, S. (2003). Water recycling from palm oil mill effluent (POME) using membrane technology. *Desalination*, 157(1-3), 87–95. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(03\)00387-4](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(03)00387-4)
- Akinbile, C. O., & Yusoff, M. S. (2012). Assessing water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and lettuce (*Pistia stratiotes*) effectiveness in aquaculture wastewater treatment. *International Journal of Phytoremediation*, 14(3), 201–211. <https://doi.org/10.1080/15226514.2011.587482>
- Akowuah, J. O., Kemausuor, F., & Mitchual, S. J. (2012). Physico-chemical characteristics and market potential of sawdust charcoal briquette. *International Journal of Energy and Environmental Engineering*, 3(1), 20. <https://doi.org/10.1186/2251-6832-3-20>

- Al-Isawi, R., Ray, S., & Scholz, M. (2017). Comparative study of domestic wastewater treatment by mature vertical-flow constructed wetlands and artificial ponds. *Ecological Engineering*, 100, 8–18. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.12.017>
- Alahuhta, J., Heino, J., & Luoto, M. (2010). Climate change and the future distributions of aquatic macrophytes across boreal catchments. *Journal of Biogeography*, 38(2), 383–393. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02412.x>
- Alrawi, R. A., Ahmad, A., Ismail, N., & Kadir, M. O. A. (2011). Anaerobic co-digestion of palm oil mill effluent with rumen fluid as a co-substrate. *Desalination*, 269(1–3), 50–57. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.10.041>
- Ammary, B. Y. (2004). Nutrients requirements in biological industrial wastewater treatment. *African Journal of Biotechnology*, 3(4), 236–238.
- Ansola, G., & De Luis, E. (1994). Concentración de nutrientes en helófitos acuáticos utilizados en depuración de agua residual. *Limnética*, 10(1), 33–36. <https://www.limnetica.com/documentos/limnetica/limnetica-10-1-p-33.pdf>
- Ariunbaatar, J., Panico, A., Esposito, G., Pirozzi, F., & Lens, P. N. L. (2014). Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste. *Applied Energy*, 123, 143–156. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.02.035>
- Arnaiz, C., Gutiérrez, J. C., & Lebrato, J. (2006). Biomass stabilization in the anaerobic digestion of wastewater sludges. *Bioresource Technology*, 97(10), 1179–1184. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.05.010>
- ASTM International (2013). ASTM D3172-13 Standard Practice for Proximate Analysis of Coal and Coke. In *ASTM Volume 05.06 Gaseous Fuels; Coal and Coke; Catalysts; Bioenergy and Industrial Chemicals from Biomass*. Conshohocken. <https://doi.org/10.1520/D3172-13>
- ASTM International (2014). ASTM D4687-14 Standard Guide for General Planning of Waste Sampling. In *ASTM Volume 11.04 Waste Management*. Conshohocken. <https://doi.org/10.1520/D4687-14>
- Astuti, A. D., Rinanti, A., & Viera, A. A. F. (2017). Canteen Wastewater and Gray Water Treatment Using Subsurface Constructed Wetland-Multilayer Filtration Vertical Flow Type with Melati Air (*Echindorus paleaefolius*). *Aceh International Journal of Science and Technology*, 6(3), 111–121. <https://doi.org/10.13170/aijst.6.3.8446>
- Awotoye, O., Dada, A. C., & Arawomo, G. (2011). Impact of palm oil processing effluent discharge on the quality of receiving soil and river in south western Nigeria. *Journal of Applied Sciences Research*, 7(2), 111–118.

- Baird, R., & Bridgewater, L. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23rd edition. Washington, D.C., American Public Health Association.
- Bala, J. D., Lalung, J., & Ismail, N. (2015). Studies on the reduction of organic load from palm oil mill effluent (POME) by bacterial strains. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 4(1), 1–10. <https://doi.org/10.1007/s40093-014-0079-6>
- Beuckels, A., Smolders, E., & Muylaert, K. (2015). Nitrogen availability influences phosphorus removal in microalgae-based wastewater treatment. *Water Research*, 77, 98–106. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.03.018>
- Boyd, C. E. (1970). Vascular aquatic plants for mineral nutrient removal from polluted waters. *Economic Botany*, 24(1), 95–103. <https://doi.org/10.1007/BF02860642>
- Bukhari, A. A. (2008). Investigation of the electro-coagulation treatment process for the removal of total suspended solids and turbidity from municipal wastewater. *Bioresource Technology*, 99(5), 914–921. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.03.015>
- Buss, W., Graham, M., Shepherd, J., & Mašek, O. (2016). Suitability of marginal biomass-derived biochars for soil amendment. *Science of the Total Environment*, 547, 314–322. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.148>
- Carlini, M., Castellucci, S., & Mennuni, A. (2018). Water hyacinth biomass: chemical and thermal pre-treatment for energetic utilization in anaerobic digestion process. *Energy Procedia*, 148, 431–438. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2018.08.106>
- Carvalho, M., Oehmen, A., Carvalho, G., & Reis, M. A. M. (2014). The effect of substrate competition on the metabolism of polyphosphate accumulating organisms (PAOs). *Water Research*, 64, 149–159. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.07.004>
- Caselles-Osorio, A., Vega, H., Lancheros, J. C., Casierra-Martínez, H. A., & Mosquera, J. E. (2017). Horizontal subsurface-flow constructed wetland removal efficiency using *Cyperus articulatus* L. *Ecological Engineering*, 99, 479–485. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.062>
- Chaikitkaew, S., Kongjan, P., & O-Thong, S. (2015). Biogas Production from Biomass Residues of Palm Oil Mill by Solid State Anaerobic Digestion. *Energy Procedia* 79, 838–844. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2015.11.575>
- Chan, Y. J., Chong, M. F., & Law, C. L. (2010a). Biological treatment of anaerobically digested palm oil mill effluent (POME) using a Lab-Scale Sequencing Batch Reactor (SBR). *Journal of Environmental Management*, 91(8), 1738–1746. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.03.021>

- Chan, Y. J., Chong, M. F., & Law, C. L. (2010b). Effects of temperature on aerobic treatment of anaerobically digested palm oil mill effluent (POME). *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 49(15), 7093–7101. <https://doi.org/10.1021/ie901952m>
- Chan, Y. J., Chong, M. F., & Law, C. L. (2012). An integrated anaerobic-aerobic bioreactor (IAAB) for the treatment of palm oil mill effluent (POME): Start-up and steady state performance. *Process Biochemistry*, 47(3), 485–495. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2011.12.005>
- Chang, J. S., Chang, C. Y., Chen, A. C., Erdei, L., & Vigneswaran, S. (2006). Long-term operation of submerged membrane bioreactor for the treatment of high strength acrylonitrile-butadiene-styrene (ABS) wastewater: effect of hydraulic retention time. *Desalination*, 191(1–3), 45–51. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.07.020>
- Chen, X., Chen, X., Wan, X., Weng, B., & Huang, Q. (2010). Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) waste as an adsorbent for phosphorus removal from swine wastewater. *Bioresource Technology*, 101(23), 9025–9030. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.07.013>
- Chen, Z., Kuschik, P., Reiche, N., Borsdorf, H., Kästner, M., & Köser, H. (2012). Comparative evaluation of pilot scale horizontal subsurface-flow constructed wetlands and plant root mats for treating groundwater contaminated with benzene and MTBE. *Journal of Hazardous Materials*, 209–210, 510–515. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.01.067>
- Chou, K. W., Tan, S. W., Morad, N., Tow, T. T., Kadir, M. O. A., & Ismail, N. (2016). Aerobic Post-treatment of Different Anaerobically Digested Palm Oil Mill Effluent (POME). *International Journal of Environmental Science and Development*, 7(7), 511–515. <https://doi.org/10.18178/ijesd.2016.7.7.830>
- Chowdhury, P., Viraraghavan, T., & Srinivasan, A. (2010). Biological treatment processes for fish processing wastewater – A review. *Bioresource Technology*, 101(2), 439–449. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.08.065>
- Chuang, Y. S., Lay, C. H., Sen, B., Chen, C. C., Gopalakrishnan, K., Wu, J. H., Lin, C. S., & Lin, C. Y. (2011). Biohydrogen and biomethane from water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) fermentation: Effects of substrate concentration and incubation temperature. *International Journal of Hydrogen Energy*, 36(21), 14195–14203. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2011.04.188>
- Chukwunonsoa, O. I., Fauziah, S. H., & Redzwan, G. (2014). The Utilization of Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) as Aquatic Macrophage Treatment System (AMATS) in Phytoremediation for Palm Oil Mill Effluent (POME). *International Journal of Sciences: Basic and Applied Research (IJSBAR)*, 13(2), 31–47. <http://gssrr.org/index.php?journal=JournalOfBasicAndApplied>

- Chunkao, K., Nimpee, C., & Duangmal, K. (2012). The King's initiatives using water hyacinth to remove heavy metals and plant nutrients from wastewater through Bueng Makkasan in Bangkok, Thailand. *Ecological Engineering*, 39, 40–52. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.09.006>
- Cipolla, S. S., & Maglionico, M. (2014). Heat Recovery from Urban Wastewater: Analysis of the Variability of Flow Rate and Temperature in the Sewer of Bologna, Italy. *Energy Procedia*, 45, 288–297. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.01.031>
- Colares, G. S., Dell'Osbel, N., Wiesel, P. G., Oliveira, G. A., Lemos, P. H. Z., da Silva, F. P., ... Machado, Ê. L. (2020). Floating treatment wetlands: A review and bibliometric analysis. *Science of the Total Environment*, 714, 136776. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136776>
- Cortés Martínez, F., Treviño Cansino, A., Luévanos Rojas, A., Luévanos Rojas, R., & Uranga Sifuentes, A. C. (2014). Objective function in the design of the facultative lagoon (case study). *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 5(3), 433–447.
- Costa, R. H. R., Bavaresco, A. S. L., Medri, W., & Philippi, L. S. (2000). Tertiary treatment of piggery wastes in water hyacinth ponds. *Water Science and Technology*, 42(10–11), 211–214. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0645>
- Crites, R., Gunther, D., Kruzic, A., Pelz, J., & Tchobanoglous, G. (2002). *Design Manual: Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment*. EPA/625/1-88/O22. U.S. Environmental Protection Agency.
- Crites, R. W., Middlebrooks, E. J., Bastian, R. K., & Reed, S. C. (2006). *Natural Wastewater Treatment Systems*. CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Crites, R. W., Tchobanoglous, G., Camargo, M., & Pardo, L. P. (2000). *Sistemas de manejo de aguas residuales: para núcleos pequeños y descentralizados*. McGraw-Hill.
- Davies, R. M., & Abolude, D. S. (2013). Ignition and Burning Rate of Water Hyacinth Briquettes. *Journal of Scientific Research and Reports*, 2(1), 111–120. <https://doi.org/10.9734/jsrr/2013/1964>
- Davies, R. M., & Davies, O. A. (2013). Physical and Combustion Characteristics of Briquettes Made from Water Hyacinth and Phytoplankton Scum as Binder. *Journal of Combustion*. <https://doi.org/10.1155/2013/549894>
- Davies, R. M., Davies, O. A., & Mohammed, U. S. (2013). Combustion Characteristics of Traditional Energy Sources and Water Hyacinth Briquettes. *International Journal of Scientific Research in Environmental Sciences*, 1(7), 144–151. <https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.1076.7963&rep=rep1&type=pdf>

- DeBusk, T. A., Peterson, J. E., & Ramesh Reddy, K. (1995). Use of aquatic and terrestrial plants for removing phosphorus from dairy wastewaters. *Ecological Engineering*, 5(2), 371–390. [https://doi.org/10.1016/0925-8574\(95\)00033-X](https://doi.org/10.1016/0925-8574(95)00033-X)
- de Campos, F. V., de Oliveira, J. A., da Silva, A. A., Ribeiro, C., & dos Santos Farnese, F. (2019). Phytoremediation of arsenite-contaminated environments: is *Pistia stratiotes* L. a useful tool? *Ecological Indicators*, 104, 794–801. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.048>
- de Queiroz, R. de C. S., Maranduba, H. L., Hafner, M. B., Rodrigues, L. B., & de Almeida Neto, J. A. (2020). Life cycle thinking applied to phytoremediation of dairy wastewater using aquatic macrophytes for treatment and biomass production. *Journal of Cleaner Production*, 267. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122006>
- Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L. F., & Andrade, M. (2010). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*. Centro Agua de la Universidad Mayor de San Simón de Bolivia.
- Deng, L., Geng, M., Zhu, D., Zhou, W., Langdon, A., Wu, H., ... Wang, Y. (2012). Effect of chemical and biological degumming on the adsorption of heavy metal by cellulose xanthogenates prepared from *Eichhornia crassipes*. *Bioresource Technology*, 107, 41–45. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.12.023>
- Department of Environment (1982). Environmental Quality (Prescribed Premises) (Crude Palm Oil) (Amendment) Regulation 1977, 2–6.
- Donneys-Victoria, D., Marriaga-Cabrales, N., Machuca-Martínez, F., Benavides-Guerrero, J., & Cloutier, S. G. (2020). Indigo carmine and chloride ions removal by electrocoagulation. Simultaneous production of brucite and layered double hydroxides. *Journal of Water Process Engineering*, 33, 101106. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.101106>
- Duan, J., Fang, H., Su, B., Chen, J., & Lin, J. (2015). Characterization of a halophilic heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacterium and its application on treatment of saline wastewater. *Bioresource Technology*, 179, 421–428. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.057>
- Environmental Protection Agency. (2011). *Principles of Design and Operations of Wastewater Treatment Pond Systems for Plant Operators, Engineers, and Managers*. Cincinnati: EPA's Office of Research and Development.
- Fang, C., O-Thong, S., Boe, K., & Angelidaki, I. (2011). Comparison of UASB and EGSB reactors performance, for treatment of raw and deoiled palm oil mill effluent (POME). *Journal of Hazardous Materials*, 189(1–2), 229–234. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.02.025>

- Feng, W., Xiao, K., Zhou, W., Zhu, D., Zhou, Y., Yuan, Y., ... Zhao, J. (2017). Analysis of utilization technologies for *Eichhornia crassipes* biomass harvested after restoration of wastewater. *Bioresource Technology*, 223, 287–295. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.10.047>
- Fernández González, J., Beascochea, E. M., Muñoz, J. M., Fernández de la Mora, M. D. (2004). Manual de Fitodepuración. Filtros de macrófitas en flotación. *Fundación Global Nature*, 61–78. https://fundacionglobalnature.org/wp-content/uploads/2020/01/manual_fitodepuracion.pdf
- Fonder, N., & Headley, T. (2010). Systematic classification, nomenclature and reporting for constructed treatment wetlands. In J. Vymazal (Ed.), *Water and nutrient management in natural and constructed wetlands*, 191-218. Dordrecht: Springer.
- Fonder, N., & Headley, T. (2013). The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification and nomenclature system. *Ecological Engineering*, 51, 203–211. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.011>
- Fulazzaky, M. A. (2013). Calculation of the release of total organic matter and total mineral using the hydrodynamic equations applied to palm oil mill effluent treatment by cascaded anaerobic ponds. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 36, 11–21. <https://doi.org/10.1007/s00449-012-0756-7>
- Gajalakshmi, S., & Abbasi, S. A. (2002). Effect of the application of water hyacinth compost/vermicompost on the growth and flowering of *Crossandra undulaefolia*, and on several vegetables. *Bioresource Technology*, 85(2), 197–199. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00096-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00096-2)
- Gamage, N. S., & Yapa, P. A. J. (2001). Use of water Hyacinth [*Eichhornia crassipes* (Mart) Solms] in treatment systems for textile mill effluents - a case study. *Journal of the National Science Foundation of Sri Lanka*, 29(1–2), 15–28. <https://doi.org/10.4038/jnsfsr.v29i1-2.2615>
- Gao, X., Wang, Y., Sun, B., & Li, N. (2019). Nitrogen and phosphorus removal comparison between periphyton on artificial substrates and plant-periphyton complex in floating treatment wetlands. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 21161–21171. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05455-w>
- García-Núñez, J. A. (1996a). Manejo de efluentes de plantas extractoras. 1. Arranque, operación y mantenimiento de lagunas de estabilización. *Boletín técnico*, 10(41). <https://publicaciones.fedepalma.org/index.php/boletines/article/view/10522>
- García-Núñez, J. A. (1996b). Manejo de efluentes de plantas extractoras. 1. Arranque, operación y mantenimiento de lagunas de estabilización. *Boletín técnico*, 10, 16-18. <https://publicaciones.fedepalma.org/index.php/boletines/article/view/10522>

- García-Núñez, J. A., Ramírez-Contreras, N. E., Rodríguez, D. T., Silva-Lora, E., Frear, C. S., Stocckle, C., & García-Pérez, M. (2016). Evolution of palm oil mills into bio-refineries: Literature review on current and potential uses of residual biomass and effluents. *Resources, Conservation and Recycling*, *110*, 99–114. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.03.022>
- García-Núñez, J. A., Rodríguez, D. T., Fontanilla, C. A., Ramírez-Contreras, N. E., Silva-Lora, E. E., Frear, C. S., ... García-Pérez, M. (2016). Evaluation of alternatives for the evolution of palm oil mills into biorefineries. *Biomass and Bioenergy*, *95*, 310–329. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2016.05.020>
- García-Núñez, J. A., & Uribe-Mesa, L. D. (1997). Manejo de efluentes de plantas extractoras. 2. Diseño de lagunas de estabilización. *Boletín técnico*, *11*, 24–26. <https://publicaciones.fedepalma.org/index.php/boletines/article/view/10521>
- Gautam, M., & Agrawal, M. (2017). Phytoremediation of metals using vetiver (*Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty) grown under different levels of red mud in sludge amended soil. *Journal of Geochemical Exploration*, *182*(Part B), 218–227. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.03.003>
- Ge, H., Batstone, D. J., & Keller, J. (2015). Biological phosphorus removal from abattoir wastewater at very short sludge ages mediated by novel PAO clade Comamonadaceae. *Water Research*, *69*, 173–182. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.11.026>
- Gemeda, S., Gabbiye, N., & Alemu, A. (2019). Phytoremediation Potential of Free Floating Plant Species for Chromium Wastewater: The Case of Duckweed, Water Hyacinth, and Water Lilies. *Advances of Science and Technology*, *274*, 519–535. https://doi.org/10.1007/978-3-030-15357-1_42
- Ghimire, U., Nandimandalam, H., Martínez-Guerra, E., & Gude, V. G. (2019). Wetlands for wastewater treatment. *Water Environment Research*, *91*(10), 1378–1389. <https://doi.org/10.1002/wer.1232>
- Goswami, L., Nath, A., Sutradhar, S., Bhattacharya, S. S., Kalamdhad, A., Vellingiri, K., & Kim, K. H. (2017). Application of drum compost and vermicompost to improve soil health, growth, and yield parameters for tomato and cabbage plants. *Journal of Environmental Management*, *200*, 243–252. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.073>
- Grueso, J. R., & Jaramillo, L. M. (1998). *Seguimiento y evaluación del prototipo de planta de tratamiento de aguas residuales domésticas* [Tesis de pregrado]. Universidad Nacional de Colombia.
- Guittonny-Philippe, A., Petit, M. E., Masotti, V., Monnier, Y., Malleret, L., Coulomb, B., ... Laffont-Schwob, I. (2015). Selection of wild macrophytes for use in constructed wetlands for phytoremediation of contaminant mixtures. *Journal of Environmental Management*, *147*, 108–123. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.09.009>

- Gupta, N., Pandey, P., & Hussain, J. (2017). Effect of physicochemical and biological parameters on the quality of river water of Narmada, Madhya Pradesh, India. *Water Science*, 31(1), 11–23. <https://doi.org/10.1016/j.wsj.2017.03.002>
- Hamidi, R., Kahforoushan, D., & Fatehifar, E. (2013). The simultaneous removal of calcium, magnesium and chloride ions from industrial wastewater using magnesium-aluminum oxide. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 48(10), 1225–1230. <https://doi.org/10.1080/10934529.2013.776855>
- Hashem, M. A., Hasan, M., Momen, M. A., Payel, S., & Nur-A-Tomal, M. S. (2020). Water hyacinth biochar for trivalent chromium adsorption from tannery wastewater. *Environmental and Sustainability Indicators*, 5, 100022. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2020.100022>
- Hazelip, E. (1998). Depuración natural de aguas residuales. Bioconstrucción. Revista Estacional La Osa. Guía de vida natural del Cantábrico. <http://www.laosa.org/revista/6/biocons.htm>.
- Henry-Silva, G. G., & Monteiro-Camargo, A. F. (2002). Nutritive value of free-floating aquatic macrophytes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* and *Salvinia molesta*), used in aquaculture waste treatment. *Acta Scientiarum - Biological and Health Sciences*, 24(2), 519–526. https://www.researchgate.net/publication/285947987_Nutritive_value_of_free-floating_aquatic_macrophytes_Eichhornia_crassipes_Pistia_stratiotes_and_Salvinia_molesta_used_in_aquaculture_waste_treatment
- Higgins, M. J., Beightol, S., Mandahar, U., Suzuki, R., Xiao, S., Lu, H. W., ... Murthy, S. N. (2017). Pretreatment of a primary and secondary sludge blend at different thermal hydrolysis temperatures: Impacts on anaerobic digestion, dewatering and filtrate characteristics. *Water Research*, 122, 557–569. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.06.016>
- Ho, L. T., Van Echelpoel, W., & Goethals, P. L. M. (2017). Design of waste stabilization pond systems: A review. *Water Research*, 123, 236–248. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.06.071>
- Hosseini, S. E., & Wahid, M. A. (2015). Pollutant in palm oil production process. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 65(7), 773–781. <https://doi.org/10.1080/10962247.2013.873092>
- Hou, B., Han, H., Jia, S., Zhuang, H., Zhao, Q., & Xu, P. (2014). Effect of alkalinity on nitrite accumulation in treatment of coal chemical industry wastewater using moving bed biofilm reactor. *Journal of Environmental Sciences*, 26(5), 1014–1022. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(13\)60517-3](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(13)60517-3)
- Hu, X., Liu, X., Yang, X., Guo, F., Su, X., & Chen, Y. (2018). Acute and chronic responses of macrophyte and microorganisms in constructed wetlands to cerium dioxide nanoparticles: Implications for wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, 348, 35–45. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.04.189>

- Ibegbulam-Njoku, P. N., & Achi, O. K. (2014). Biodegradation of Palm Oil Mill Effluent. *Microbiology Research Journal International*, 4(12), 1440–1450. <https://doi.org/10.9734/bmrj/2014/12008>
- Ibrahim, M., Shaltout, A. A., Atta, D. E., Jalbout, A. F., & Soylak, M. (2009). Removal of COOH, Cd and Pb using water hyacinth: FTIR and flame atomic absorption study. *Journal of the Iranian Chemical Society*, 6, 364–372. <https://doi.org/10.1007/BF03245846>
- Ilyas, H., & Masih, I. (2018). The effects of different aeration strategies on the performance of constructed wetlands for phosphorus removal. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 5318–5335. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-1071-2>
- Ismail, I., Hassan, M. A., Abdul Rahman, N. A., & Soon, C. S. (2010). Thermophilic biohydrogen production from palm oil mill effluent (POME) using suspended mixed culture. *Biomass and Bioenergy*, 34(1), 42–47. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.09.009>
- Jahan, M., Akhtar, N., Khan, N., Roy, C., Islam, R., & Nurunnabi, M. (2014). Characterization of tannery wastewater and its treatment by aquatic macrophytes and algae. *Bangladesh Journal of Scientific and Industrial Research*, 49(4), 233–242. <https://doi.org/10.3329/bjsir.v49i4.22626>
- Jayaweera, M. W., Kasturiarachchi, J. C., Kularatne, R. K. A., & Wijeyekoon, S. L. J. (2008). Contribution of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) grown under different nutrient conditions to Fe-removal mechanisms in constructed wetlands. *Journal of Environmental Management*, 87(3), 450–460. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.01.013>
- Jeong, J. Y., Son, S. M., Pyon, J. H., & Park, J. Y. (2014). Performance comparison between mesophilic and thermophilic anaerobic reactors for treatment of palm oil mill effluent. *Bioresource Technology*, 165, 122–128. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.04.007>
- Jia, L., Wang, R., Feng, L., Zhou, X., Lv, J., & Wu, H. (2018). Intensified nitrogen removal in intermittently-aerated vertical flow constructed wetlands with agricultural biomass: Effect of influent C/N ratios. *Chemical Engineering Journal*, 345, 22–30. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.03.087>
- Jing, S. R., Lin, Y. F., Wang, T. W., & Lee, D. Y. (2002). Microcosm wetlands for wastewater treatment with different hydraulic loading rates and macrophytes. *Journal of Environmental Quality*, 31(2), 690–696. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/11931463/>
- Kamyab, H., Md Din, M. F., Lee Tin, C., Ponraj, M., Soltani, M., Mohamad, S. E., & Roudi, A. M. (2014). Micro-Macro Algal Mixture as a Promising Agent for Treating POME Discharge and its Potential Use as Animal Feed Stock Enhancer. *Jurnal Teknologi (Science and Engineering)*, 68(5). <https://doi.org/10.11113/jt.v68.3021>

- Kantawanichkul, S., Kladprasert, S., & Brix, H. (2009). Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*. *Ecological Engineering*, 35(2), 238–247. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.06.002>
- Kalra, Y. (1998). *Handbook of Reference Methods for Plant Analysis*. *Crop Science*, 38(6), 1710–1711. <https://doi.org/10.2135/cropsci1998.0011183x003800060050x>
- Khadaroo, S. N. B. A., Poh, P. E., Gouwanda, D., & Grassia, P. (2019). Applicability of various pretreatment techniques to enhance the anaerobic digestion of Palm oil Mill effluent (POME): A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(5), 103310. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103310>
- Khalid, A., Arshad, M., Anjum, M., Mahmood, T., & Dawson, L. (2011). The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Management*, 31(8), 1737–1744. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.03.021>
- Kim, W., Hwang, K., Shin, S. G., Lee, S., & Hwang, S. (2010). Effect of high temperature on bacterial community dynamics in anaerobic acidogenesis using mesophilic sludge inoculum. *Bioresource Technology*, 101(1), S17–S22. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.03.029>
- Kivaisi, A. (2001). The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering*, 16(4), 545–560. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00113-0](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00113-0)
- Kotoula, D., Iliopoulou, A., Irakleous-Palaiologou, E., Gatidou, G., Aloupi, M., Antonopoulou, P., ... Stasinakis, A. S. (2020). Municipal wastewater treatment by combining in series microalgae *Chlorella sorokiniana* and macrophyte *Lemna minor*: Preliminary results. *Journal of Cleaner Production*, 271, 122704. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122704>
- Kouamé Kouamé, V., Yapoga, S., Kouadio-Kouakou, N., Tidou-Abiba, S., & Atsé-Boua, C. (2016). Phytoremediation of wastewater toxicity using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and water lettuce (*Pistia stratiotes*). *International Journal of Phytoremediation*, 18(10), 949–955. <https://doi.org/10.1080/15226514.2016.1183567>
- Krishnan, S., Singh, L., Sakinah, M., Thakur, S., Wahid, Z. A., & Ghrayeb, O. A. (2017). Role of organic loading rate in bioenergy generation from palm oil mill effluent in a two-stage up-flow anaerobic sludge blanket continuous-stirred tank reactor. *Journal of Cleaner Production*, 142(Part 4), 3044–3049. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.165>

- Kumar, S., Masto, R. E., Ram, L. C., Sarkar, P., George, J., & Selvi, V. A. (2013). Biochar preparation from *Parthenium hysterophorus* and its potential use in soil application. *Ecological Engineering*, 55, 67–72. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.02.011>
- Lal, R. K., Chanotiy, C. S., Gupta, P., Sarkar, S., Singh, S., Maurya, R., ... Chaudhary, P. K. (2018). Phenotypic stability, genotype · environmental interactions, and cultivar recommendations for essential oil yield in khus aromatic grass (*Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty). *Industrial Crops and Products*, 111, 871–877. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2017.11.003>
- Lam, M. K., & Lee, K. T. (2011). Renewable and sustainable bioenergies production from palm oil mill effluent (POME): Win-win strategies toward better environmental protection. *Biotechnology Advances*, 29(1), 124–141. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2010.10.001>
- Lanham, A. B., Oehmen, A., Carvalho, G., Saunders, A. M., Nielsen, P. H., & Reis, M. A. M. (2018). Denitrification activity of polyphosphate accumulating organisms (PAOs) in full-scale wastewater treatment plants. *Water Science & Technology*, 78(12), 2449–2458. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.517>
- Lara, J. A. (1999). *Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales*. Instituto Catalán de Tecnología. Universidad Politécnica de Cataluña [Tesis de maestría]. Universidad Politécnica de Cataluña. <https://agua.org.mx/biblioteca/depuracion-de-aguas-residuales-municipales-con-humedales-artificiales/>
- Lee, C. S., Robinson, J., & Chong, M. F. (2014). A review on application of flocculants in wastewater treatment. *Process Safety and Environmental Protection*, 92(6), 489–508. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2014.04.010>
- Leitão, R. C., Van Haandel, A. C., Zeeman, G., & Lettinga, G. (2006). The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: A review. *Bioresource Technology*, 97(9), 1105–1118. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.12.007>
- Li, H., Dong, X., da Silva, E. B., de Oliveira, L. M., Chen, Y., & Ma, L. Q. (2017). Mechanisms of metal sorption by biochars: Biochar characteristics and modifications. *Chemosphere*, 178, 466–478. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.072>
- Li, H., Chen, Y., Long, J., Jiang, D., Liu, J., Li, S., ... Chen, D. (2017). Simultaneous removal of thallium and chloride from a highly saline industrial wastewater using modified anion exchange resins. *Journal of Hazardous Materials*, 333, 179–185. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.03.020>

- Li, M., Sheng, G. P., Wu, Y. J., Yu, Z. L., Bañuelos, G. S., & Yu, H. Q. (2014). Enhancement of nitrogen and phosphorus removal from eutrophic water by economic plant annual ryegrass (*Lolium multiflorum*) with ion implantation. *Environmental Science and Pollution Research*, 21, 9617–9625. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2987-4>
- Li, M., Wu, H., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., & Kong, Q. (2017). Nitrogen removal and nitrous oxide emission in surface flow constructed wetlands for treating sewage treatment plant effluent: Effect of C/N ratios. *Bioresource Technology*, 240, 157–164. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.02.054>
- Li, Y., Shi, S., Cao, H., Wu, X., Zhao, Z., & Wang, L. (2016). Bipolar membrane electro dialysis for generation of hydrochloric acid and ammonia from simulated ammonium chloride wastewater. *Water Research*, 89, 201–209. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.038>
- Liang, Y., Zhu, H., Bañuelos, G., Yan, B., Zhou, Q., Yu, X., & Cheng, X. (2017). Constructed wetlands for saline wastewater treatment: A review. *Ecological Engineering*, 98, 275–285. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.005>
- Liang, Z., Liu, Y., Ge, F., Xu, Y., Tao, N., Peng, F., & Wong, M. (2013). Efficiency assessment and pH effect in removing nitrogen and phosphorus by algae-bacteria combined system of *Chlorella vulgaris* and *Bacillus licheniformis*. *Chemosphere*, 92(10), 1383–1389. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.05.014>
- Liew, W. L., Kassim, M. A., Muda, K., Loh, S. K., & Affam, A. C. (2015). Conventional methods and emerging wastewater polishing technologies for palm oil mill effluent treatment: A review. *Journal of Environmental Management*, 149, 222–235. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.016>
- Little, E. C. S. (1979). Water, Mineral and Protein Content and Productivity of Aquatic Plants. In *Handbook of utilization of aquatic plants*. Kerikeri. <http://www.fao.org/docrep/003/x6862e/X6862E00.htm>
- Liu, W., Lü, L., Lu, Y., Hu, X., & Liang, B. (2019). Removal of chloride from simulated acidic wastewater in the zinc production. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 27(5), 1037–1043. <https://doi.org/10.1016/j.cjche.2018.06.025>
- Lord, R. D. (1982). *Uso de plantas acuáticas para el tratamiento de aguas residuales*. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud; Organización Panamericana de la Salud; Organización Mundial de la Salud.
- Lu, J., Fu, Z., & Yin, Z. (2008). Performance of a water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) system in the treatment of wastewater from a duck farm and the effects of using water hyacinth as duck feed. *Journal of Environmental Sciences*, 20(5), 513–519. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62088-4](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62088-4)

- Lu, S., Pei, L., & Bai, X. (2015). Study on method of domestic wastewater treatment through new-type multi-layer artificial wetland. *International Journal of Hydrogen Energy*, 40(34), 11207–11214. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2015.05.165>
- Luederitz, V., Eckert, E., Lange-Weber, M., Lange, A., & Gersberg, R. M. (2001). Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 18(2), 157–171. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(01\)00075-1](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(01)00075-1)
- Luo, P., Liu, F., Zhang, S., Li, H., Yao, R., Jiang, Q., ... Wu, J. (2018). Nitrogen removal and recovery from lagoon-pretreated swine wastewater by constructed wetlands under sustainable plant harvesting management. *Bioresource Technology*, 258, 247–254. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.017>
- Machado, A. I., Beretta, M., Fragoso, R., & Duarte, E. (2017). Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. *Journal of Environmental Management*, 187, 560–570. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.015>
- Majumdar, A., Barla, A., Upadhyay, M. K., Ghosh, D., Chaudhuri, P., Srivastava, S., & Bose, S. (2018). Vermiremediation of metal(loid)s via *Eichhornia crassipes* phytomass extraction: A sustainable technique for plant amelioration. *Journal of Environmental Management*, 220, 118–125. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.017>
- Manap, N., & Voulvoulis, N. (2016). Data analysis for environmental impact of dredging. *Journal of Cleaner Production*, 137, 394–404. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.109>
- Martínez, F. C., Cansino, A. T., García, M. A. A., Kalashnikov, V., & Rojas, R. L. (2014). Mathematical Analysis for the Optimization of a Design in a Facultative Pond: Indicator Organism and Organic Matter. *Mathematical Problems in Engineering*, 2014. <https://doi.org/10.1155/2014/652509>
- Masifwa, W. F., Twongo, T., & Denny, P. (2001). The impact of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms on the abundance and diversity of aquatic macroinvertebrates along the shores of northern Lake Victoria, Uganda. *Hydrobiologia*, 452, 79–88. <https://doi.org/10.1023/A:1011923926911>
- Masto, R. E., Kumar, S., Rout, T. K., Sarkar, P., George, J., & Ram, L. C. (2013). Biochar from water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and its impact on soil biological activity. *Catena*, 111, 64–71. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.06.025>
- McCabe, B. K., Hamawand, I., Harris, P., Baillie, C., & Yusaf, T. (2014). A case study for biogas generation from covered anaerobic ponds treating abattoir wastewater: Investigation of pond performance and potential biogas production. *Applied Energy*, 114, 798–808. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.10.020>

- Md Sa'at, S. K., & Qamaruz Zaman, N. (2017). Phytoremediation Potential of Palm Oil Mill Effluent by Constructed Wetland Treatment. *Engineering Heritage Journal*, 1(1), 49–54. <https://doi.org/10.26480/gwk.01.2017.49.54>
- Metcalf & Eddy (1995). *Ingeniería de aguas residuales: tratamiento, vertido y reutilización* (3a. ed.). McGraw-Hill.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2018). *Decreto 50 de 2018*. <https://www.funcionpublica.gov.co/eva/gestornormativo/norma.php?i=85084>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2015). *Resolución 631 de 2015 por la cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en vertimientos puntuales a cuerpos de agua superficiales y a los sistemas de alcantarillado público y se dictan otras disposiciones*. <https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2021/11/resolucion-631-de-2015.pdf>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2021). Resolución 1256 de 2021. *Por la cual se reglamenta el uso de las aguas residuales y se adoptan otras disposiciones*. Resolución 1256 de 2021 - Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (minambiente.gov.co)
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2010). *Alternativas tecnológicas en agua y saneamiento para el sector rural*. (Título J.; Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico - RAS., p. 4). https://minvivienda.gov.co/sites/default/files/documentos/100811_titulo_j_ras-.pdf
- Mishima, D., Kuniki, M., Sei, K., Soda, S., Ike, M., & Fujita, M. (2008). Ethanol production from candidate energy crops: Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and water lettuce (*Pistia stratiotes* L.). *Bioresource Technology*, 99(7), 2495–2500. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.04.056>
- Mishra, S., & Maiti, A. (2017). The efficiency of *Eichhornia crassipes* in the removal of organic and inorganic pollutants from wastewater: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 7921–7937. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8357-7>
- Mojiri, A., Ahmad, Z., Tajuddin, R. M., Arshad, M. F., & Gholami, A. (2017). Ammonia, phosphate, phenol, and copper(II) removal from aqueous solution by subsurface and surface flow constructed wetland. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6052-x>
- Munavalli, G. R., & Saler, P. S. (2009). Treatment of dairy wastewater by water hyacinth. *Water Science & Technology*, 59(4), 713–722. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.008>

- Munjeri, K., Ziuku, S., Maganga, H., Siachingoma, B., & Ndlovu, S. (2016). On the potential of water hyacinth as a biomass briquette for heating applications. *International Journal of Energy and Environmental Engineering*, 7, 37–43. <https://doi.org/10.1007/s40095-015-0195-8>
- Murugesan, A. G., Vijayalakshmi, G. S., Sukumaran, N., & Mariappan, C. (1995). Utilization of water hyacinth for oyster mushroom cultivation. *Bioresource Technology*, 51(1), 97–98. [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(95\)00063-K](https://doi.org/10.1016/0960-8524(95)00063-K)
- Najafpour, G. D., Zinatizadeh, A. A. L., Mohamed, A. R., Hasnain Isa, M., & Nasrollahzadeh, H. (2006). High-rate anaerobic digestion of palm oil mill effluent in an upflow anaerobic sludge-fixed film bioreactor. *Process Biochemistry*, 41(2), 370–379. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2005.06.031>
- Nancharaiah, Y. V., & Sarvajith, M. (2019). Aerobic granular sludge process: a fast growing biological treatment for sustainable wastewater treatment. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 12, 57–65. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2019.09.011>
- Newete, S. W., & Byrne, M. J. (2016). The capacity of aquatic macrophytes for phytoremediation and their disposal with specific reference to water hyacinth. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 10630–10643. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6329-6>
- Nichols, P. B., Couch, J. D., & Al-Hamdani, S. H. (2000). Selected physiological responses of *Salvinia minima* to different chromium concentrations. *Aquatic Botany*, 68(4), 313–319. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(00\)00128-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(00)00128-5)
- Nivala, J., Abdallat, G., Aubron, T., Al-Zreiqat, I., Abbassi, B., Wu, G.-M., ... Müller, R. A. (2019). Vertical flow constructed wetlands for decentralized wastewater treatment in Jordan: Optimization of total nitrogen removal. *Science of The Total Environment*, 671, 495–504. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.376>
- Nor, M. H. M., Mubarak, M. F. M., Elmi, H. S. A., Ibrahim, N., Wahab, M. F. A., & Ibrahim, Z. (2015). Bioelectricity generation in microbial fuel cell using natural microflora and isolated pure culture bacteria from anaerobic palm oil mill effluent sludge. *Bioresource Technology*, 190, 458–465. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.02.103>
- Noukeu, N. A., Gouado, I., Priso, R. J., Ndongo, D., Taffouo, V. D., Dibong, S. D., & Ekodeck, G. E. (2016). Characterization of effluent from food processing industries and stillage treatment trial with *Eichhornia crassipes* (Mart.) and *Panicum maximum* (Jacq.). *Water Resources and Industry*, 16, 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2016.07.001>

- O-Thong, S., Prasertsan, P., Intrasungka, N., Dhamwichukorn, S., & Birkeland, N. K. (2008). Optimization of simultaneous thermophilic fermentative hydrogen production and COD reduction from palm oil mill effluent by Thermoanaerobacterium-rich sludge. *International Journal of Hydrogen Energy*, 33(4), 1221–1231. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2007.12.017>
- Odinga, C. A., Swalaha, F. M., Otieno, F. A. O., Ranjith, K. R., & Bux, F. (2013). Investigating the efficiency of constructed wetlands in the removal of heavy metals and enteric pathogens from wastewater. *Environmental Technology Reviews*, 2(1), 1–16. <https://doi.org/10.1080/21622515.2013.865086>
- Ohimain, E. I., & Izah, S. C. (2017). A review of biogas production from palm oil mill effluents using different configurations of bioreactors. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 70, 242–253. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.221>
- Ohimain, E. I., Izah, S. C., & Jenakumo, N. (2013). Physicochemical and Microbial Screening of Palm Oil Mill Effluents for Amylase Production. *Greener Journal of Biological Sciences*, 3(8), 307–318.
- Ohimain, E. I., Seiyaboh, E. I., Izah, S. C., Oghenegueke, V. E., & Perewarebo, T. G. (2012). Some Selected Physico-Chemical and Heavy Metal Properties of Palm Oil Mill Effluents. *Greener Journal of Physical Sciences*, 2(4), 131–137.
- Olguín, E. J., Peña, C., & Camacho, R. (1994). *Tecnologías ambientales para el desarrollo sustentable*. Instituto de Ecología.
- Olguín, E. J., Rodríguez, D., Sánchez, G., Hernández, E., & Ramírez, M. E. (2003). Productivity, Protein Content and Nutrient Removal from Anaerobic Effluents of Coffee Wastewater in *Salvinia minima* Ponds, under Subtropical Conditions. *Acta Biotechnologica*, 23(2–3), 259–270. <https://doi.org/10.1002/abio.200390033>
- Oon, Y. L., Ong, S. A., Ho, L. N., Wong, Y. S., Dahalan, F. A., Oon, Y. S., ... Nordin, N. (2017). Role of macrophyte and effect of supplementary aeration in up-flow constructed wetland-microbial fuel cell for simultaneous wastewater treatment and energy recovery. *Bioresource Technology*, 224, 265–275. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.10.079>
- Paing, J., Guilbert, A., Gagnon, V., & Chazarenc, F. (2015). Effect of climate, wastewater composition, loading rates, system age and design on performances of French vertical flow constructed wetlands: A survey based on 169 full scale systems. *Ecological Engineering*, 80, 46–52. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.10.029>
- Patel, D. K., & Kanungo, V. K. (2010). Phytoremediation potential of duckweed (*lemna minor* L: A tiny aquatic plant) in the removal of pollutants from domestic wastewater with special reference to nutrients. *The Bioscan*, 5(3), 355–358.

- Pavlineri, N., Skoulikidis, N. T., & Tsihrintzis, V. A. (2017). Constructed Floating Wetlands: A review of research, design, operation and management aspects, and data meta-analysis. *Chemical Engineering Journal*, 308, 1120–1132. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.09.140>
- Petcu, A. R., Lazar, C. A., Rogozea, E. A., Olteanu, N. L., Meghea, A., & Mihaly, M. (2016). Nonionic microemulsion systems applied for removal of ionic dyes mixtures from textile industry wastewaters. *Separation and Purification Technology*, 158, 155–159. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.12.002>
- Pi, N., Ng, J. Z., & Kelly, B. C. (2017). Bioaccumulation of pharmaceutically active compounds and endocrine disrupting chemicals in aquatic macrophytes: Results of hydroponic experiments with *Echinodorus horemanii* and *Eichhornia crassipes*. *Science of the Total Environment*, 601–602, 812–820. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.137>
- Poh, P. E., & Chong, M. F. (2009). Development of anaerobic digestion methods for palm oil mill effluent (POME) treatment. *Bioresource Technology*, 100(1), 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.06.022>
- Poh, P. E., & Chong, M. F. (2010). Biomethanation of Palm Oil Mill Effluent (POME) with a thermophilic mixed culture cultivated using POME as a substrate. *Chemical Engineering Journal*, 164(1), 146–154. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.08.044>
- Putra, R. S., Novarita, D., & Cahyana, F. (2016). Remediation of lead (Pb) and copper (Cu) using water hyacinth [*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms] with electro-assisted phytoremediation (EAPR). *AIP Conference Proceedings*, 1744. <https://doi.org/10.1063/1.4953526>
- Rajaseenivasan, T., Srinivasan, V., Syed Mohamed Qadir, G., & Srithar, K. (2016). An investigation on the performance of sawdust briquette blending with neem powder. *Alexandria Engineering Journal*, 55(3), 2833–2838. <https://doi.org/10.1016/j.aej.2016.07.009>
- Rasit, N., Idris, A., Harun, R., & Wan Ab Karim Ghani, W. A. (2015). Effects of lipid inhibition on biogas production of anaerobic digestion from oily effluents and sludges: An overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 45, 351–358. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.01.066>
- Ratanatamskul, C., Wattanayommanaporn, O., & Yamamoto, K. (2015). An on-site prototype two-stage anaerobic digester for co-digestion of food waste and sewage sludge for biogas production from high-rise building. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 102, 143–148. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.03.019>
- Reddy, K. R., & DeBusk, W. F. (1985a). Nutrient Removal Potential of Selected Aquatic Macrophytes. *Journal of Environmental Quality*, 14(4), 459–462. <https://doi.org/10.2134/jeq1985.00472425001400040001x>

- Reddy, K. R., & DeBusk, W. F. (1985b). Growth characteristics of aquatic macrophytes cultured in nutrient-enriched water: II. Azolla, Duckweed, and Salvinia. *Economic Botany*, 39, 200–208. <https://doi.org/10.1007/BF02907846>
- Reddy, K. R., & DeBusk, W. F. (1984). Growth characteristics of aquatic macrophytes cultured in nutrient-enriched water: I. Water hyacinth, water lettuce, and pennywort. *Economic Botany*, 38, 229–239. <https://doi.org/10.1007/BF02858838>
- Reed, S. C., Crites, R. W., & Middlebrooks, E. J. (1998). *Natural Systems for Waste Management and Treatment* (2nd edition). McGraw-Hill.
- Rezania, S., Din, M. F. M., Taib, S. M., Sohaili, J., Chelliapan, S., Kamyab, H., & Saha, B. B. (2017). Review on fermentative biohydrogen production from water hyacinth, wheat straw and rice straw with focus on recent perspectives. *International Journal of Hydrogen Energy*, 42(33), 20955–20969. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2017.07.007>
- Rezania, S., Din, M. F. M., Kamaruddin, S. F., Taib, S. M., Singh, L., Yong, E. L., & Dahalan, F. A. (2016). Evaluation of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) as a potential raw material source for briquette production. *Energy*, 111, 768–773. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2016.06.026>
- Rezania, S., Ponraj, M., Din, M. F. M., Songip, A. R., Sairan, F. M., & Chelliapan, S. (2015). The diverse applications of water hyacinth with main focus on sustainable energy and production for new era: An overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 41, 943–954. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.09.006>
- Rezania, S., Ponraj, M., Talaiekhosani, A., Mohamad, S. E., Din, M. F. M., Taib, S. M., ... Sairan, F. M. (2015). Perspectives of phytoremediation using water hyacinth for removal of heavy metals, organic and inorganic pollutants in wastewater. *Journal of Environmental Management*, 163, 125–133. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.08.018>
- Rezania, S., Taib, S. M., Din, M. F. M., Dahalan, F. A., & Kamyab, H. (2016). Comprehensive review on phytotechnology: Heavy metals removal by diverse aquatic plants species from wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 318, 587–599. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.07.053>
- Richerson, M. M., & Jacono, C. C. (2005). *The Salvinia auriculata complex*. United States Geological Survey; US Department of the Interior.
- Rizvi, H., Ahmad, N., Abbas, F., Bukhari, I. H., Yasar, A., Ali, S., ... Riaz, M. (2015). Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance. *Arabian Journal of Chemistry*, 8(6), 780–786. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.12.016>

- Rodríguez, N. (2010). *Postratamiento de las aguas mieles a escala de laboratorio. Informe anual de actividades 2009 - 2010*. Cenicafé.
- Rodríguez, N. (1998). *Postratamiento de las aguas mieles a escala de laboratorio. Informe anual de actividades 1997 - 1998*. Cenicafé.
- Rodríguez-Valencia, N. (2009). *Estudio de un biosistema integrado para el postratamiento de las aguas residuales del café utilizando macrófitas acuáticas* [Tesis doctoral, Universitat Politècnica de València]. <https://doi.org/10.4995/Thesis/10251/4342>
- Rodríguez-Valencia, N., Quintero-Yepes, L. V., & Castañeda, S. A. (2022). *Construya y opere un humedal artificial para el postratamiento de las aguas residuales de su finca cafetera*. Cenicafé. <https://doi.org/10.38141/cenbook-0013>
- Rossi, L., Chèvre, N., Fankhauser, R., Margot, J., Curdy, R., Babut, M., & Barry, D. A. (2013). Sediment contamination assessment in urban areas based on total suspended solids. *Water Research, 47*(1), 339–350. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.10.011>
- Rubio-Loza, L. A., & Noyola, A. (2010). Two-phase (acidogenic-methanogenic) anaerobic thermophilic/mesophilic digestion system for producing Class A biosolids from municipal sludge. *Bioresource Technology, 101*(2), 576–585. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.08.066>
- Rupani, P. F., Singh, R. P., Ibrahim, M. H., & Esa, N. (2010). Review of Current Palm Oil Mill Effluent (POME) Treatment Methods: Vermicomposting as a Sustainable Practice. *World Applied Sciences Journal, 11*(1), 70–81. <https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.390.5998&rep=rep1&type=pdf>
- Saeed, T., & Sun, G. (2017). A comprehensive review on nutrients and organics removal from different wastewaters employing subsurface flow constructed wetlands. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 47*(4), 203–288. <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1318615>
- Saggai, M. M., Ainouche, A., Nelson, M., Cattin, F., & El Amrani, A. (2017). Long-term investigation of constructed wetland wastewater treatment and reuse: Selection of adapted plant species for metaremediation. *Journal of Environmental Management, 201*, 120–128. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.040>
- Saleh, H. M. (2012). Water hyacinth for phytoremediation of radioactive waste simulate contaminated with cesium and cobalt radionuclides. *Nuclear Engineering and Design, 242*, 425–432. <https://doi.org/10.1016/j.nucengdes.2011.10.023>

- Samal, K., Dash, R. R., & Bhunia, P. (2017). Treatment of wastewater by vermifiltration integrated with macrophyte filter: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(3), 2274–2289. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.04.026>
- Samal, K., Dash, R. R., & Bhunia, P. (2018). Design and development of a hybrid macrophyte assisted vermifilter for the treatment of dairy wastewater: A statistical and kinetic modeling approach. *Science of the Total Environment*, 645, 156–169. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.118>
- Semblante, G. U., Hai, F. I., Ngo, H. H., Guo, W., You, S. J., Price, W. E., & Nghiem, L. D. (2014). Sludge cycling between aerobic, anoxic and anaerobic regimes to reduce sludge production during wastewater treatment: Performance, mechanisms, and implications. *Biore-source Technology*, 155, 395–409. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.029>
- Shah, M., Hashmi, H. N., Ghumman, A. R., & Zeeshan, M. (2015). Performance assessment of aquatic macrophytes for treatment of municipal wastewater. *Journal of the South African Institution of Civil Engineering*, 57(3), 18–25. <https://doi.org/10.17159/2309-8775/2015/v57n3a3>
- Shi, X., Fan, J., Zhang, J., & Shen, Y. (2017). Enhanced phosphorus removal in intermittently aerated constructed wetlands filled with various construction wastes. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 22524–22534. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9870-z>
- Shingare, R. P., Thawale, P. R., Raghunathan, K., Mishra, A., & Kumar, S. (2019). Constructed wetland for wastewater reuse: Role and efficiency in removing enteric pathogens. *Journal of Environmental Management*, 246, 444–461. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.157>
- Sindhu, R., Binod, P., Pandey, A., Madhavan, A., Alphonsa, J. A., Vivek, N., ... Faraco, V. (2017). Water hyacinth a potential source for value addition: An overview. *Biore-source Technology*, 230, 152–162. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.01.035>
- Singh, J., & Kalamdhad, A. S. (2014). Effects of natural zeolite on speciation of heavy metals during agitated pile composting of water hyacinth. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 3, 55. <https://doi.org/10.1007/s40093-014-0055-1>
- Singh, R., Birru, R., & Sibi, G. (2017). Nutrient Removal Efficiencies of *Chlorella vulgaris* from Urban Wastewater for Reduced Eutrophication. *Journal of Environmental Protection*, 8(1), 1–11. <https://doi.org/10.4236/jep.2017.81001>
- Singhal, V., & Rai, J. P. N. (2003). Biogas production from water hyacinth and channel grass used for phytoremediation of industrial effluents. *Biore-source Technology*, 86(3), 221–225. [https://doi.org/10.1016/s0960-8524\(02\)00178-5](https://doi.org/10.1016/s0960-8524(02)00178-5)

- Soenjaya, S. A., Handoyo, N., Soetaredjo, F. E., Angkawijaya, A. E., Ju, Y. H., & Ismadji, S. (2015). Preparation of carbon fiber from water hyacinth liquid tar. *International Journal of Industrial Chemistry*, 6, 1–7. <https://doi.org/10.1007/s40090-014-0026-4>
- Sooknah, R. D., & Wilkie, A. C. (2004). Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digested flushed dairy manure wastewater. *Ecological Engineering*, 22(1), 27–42. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.01.004>
- Speece, R. E. (2008). *Anaerobic Biotechnology and Odor/Corrosion Control for Municipalities and Industries*. R. E. Speece.
- Spellman, F. R., & Drinan, J. E. (2014). Design of Wastewater Stabilization Ponds. In *Wastewater Stabilization Ponds*, 99–116. CRC Press.
- Stanley, T. D. (1982). Plantas acuáticas. Informe Australiano sobre malezas de importancia mundial. *Agricultura de las Américas*, 31(6), 24–25.
- Stefanakis, A. I., Seeger, E., Dorer, C., Sinke, A., & Thullner, M. (2016). Performance of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands treating groundwater contaminated with phenols and petroleum derivatives. *Ecological Engineering*, 95, 514–526. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.105>
- Steer, D., Aseltyne, T., & Fraser, L. (2003). Life-cycle economic model of small treatment wetlands for domestic wastewater disposal. *Ecological Economics*, 44(2-3), 359–369. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(03\)00003-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0921-8009(03)00003-X)
- Stottmeister, U., Wießner, A., Kuschik, P., Kappelmeyer, U., Kästner, M., Bederski, O., ... Moormann, H. (2003). Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22(1–2), 93–117. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2003.08.010>
- Sun, Y., Yu, I. K. M., Tsang, D. C. W., Cao, X., Lin, D., Wang, L., ... Li, X. D. (2019). Multifunctional iron-biochar composites for the removal of potentially toxic elements, inherent cations, and hetero-chloride from hydraulic fracturing wastewater. *Environment International*, 124, 521–532. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.047>
- Supatata, N., Buates, J., & Hariyanont, P. (2013). Characterization of Fuel Briquettes Made from Sewage Sludge Mixed with Water Hyacinth and Sewage Sludge Mixed with Sedge. *International Journal of Environmental Science and Development*, 4(2), 179–181. <https://doi.org/10.7763/ijesd.2013.v4.330>

- Sutherland, D. L., Howard-Williams, C., Turnbull, M. H., Broady, P. A., & Craggs, R. J. (2015). The effects of CO₂ addition along a pH gradient on wastewater microalgal photo-physiology, biomass production and nutrient removal. *Water Research*, 70, 9–26. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.10.064>
- Tan Ai Wei, I., Jamali, N. S., & Ting, W. H. T. (2019). Phytoremediation of Palm Oil Mill Effluent (POME) Using *Eichhornia crassipes*. *Journal of Applied Science & Process Engineering*, 6(1), 340–354. <https://doi.org/10.33736/jaspe.1349.2019>
- Tan, X. F., Liu, Y. G., Gu, Y. L., Xu, Y., Zeng, G. M., Hu, X. J., ... Li, J. (2016). Biochar-based nano-composites for the decontamination of wastewater: A review. *Bioresource Technology*, 212, 318–333. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.04.093>
- Teng, C. J., Leu, S. Y., Ko, C. H., Fan, C., Sheu, Y. S., & Hu, H. Y. (2012). Economic and environmental analysis of using constructed riparian wetlands to support urbanized municipal wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 44, 249–258. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.03.009>
- Thayer, D. D., Pfingsten, I. A., Howard, V., & Li, J. (2022). *Pistia stratiotes* L.: U.S. Geological Survey, Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. <https://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?speciesID=1099>
- Tian, G., Yang, B., Dong, M., Zhu, R., Yin, F., Zhao, X., ... Cui, X. (2018). The effect of temperature on the microbial communities of peak biogas production in batch biogas reactors. *Renewable Energy*, 123, 15–25. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.01.119>
- Tilley, E., Ulrich, L., Lüthi, C., Reymond, P., & Zurbrügg, C. (2014). *Compendium of Sanitation Systems and Technologies* (2nd edition). Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag).
- Ting, W. H. T., Tan, I. A. W., Salleh, S. F., & Wahab, N. A. (2018). Application of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) for phytoremediation of ammoniacal nitrogen: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 22, 239–249. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.02.011>
- Tripathi, B. D., & Upadhyay, A. R. (2003). Dairy effluent polishing by aquatic macrophytes. *Water, Air, and Soil Pollution*, 143, 377–385. <https://doi.org/10.1023/A:1022813125339>
- Trisakti, B., Manalu, V., Taslim, I., & Turmuzi, M. (2015). Acidogenesis of Palm Oil Mill Effluent to Produce Biogas: Effect of Hydraulic Retention Time and pH. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 195, 2466–2474. <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2015.06.293>


- Tsihrintzis, V. A. (2017). The use of Vertical Flow Constructed Wetlands in Wastewater Treatment. *Water Resources Management*, 31, 3245–3270. <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1710-x>
- United States Environmental Protection Agency. (2000a). *Wastewater Technology Fact Sheet Free Water Surface Wetlands* (EPA 832-F-00-024; p. 8). Office of Water.
- United States Environmental Protection Agency. (2000b). *Folleto informativo de tecnología de aguas residuales. Humedales de flujo subsuperficial*. (EPA 832-F-00-023; p. 13). Office of Water.
- United States Environmental Protection Agency. (2000c). *Manual - Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*. (EPA/625/R-99/010; p. 166). Office of Research and Development.
- Valipour, A., & Ahn, Y. H. (2016). Constructed wetlands as sustainable ecotechnologies in decentralization practices: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 180–197. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5713-y>
- Valipour, A., Raman, V. K., & Ahn, Y. H. (2015). Effectiveness of Domestic Wastewater Treatment Using a Bio-Hedge Water Hyacinth Wetland System. *Water*, 7(1), 329–347. <https://doi.org/10.3390/w7010329>
- Verma, V. K., Singh, Y. P., & Rai, J. P. N. (2007). Biogas production from plant biomass used for phytoremediation of industrial wastes. *Bioresource Technology*, 98(8), 1664–1669. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.05.038>
- Vidal, J., Huiliñir, C., & Salazar, R. (2016). Removal of organic matter contained in slaughterhouse wastewater using a combination of anaerobic digestion and solar photoelectro-Fenton processes. *Electrochimica Acta*, 210, 163–170. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2016.05.064>
- Vymazal, J. (2002). The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecological Engineering*, 18(5), 633–646. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(02\)00025-3](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(02)00025-3)
- Vymazal, J. (2010). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water*, 2(3), 530–549. <https://doi.org/10.3390/w2030530>
- Wallace, S. D., & Knight, R. L. (2006). *Small-Scale Constructed Wetland Treatment Systems. Feasibility, Design Criteria, and O&M Requirements*. WERF.
- Wanenge, M. T. (2012). *The use of water hyacinth mulch and sewage sludge in gold tailings to improve soil fertility and stability*. University of the Witwatersrand; School of Animal, Plant and Environmental Sciences.

- Wang, H., Sheng, L., & Xu, J. (2021). Clogging mechanisms of constructed wetlands: A critical review. *Journal of Cleaner Production*, 295, 126455. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126455>
- Wang, Q., Hernández-Crespo, C., Santoni, M., Van Hulle, S., & Rousseau, D. P. L. (2020). Horizontal subsurface flow constructed wetlands as tertiary treatment: Can they be an efficient barrier for microplastics pollution? *Science of The Total Environment*, 721, 137785. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137785>
- Wang, Z., & Calderon, M. (2012). Environmental and economic analysis of application of water hyacinth for eutrophic water treatment coupled with biogas production. *Journal of Environmental Management*, 110, 246–253. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.06.031>
- Whiteman, J. B., & Room, P. M. (1991). Temperatures lethal to *Salvinia molesta* Mitchell. *Aquatic Botany*, 40(1), 27–35. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(91\)90071-C](https://doi.org/10.1016/0304-3770(91)90071-C)
- Wilson, J. R., Holst, N., & Rees, M. (2005). Determinants and patterns of population growth in water hyacinth. *Aquatic Botany*, 81(1), 51–67. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2004.11.002>
- Williams, J. B., Zambrano, D., Ford, M. G., May, E., & Butler, J. E. (1999). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Colombia. *Water Science & Technology*, 40(3), 217–223. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00413-8](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00413-8)
- Wolverton, B. C., & McDonald, R. C. (1979). Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) Productivity and Harvesting Studies. *Economic Botany*, 33(1), 1–10. <https://doi.org/10.1007/BF02858205>
- Wu, H., Fan, J., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Hu, Z., & Lv, J. (2016). Optimization of organics and nitrogen removal in intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: Effects of aeration time and aeration rate. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 113, 139–145. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.04.031>
- Wu, H., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., ... Liu, H. (2015a). A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Bioresource Technology*, 175, 594–601. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.068>
- Wu, H., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., ... Liu, H. (2015b). A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Bioresource Technology*, 175, 594–601. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.068>
- Wu, T. Y., Mohammad, A. W., Jahim, J. M., & Anuar, N. (2009). A holistic approach to managing palm oil mill effluent (POME): Biotechnological advances in the sustainable reuse of POME. *Biotechnology Advances*, 27(1), 40–52. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.08.005>

- Yang, L., Huang, Y., Zhao, M., Huang, Z., Miao, H., Xu, Z., & Ruan, W. (2015). Enhancing biogas generation performance from food wastes by high-solids thermophilic anaerobic digestion: Effect of pH adjustment. *International Biodeterioration & Biodegradation*, *105*, 153–159. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.09.005>
- Yang, Y., Zhao, Y., Tang, C., Xu, L., Morgan, D., & Liu, R. (2020). Role of macrophyte species in constructed wetland-microbial fuel cell for simultaneous wastewater treatment and bioenergy generation. *Chemical Engineering Journal*, *392*, 123708. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123708>
- Yenigün, O., & Demirel, B. (2013). Ammonia inhibition in anaerobic digestion: A review. *Process Biochemistry*, *48*(5–6), 901–911. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2013.04.012>
- Yoo, R., Kim, J., McCarty, P. L., & Bae, J. (2012). Anaerobic treatment of municipal wastewater with a staged anaerobic fluidized membrane bioreactor (SAF-MBR) system. *Bioresource Technology*, *120*, 133–139. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.06.028>
- Zainal, N. H., Aziz, A. A., Idris, J., Jalani, N. F., Mamat, R., Ibrahim, M. F., ... Abd-Aziz, S. (2018). Reduction of POME final discharge residual using activated bioadsorbent from oil palm kernel shell. *Journal of Cleaner Production*, *182*, 830–837. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.110>
- Zhang, C., Su, H., Baeyens, J., & Tan, T. (2014). Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *38*, 383–392. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.05.038>
- Zhang, D. Q., Jinadasa, K. B. S. N., Gersberg, R. M., Liu, Y., Tan, S. K., & Ng, W. J. (2015). Application of constructed wetlands for wastewater treatment in tropical and subtropical regions (2000-2013). *Journal of Environmental Sciences*, *30*, 30–46. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.10.013>
- Zhang, Y., Yan, L., Chi, L., Long, X., Mei, Z., & Zhang, Z. (2008). Startup and operation of anaerobic EGSB reactor treating palm oil mill effluent. *Journal of Environmental Sciences*, *20*(6), 658–663. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62109-9](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62109-9)
- Zhao, D., Chen, C., Lu, Q., Zhang, M., Zhang, H., & An, S. (2020). Combined use of cold-season and warm-season macrophytes in floating constructed wetlands to increase nitrogen removal in the early cold season. *Journal of Cleaner Production*, *254*, 120054. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120054>
- Zhao, Y., Fang, Y., Jin, Y., Huang, J., Bao, S., Fu, T., ... Zhao, H. (2014). Potential of duckweed in the conversion of wastewater nutrients to valuable biomass: A pilot-scale comparison with water hyacinth. *Bioresource Technology*, *163*, 82–91. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.04.018>

- Zhou, J., Zhang, R., Liu, F., Yong, X., Wu, X., Zheng, T., ... Jia, H. (2016). Biogas production and microbial community shift through neutral pH control during the anaerobic digestion of pig manure. *Bioresource Technology*, 217, 44–49. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.02.077>
- Zhu, H., Yan, B., Xu, Y., Guan, J., & Liu, S. (2014). Removal of nitrogen and COD in horizontal subsurface flow constructed wetlands under different influent C/N ratios. *Ecological Engineering*, 63, 58–63. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.018>
- Zhu, T., Gao, J., Huang, Z., Shang, N., Gao, J., Zhang, J., & Cai, M. (2021). Comparison of performance of two large-scale vertical-flow constructed wetlands treating wastewater treatment plant tail-water: Contaminants removal and associated microbial community. *Journal of Environmental Management*, 278(Part 1), 111564. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111564>
- Zinatizadeh, A. A. L., Mohamed, A. R., Abdullah, A. Z., Mashitah, M. D., Hasnain Isa, M., & Najafpour, G. D. (2006). Process modeling and analysis of palm oil mill effluent treatment in an up-flow anaerobic sludge fixed film bioreactor using response surface methodology (RSM). *Water Research*, 40(17), 3193–3208. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.07.005>
- Zinatizadeh, A. A., & Mirghorayshi, M. (2019). Effect of Temperature on the Performance of an Up-flow Anaerobic Sludge Fixed Film (UASFF) Bioreactor Treating Palm Oil Mill Effluent (POME). *Waste and Biomass Valorization*, 10, 349–355. <https://doi.org/10.1007/s12649-017-0057-0>
- Zou, H., & Wang, Y. (2016). Phosphorus removal and recovery from domestic wastewater in a novel process of enhanced biological phosphorus removal coupled with crystallization. *Bioresource Technology*, 211, 87–92. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.073>
- Zúñiga, J., Chamy, R., Schiapacasse, M. C., Cerda, M., & Fuentes, J. (2003). *Tratamiento de aguas residuales urbanas mediante humedales*. Memorias del XV Congreso de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Concepción, Chile.

Esta publicación es propiedad del Centro de Investigación en Palma de Aceite, Cenipalma; por lo tanto, ninguna parte del material ni su contenido, ni ninguna copia del mismo puede ser alterada en forma alguna, transmitida, copiada o distribuida a terceros sin el consentimiento expreso de Cenipalma. Al realizar la presente publicación, Cenipalma ha confiado en la información proveniente de fuentes públicas o fuentes debidamente publicadas. Contiene recomendaciones o sugerencias que profesionalmente resultan adecuadas e idóneas con base en el estado actual de la técnica, los estudios científicos, así como las investigaciones propias adelantadas. A menos que esté expresamente indicado, no se ha utilizado en esta publicación información sujeta a confidencialidad ni información privilegiada o aquella que pueda significar incumplimiento a la legislación sobre derechos de autor. La información contenida en esta publicación es de carácter estrictamente referencial y así debe ser tomada y está ajustada a las normas nacionales de competencia, Código de Ética y Buen Gobierno de la Federación, respetando en todo momento la libre participación de las empresas en el mercado, el bienestar de los consumidores y la eficiencia económica.

A wide-angle photograph of a lush field of green plants with numerous small, light purple flowers. The plants are densely packed and stretch towards the horizon. In the background, there is a line of taller green vegetation, possibly palm trees, under a sky filled with large, white, fluffy clouds. The overall scene is bright and natural.

**Centro de Investigación
en Palma de Aceite, Cenipalma
Calle 98 # 70-91, piso 14
PBX: (57+601) 313 8600
Bogotá, D.C. - Colombia
www.cenipalma.org**