

UNIVERSIDAD DE COSTA RICA

FACULTAD DE INGENIERÍA

ESCUELA DE INGENIERÍA DE BIOSISTEMAS

Proyecto de Graduación para optar por el grado académico de Licenciatura en Ingeniería

Agrícola y de Biosistemas

**EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD DE REMOCIÓN DE FÓSFORO EN EL SUSTRATO DE UN
HUMEDAL ARTIFICIAL Y LA MODELACIÓN DE LA ISOTERMA DE ADSORCIÓN**

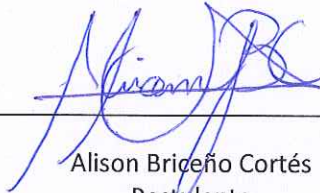
Alison Briceño Cortés

Ciudad Universitaria Rodrigo Facio

San José, Costa Rica

2024

Trabajo Final de Graduación bajo modalidad de proyecto, sometido a revisión por la Comisión de Trabajos Finales de Graduación de la Escuela de Ingeniería Agrícola y de Biosistemas de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Costa Rica, como requisito para optar por el grado de Licenciatura en Ingeniería Agrícola y de Biosistemas.



Alison Briceño Cortés
Postulante



Ing. Ronald Aguilar Álvarez, PhD.
Director, Comité Asesor



Ing. Anayansi Wong Monge, M. Sc.
Comité Asesor



Ing. Maritza Marín Araya, M.Sc.
Comité Asesor



Ing. Alejandra Rojas González, PhD.
Presidenta Tribunal Examinador



Juan Chin Pampillo, PhD.
Lector Invitado

Dedicatoria

*A Dios,
A mis seres queridos.*

Agradecimientos

A mi mamá Lidia y a mi papá Julio por todo el apoyo incondicional recibido durante estos años de estudio y ser mis pilares para estar donde estoy hoy.

A mis hermanas Laura, Yenny y mi sobrina Stephanie por siempre estar ahí, con consejos y ánimos para sobrellevar cualquier dificultad.

A mi prometido Mauro por acompañarme en la vida universitaria, por comprenderme y ser un pilar en los momentos más difíciles.

A mis amigas Gabriela y Jocelyn por darme los mejores momentos en la universidad, por brindarme apoyo y consejos valiosos para seguir con el proceso de estudio.

Al profesor Ronald, director de mi investigación, por confiar en mí y tenerme paciencia. También al proyecto C2451 “Sistematización de los humedales artificiales instalados en Costa Rica y evaluación de sustratos alternativos en el tratamiento de las aguas residuales ordinarias”, por financiar mi investigación.

A la profesora Anayansi y a Maritza de ACEPESA que fueron parte de mi comité asesor, por el apoyo y el conocimiento brindado.

A Don Humberto por permitirme realizar este trabajo en su restaurante y a Jafeth por recibirme y ayudarme con la toma de datos de los humedales artificiales.

A la Universidad de Costa Rica por darme la oportunidad de estudiar esta carrera y brindarme apoyo con la beca.

A los profesores que he tenido a lo largo de la carrera que han compartido sus conocimientos y a todas las personas que fueron apoyo fundamental para cada proceso.

Resumen

Los humedales artificiales (biojardineras) ofrecen una alternativa accesible y ecológica para el tratamiento de aguas residuales. Estos sistemas son efectivos en el tratamiento de nutrientes como el fósforo, cuyo exceso en el agua provoca eutrofización, dañando la vida acuática al reducir el oxígeno y aumentar la proliferación de algas. El fósforo es adsorbido principalmente por el sustrato, en menor cantidad absorbido por las plantas y microorganismos. Los modelos de isotermas de adsorción son herramientas útiles para determinar la capacidad de un sustrato de adsorber nutrientes y facilitan la selección del sustrato más adecuado.

Este estudio se hizo en humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal en el restaurante El Yugo de mi Tata en Guápiles, Limón. Se realizó un análisis químico del agua para evaluar el funcionamiento de los humedales. Se calculó el porcentaje de remoción de fósforo y se realizó un balance de masa. Además, se aplicó el modelo de isotermas de Langmuir para determinar la capacidad máxima de adsorción de fósforo por parte del sustrato. Finalmente, se estimó el tiempo de saturación del sustrato con respecto al fósforo y se validó utilizando columnas que simulaban condiciones de humedales artificiales.

Los humedales cumplen con el Reglamento de Vertido y Reuso de Aguas Residuales (Nº 33601), removiendo el 19,74 % y 18,48 % de fósforo respectivamente. El sustrato contribuye mayormente a esta remoción, mientras que las plantas aportan solo un 3,5 %. Se observaron variaciones en pH (6,18 a 6,98), concentración de fósforo (10,19 mg L⁻¹ a 7,83 mg L⁻¹), conductividad eléctrica (1,08 mS cm⁻¹ a 0,92 mS cm⁻¹) y temperatura (29,25 °C a 28,84 °C). La capacidad de adsorción mostró ser proporcional a la concentración inicial e inversamente proporcional al pH. La isoterma de Langmuir tuvo un buen ajuste (R² de 0,98), con una capacidad máxima de adsorción de 1,82 mg kg⁻¹. El tiempo de saturación teórico para el primer humedal fue de 3,49 días.

Se concluye que la remoción de fósforo en los humedales es baja en comparación a la bibliografía consultada, alcanzando porcentajes de 19,74 % y 18,48 %, pero cumpliendo con el reglamento vigente. El sustrato presentó una capacidad máxima de adsorción de fósforo baja con respecto a sustratos similares, posiblemente debido al tamaño de partícula del sustrato. El tiempo de saturación calculado no refleja adecuadamente lo que ocurre en el humedal real, donde intervienen factores como la vegetación, el pH, microorganismos, tiempo de retención hidráulica y temperatura, ya que el humedal ha continuado reteniendo fósforo tras la restauración a finales del 2022.

ÍNDICE

ÍNDICE DE TABLAS.....	VI
ÍNDICE DE FIGURAS	VII
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. IMPORTANCIA	1
1.2. JUSTIFICACIÓN.....	2
1.3. DELIMITACIÓN DEL PROBLEMA.....	2
1.4. OBJETIVOS.....	4
1.4.1. <i>General</i>	4
1.4.2. <i>Específicos</i>	4
2. MARCO TEÓRICO	5
2.1. MARCO CONCEPTUAL.....	5
2.1.1 <i>Importancia del fósforo</i>	5
2.1.2 <i>Dinámica del fósforo en la tierra</i>	6
2.1.3 <i>Eutrofización</i>	7
2.1.4 <i>Humedales artificiales (HA)</i>	8
2.1.5 <i>Humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HASSH)</i>	9
2.1.6 <i>Procesos de remoción de fósforo en HA</i>	10
2.1.7 <i>Modelos de isotermas de adsorción</i>	10
2.1.8 <i>Optimización del sustrato de un HA</i>	12
2.2. MARCO LEGAL	13
2.2.1 <i>Reglamento de Vertido y Reúso de Aguas Residuales (Nº 33601)</i>	13
2.3. ANTECEDENTES.....	14
3. METODOLOGÍA.....	17
3.1. DESCRIPCIÓN DEL SITIO DE ESTUDIO	17
3.2. ANÁLISIS DEL TRATAMIENTO DE FÓSFORO EN EL HUMEDAL ARTIFICIAL	21
3.3. EXPERIMENTO DE ISOTERMA DE ADSORCIÓN DE FÓSFORO.....	24
3.3.1. <i>Estimación del tiempo teórico de saturación del HA</i>	25
3.3.2. <i>Validación del modelo de Langmuir</i>	26
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	29
4.1. ANÁLISIS DEL TRATAMIENTO DE FÓSFORO EN LOS HUMEDALES ARTIFICIALES	29
4.1.1. <i>Sistema de humedales artificiales</i>	29
4.1.2. <i>Tratamiento de fósforo en los humedales artificiales</i>	31
4.2. PORCENTAJES DE REMOCIÓN DE FÓSFORO.....	38

4.3.	BALANCE DE MASA DE FÓSFORO	40
4.4.	EXPERIMENTO DE ISOTERMA DE ADSORCIÓN DE FÓSFORO.....	42
4.5.	ESTIMACIÓN DEL TIEMPO TEÓRICO DE SATURACIÓN DEL HA.....	45
5.	CONCLUSIONES	51
6.	RECOMENDACIONES.....	52
	REFERENCIAS.....	53
	APÉNDICE A.....	65
	APÉNDICE B.....	73
	ANEXO 1	83

Índice de tablas

TABLA 1 LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA EL VERTIDO DE AGUAS RESIDUALES.-----	14
TABLA 2 PARÁMETROS DE LAS COLUMNAS UTILIZADAS EN LA VALIDACIÓN.-----	28
TABLA 3 MEDICIONES GENERALES DEL HUMEDAL ARTIFICIAL 1.-----	32
TABLA 4 MEDICIONES GENERALES DEL HUMEDAL ARTIFICIAL 2.-----	33
TABLA 5 RESUMEN DE LAS MEDIDAS ESTADÍSTICAS Y COMPARACIÓN CON EL REGLAMENTO N° 33601.-----	38
TABLA 6 RESUMEN DE LOS PORCENTAJES DE REMOCIÓN DE FÓSFORO DEL HUMEDAL 1 Y HUMEDAL 2.-----	39
TABLA 7 BALANCE DE MASA DE FÓSFORO EN EL HUMEDAL ARTIFICIAL 1 Y 2, ENTRE PARÉNTESIS LA DESVIACIÓN ESTÁNDAR.-----	41
TABLA 8 DATOS PROMEDIO DEL EXPERIMENTO DE ADSORCIÓN DE FÓSFORO.-----	42
TABLA 9 DATOS DE ENTRADA PARA EL SISTEMA PILOTO.-----	47
TABLA 10 DATOS DE CONCENTRACIÓN DE FÓSFORO EN LA ENTRADA Y SALIDA DE LAS COLUMNAS Y DEL CONTROL.-----	48
TABLA A 1 DATOS DE PRECIPITACIÓN Y TEMPERATURA IMN DE DOS ESTACIONES CERCANAS A LA ZONA DE ESTUDIO.-----	66
TABLA A 2 DIFERENCIAS PARA LA PRUEBA DE NORMALIDAD DE SHAPIRO-WILK-----	69
TABLA A 3 ESTADÍSTICO PARA LAS DIFERENCIAS DE LOS PARÁMETROS CONCENTRACIÓN DE P, PH, T Y CE DE LOS HA.-----	70
TABLA A 4 DATOS DE MASA DE FÓSFORO PARA EL BALANCE DE MASA.-----	71
Tabla B 1 Datos para el cálculo de la densidad del sustrato.-----	77
Tabla B 2 Datos para el cálculo de la porosidad del sustrato.-----	77
Tabla B 3 Datos generales del experimento de adsorción.-----	78
Tabla B 4 Parámetros para la gráfica de la isoterma de adsorción.-----	79
Tabla B 5 Resultados obtenidos de concentración de fósforo en las tres columnas.-----	81
Tabla B 6 Datos generales obtenidos de la validación.-----	82

Índice de figuras

FIGURA 1 DISEÑO DE UN HUMEDAL ARTIFICIAL DE FLUJO SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL. FUENTE: ACEPESA (2010).....	9
FIGURA 2 REPRESENTACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO, EN EL CÍRCULO AMARILLO SE OBSERVAN LOS HUMEDALES ARTIFICIALES.....	18
FIGURA 3 DISEÑO ACTUAL DEL SISTEMA DE HUMEDALES ARTIFICIALES.....	19
FIGURA 4 PROMEDIO DE PRECIPITACIÓN Y TEMPERATURA DE LA ESTACIÓN RAIN FOREST Y FINCA DIAMANTES DEL IMN.	20
FIGURA 5 SISTEMA DE HUMEDALES ARTIFICIALES UBICADO EN EL RESTAURANTE “EL YUGO DE MI TATA”	20
FIGURA 6 ANÁLISIS DE PO_4^{3-} IN SITU, EN LA ZONA DE ESTUDIO.....	21
FIGURA 7 SEGUNDO HUMEDAL ARTIFICIAL EN RESTAURACIÓN.	22
FIGURA 8 DISTRIBUCIÓN APROXIMADA DE LAS PLANTAS EN EL PRIMER HUMEDAL.....	23
FIGURA 9 ESQUEMA DEL PASO DEL AGUA RESIDUAL POR UN HUMEDAL ARTIFICIAL Y LA CAPTURA DE P.	24
FIGURA 10 AGITADOR CON LOS BEAKER Y ANÁLISIS DE FOSFATO.....	25
FIGURA 11 PREPARACIÓN DE LOS GALONES Y LOS TUBOS PCV.	27
FIGURA 12 PROPUESTA DEL DISEÑO QUE SIMULA UN HUMEDAL ARTIFICIAL HORIZONTAL.	27
FIGURA 13 MARCADO DE ALTURAS DE LOS GALONES USADOS COMO HUMEDAL ARTIFICIAL.....	27
FIGURA 14 DISTRIBUCIÓN INICIAL DEL PRIMER HUMEDAL ARTIFICIAL, EN EL RESTAURANTE EL YUGO DE MI TATA.	29
FIGURA 15 DISTRIBUCIÓN ACTUAL DEL PRIMER HUMEDAL ARTIFICIAL EN EL RESTAURANTE EL YUGO DE MI TATA.	30
FIGURA 16 ACUMULACIÓN DE SEDIMENTOS EN EL SEGUNDO HUMEDAL ARTIFICIAL COMO SE INDICA EN LAS FLECHAS.....	31
FIGURA 17 GRÁFICOS BOX-PLOT DEL PH, T, CE Y P EN LAS ENTRADAS Y SALIDAS DE LOS HUMEDALES.	35
FIGURA 18 TEMPERATURA DEL AIRE Y TEMPERATURAS DEL AGUA EN LOS HUMEDALES ARTIFICIALES.....	37
FIGURA 19 REMOCIÓN PROMEDIO MENSUAL EN CADA HUMEDAL.	40
FIGURA 20 HUMEDAL ARTIFICIAL 2 EN RESTAURACIÓN, FOTO DEL 8 DE AGOSTO, 2023.....	40
FIGURA 21 GRAFICA DE REMOCIÓN DE FÓSFORO Y CAPACIDAD DE ADSORCIÓN SEGÚN LA CONCENTRACIÓN INICIAL.	43
FIGURA 22 GRAFICA DE LA ISOTERMA DE LANGMUIR PARA LAS DIFERENTES CONCENTRACIONES USADAS.	44
FIGURA 23 INFLUENCIA DEL PH EN LA CAPACIDAD DE ADSORCIÓN DE FÓSFORO OBTENIDA.	45
FIGURA 24 HUMEDALES ARTIFICIALES PILOTO CONSTRUIDO EN EL LABORATORIO Y SU FUNCIONAMIENTO.....	46
FIGURA 25 PORCENTAJE DE REMOCIÓN EN EL PERIODO DE VALIDACIÓN.	48
FIGURA 26 ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD CON LA HERRAMIENTA TABLA DE DATOS DE ANÁLISIS DE HIPÓTESIS DE EXCEL.....	49
FIGURA 27 FOTOGRAFÍA DEL SUSTRATO USADO EN ESTE ESTUDIO, CON UNA REGLA DE REFERENCIA.....	50

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Importancia

En el mundo la cobertura de saneamiento es del 45 % y en Latinoamérica es de 28 %. En Costa Rica es de 21 % con alcantarillado sanitario y poco más del 75 % de los hogares en utiliza tanques sépticos para el tratamiento de aguas residuales (Banco Mundial, 2023; Banco Mundial, 2020; Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados [AYA] et al., 2016). Estos datos demuestran que existe una necesidad de ampliar la cobertura de tratamiento de aguas residuales en el país. La falta de tratamiento adecuado puede generar impactos negativos en la salud y el ambiente, como la eutrofización de cuerpos de agua debido a la carga de nutrientes como el fósforo (P) y el nitrógeno (N).

El P puede considerarse un recurso no renovable debido a que su ciclo tarda milenios en completarse, a diferencia del ciclo del nitrógeno, que se completa en décadas (Valderrama, 2013). Un uso importante del P es en los fertilizantes, sin embargo, existe una escasez creciente de este nutriente debido a la disminución de las fuentes de P en el mundo, lo que dificulta su extracción (Lougheed, 2011). La creciente demanda de alimentos agrava la escasez del recurso, lo que puede contribuir a la inseguridad alimentaria en un futuro cercano. Según Steen (1998), para el año 2050 se necesitarán setenta millones de toneladas de fosfato para fertilizantes, tres veces más que la demanda en 2001. Además, en menos de 60 años, se espera que solo quede la mitad de las fuentes de fosfatos disponibles para consumo.

Aproximadamente tres millones de toneladas de P se encuentran en la excreta humana y en las aguas residuales a nivel mundial (Mihelcic et al., 2011). Este P, al ser depositado en el mar, deja de estar disponible, lo que afecta tanto la producción de alimentos por la escasez de fósforo como el equilibrio de los ecosistemas al aumentar la eutrofización (Cordell, 2010).

El reciclaje del P no solo previene desequilibrios ecológicos, sino que también genera beneficios económicos al ser extraído y reutilizado en fertilizantes. Además, contribuye a los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de las Naciones Unidas (UN), especialmente en agua limpia y saneamiento (ODS 6), que promueve el acceso a sistemas de saneamiento y la restauración de ecosistemas. Asimismo, apoya el objetivo de vida submarina (ODS 14) al contemplar la reducción de la contaminación por nutrientes y el objetivo de vida de ecosistemas terrestres (ODS 15), que incluye los ecosistemas de agua dulce. Por último, contribuye a ciudades y comunidades sostenibles (ODS 11), que busca reducir el impacto ambiental negativo de estas áreas (UN, 2017).

1.2. Justificación

Las aguas residuales industriales de sectores como la fabricación de detergentes, bebidas, productos textiles y el envasado de alimentos contienen grandes cantidades de nutrientes, incluido el P, que luego mediante la escorrentía, llegan a los cuerpos de agua (Global Institute for Water Security, 2022). Las aguas residuales domésticas sin tratamiento previo también son ricas en nutrientes, especialmente N y P, contribuyendo al desequilibrio ambiental y en casos extremos, a la eutrofización. Este fenómeno fue reconocido como un problema significativo desde la década de 1940 y afecta a un porcentaje considerable de lagos en diversas regiones del mundo: 54 % en Asia, 53 % en Europa, 48 % en Norteamérica, 41 % en Suramérica y 28 % en África (Global Institute for Water Security, 2022).

La eutrofización se caracteriza por la disminución del oxígeno disuelto en el agua debido a la proliferación de algas, lo cual provoca turbidez, muerte de la flora y fauna acuática. El P es el nutriente limitante para el crecimiento de algas en aguas dulces, por lo que es crucial controlar su concentración en los cuerpos de agua (Pastor, 2008). Una metodología que ha demostrado ser efectiva para la remoción de la carga de nutrientes como el P son los humedales artificiales subsuperficiales (HASS). Se busca que la retención de nutrientes y materia orgánica sea alta, con ayuda principalmente de los sustratos. Sin embargo, estos sustratos implican una retención que disminuye con el tiempo según su capacidad máxima de adsorción, que conduce a una saturación del humedal artificial (HA) (Kadlec y Wallace, 2009). La saturación del HA requiere la renovación periódica de sustratos y plantas. Es esencial determinar el tiempo aproximado de saturación para gestionar eficientemente la extracción de P del sustrato y aprovechar este recurso para usos comerciales.

1.3. Delimitación del problema

La investigación se llevó a cabo en el restaurante “El Yugo de mi Tata” en Guápiles, Limón y como parte del proyecto de investigación C2451 “Sistematización de los humedales artificiales instalados en Costa Rica y evaluación de sustratos alternativos en el tratamiento de las aguas residuales ordinarias”. Este estudio incluye un sistema de tratamiento de aguas grises y negras construido en 2018, que consta de trampas de grasa, rejillas para sólidos, sedimentadores, tanque de aireación, tuberías de retorno de sobrenadantes, retorno de lodos, bypass, caseta del soplador y dos HA dispuestos en serie. Cada humedal tiene dimensiones de 27 x 15 m y una profundidad de 0,70 m. Los HA han presentado algunas no conformidades

durante su funcionamiento. Por ejemplo, en el 2022, el primer HA se saturó, consecuentemente tuvo que ser reconstruido. En el año 2022 se evidenció por medio del proyecto de investigación C2451 “Sistematización de los humedales artificiales instalados en Costa Rica y evaluación de sustratos alternativos en el tratamiento de las aguas residuales ordinarias” en un análisis hecho por la autora de este trabajo, que el HA tenía una concentración de entrada de P de $11,25 \text{ mg L}^{-1}$ y la salida era de $9,78 \text{ mg L}^{-1}$, con un porcentaje de remoción de P de 13 %.

El estudio se enfoca en analizar el comportamiento del P presente en las aguas residuales tratadas por estos humedales, evaluando tanto la eficiencia de remoción como el tiempo teórico de saturación. La importancia de determinar el tiempo de saturación de un HA radica en la posibilidad de llevar a cabo mantenimientos preventivos periódicos. Esto ayuda a prevenir la liberación de nutrientes en exceso, como el P, hacia los cuerpos de agua, lo cual puede ocasionar problemas de eutrofización. El modelo de isotermas de Langmuir, ampliamente utilizado en el estudio de HA, describe la adsorción de P y proporciona un tiempo teórico de saturación (Kadlec y Wallace, 2009). Este modelo sigue siendo empleado para evaluar el sustrato en diversos estudios actuales (Zhao et al., 2022; Xiao et al., 2022). Dado que obtener datos precisos requiere de años de investigación y la consideración de múltiples parámetros, este estudio se plantea como una línea base para futuras investigaciones en el tema.

Considerar la eficiencia de remoción y la capacidad máxima de adsorción de P en los sustratos es fundamental para orientar las mejoras en el HA. Este análisis se llevará a cabo a lo largo de 16 semanas mediante estudios de laboratorio, experimentos de adsorción y la aplicación de modelos de isotermas de adsorción. Aunque existen otros procesos de depuración de P, como la acreción, la absorción por microorganismos y el almacenamiento de biomasa, estos no se incluirán debido a las limitaciones de equipos adecuados y presupuesto para su medición.

1.4. Objetivos

1.4.1. General

Evaluar la capacidad de adsorción de fósforo en el sustrato de un humedal artificial subsuperficial de flujo horizontal ubicado en el restaurante “El Yugo de mi Tata” mediante análisis químico y la aplicación del modelo de Langmuir para estimar el periodo de saturación del sistema.

1.4.2. Específicos

Analizar el tratamiento, con respecto al parámetro de fósforo, en las aguas residuales en el humedal artificial del restaurante “El Yugo de mi Tata” para conocer si funciona adecuadamente, obtener la eficiencia de remoción y el balance de masa.

Modelar la isoterma de adsorción mediante el modelo de Langmuir para obtener la capacidad máxima de retención de fósforo en el sustrato del humedal artificial y calcular el tiempo de saturación.

2. MARCO TEÓRICO

2.1. Marco conceptual

Hay conceptos necesarios para un adecuado entendimiento de los sistemas de HA y procesos que ocurren en ellos. Se define que es un HA, humedales de flujo subsuperficial horizontal, eutrofización, modelos de isothermas de adsorción y procesos relacionados con el P.

2.1.1 *Importancia del fósforo*

La palabra “fósforo” significa en griego “portador de luz”, debido a que en su forma pura brilla en la oscuridad. A lo largo de la historia, el P ha tenido diversas aplicaciones significativas. En los siglos XVII y XVIII, se utilizaba en medicina, mientras que en el siglo XX se convirtió en un elemento de guerra, utilizado en bombas incendiarias, granadas, proyectiles de artillería y cartuchos de humo. Desde la década de 1950, su uso se extendió a los detergentes. El P se visualiza desde múltiples perspectivas: es fundamental en la producción agrícola, donde su consumo aumentó considerablemente entre 1950 y 2000, representando el 90 % del P extraído. Actúa como un macronutriente esencial para la vida humana, especialmente en la formación de huesos, así como componente del ADN y ARN. Además, es un nutriente presente en aguas residuales y cuerpos de agua (Ashley et al., 2011; Cordell, 2010).

En tiempos pasados, el P era más reciclado que producido. Por ejemplo, se utilizaba estiércol en la acuicultura en China, se criaban palomas para aprovechar sus excrementos como fertilizante y las excretas humanas se empleaban como fertilizante en Europa. Además, las quemas controladas también contribuían al ciclo de reciclaje del P. Sin embargo, la introducción del sistema de eliminación de desechos humanos mediante agua aumentó la producción de P, lo cual ha llevado a que el P se disperse hacia ríos, lagos y mares, donde se pierde de manera permanente y contribuye a la eutrofización (Ashley et al., 2011). La contaminación de P con aguas residuales puede ser puntual, con concentraciones elevadas de este elemento que provocan una rápida contaminación, a diferencia del P proveniente de la agricultura, que tiende a ser más gradual (Cordell, 2010).

En la actualidad, los debates se centran en el problema de la eutrofización causada por una gestión deficiente del P. Existen sistemas de saneamiento que favorecen la recuperación de nutrientes, como los humedales artificiales, los servicios sanitarios de compostaje y sistemas a gran escala, con el objetivo de lograr un ciclo de nutrientes sostenible. Las excretas humanas, especialmente la orina, son fuentes con alto contenido de P, donde este elemento se encuentra fácilmente disponible (Cordell, 2010). Una forma de

recuperación es la obtención de estruvita ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), un sólido de liberación lenta utilizado como fertilizante (Luján-Facundo et al., 2019).

La escasez de P y su impacto en la seguridad alimentaria es otro punto de preocupación. No existe un consenso claro sobre la disminución de las fuentes de P y si esto se convertirá en un problema grave, debido a que el P no tiene una fase gaseosa, por lo que permanece circulando entre la litosfera, biosfera e hidrosfera. Sin embargo, su ciclo natural tarda milenios en completarse. El desafío radica en que las fuentes de P más accesibles y de alta calidad se agotaron inicialmente. Lo que queda son fuentes con menor concentración de P, de difícil acceso y frecuentemente contaminadas con metales pesados (Cordell, 2010).

El problema de la escasez de P no solo implica su falta física, sino que abarca diversas dimensiones como la escasez económica, de gestión, institucional y geopolítica. Estas limitaciones dificultan la capacidad para satisfacer las demandas de P debido a una gestión deficiente en su uso. La extracción de P puede enfrentar restricciones económicas en términos de mano de obra y tiempo disponibles. Además, el acceso a este nutriente por parte de los agricultores puede estar condicionado por sus recursos económicos. Las fuentes de P están predominantemente controladas por monopolios gubernamentales o corporativos a nivel global (Cordell, 2010).

El contexto de sostenibilidad en relación con el P abarca aspectos sociales, ambientales y económicos. Para lograr la sostenibilidad, es crucial explorar fuentes alternativas como desechos de comida o excretas (Cordell, 2010). Es fundamental reconocer el problema mundial de escasez de P para promover el uso sostenible y la recuperación de este recurso. Esto no solo busca satisfacer la demanda agrícola, sino también mitigar sus impactos negativos (Ashley et al., 2011).

2.1.2. Dinámica del fósforo en la tierra

El ciclo del P actualmente está significativamente influenciado por actividades antropogénicas. El incremento en el uso de fertilizantes en la agricultura, la deforestación y las descargas de aguas residuales son factores importantes que contribuyen a la presencia de P en el medio ambiente moderno. En comparación con el ciclo natural del P anterior a la intervención humana, la carga de P en los ríos ha aumentado hasta el doble (Filippelli, 2008). Estas altas cargas de P han causado eutrofización en ríos, zonas costeras y lagos (Ruttenberg, 2003).

El P se encuentra presente en la roca madre, el suelo y la biomasa. El ciclo comienza con el proceso de meteorización química y erosión física del lecho rocoso. Los minerales que contienen P, como la apatita,

son poco cristalinos y se disuelven fácilmente en medios ácidos. Esta acidez es generada por la respiración bioquímica que libera CO₂ y aumenta la acidez en la materia orgánica, gracias a los microorganismos que habitan en la rizosfera. Como resultado, el P se libera en los espacios porosos tanto de la raíz como del suelo (Filippelli, 2008).

Debido a la erosión del suelo, el P es transportado por los ríos hacia el mar y los lagos. Allí, el P se sedimenta, iniciando así un nuevo ciclo. En los ríos, el P se encuentra en forma disuelta y en partículas, siendo estas últimas predominantemente presentes. Además, puede estar presente en formas orgánicas e inorgánicas (Filippelli, 2008).

El P es un macronutriente vital en procesos celulares que ocurren biológicamente en animales, microorganismos y plantas. El P orgánico, al entrar en contacto con el suelo, puede degradarse con facilidad. Por otro lado, el P inorgánico generalmente se encuentra de manera insoluble o fijado como fosfatos de Fe²⁺, Ca²⁺, Al³⁺ y Mg²⁺. También puede estar ocluido en óxidos de Fe y Al (Picone y Zamuner, 2002).

2.1.3. Eutrofización

La eutrofización, cuyo término significa "bien nutrido", puede ocurrir de manera natural como un proceso lento y gradual o de manera antropogénica cuando se introducen nutrientes a través de las aguas residuales, lo que provoca un proceso más rápido con consecuencias significativas (García y Miranda, 2018). Las aguas residuales cargadas de nutrientes promueven un crecimiento excesivo de plantas acuáticas. Estas plantas consumen oxígeno (O₂), se descomponen y son degradadas por organismos aeróbicos que también consumen el O₂ disuelto (García y Miranda, 2018). Las plantas muertas forman una capa verde en la superficie del agua, causando turbidez que impide que la luz llegue a las plantas en el fondo. Esta capa también impide que el aire atmosférico toque la superficie del agua, reduciendo así la absorción de O₂ (Ansari et al., 2011).

Los cuerpos de agua eutróficos con poco O₂ disuelto provocan la muerte prematura de peces, flora y otras especies, malos olores, acidificación y un cambio en el ecosistema (Global Institute for Water Security, 2022). La sedimentación de material orgánico debido a la descomposición de algas en cuerpos de agua pequeños disminuye su capacidad de retención de agua, lo que eventualmente podría llevarlos a convertirse en ecosistemas terrestres permanentes a medida que avanza el proceso de eutrofización (Ansari et al., 2011).

La eutrofización también impacta las actividades humanas. La pesca se ve afectada por la disminución de peces y la proliferación excesiva de plantas acuáticas que dificultan la navegación. La alta carga de nutrientes puede dañar químicamente los equipos en las hidroeléctricas, mientras que el agua con mal olor y turbidez se vuelve menos atractiva para la recreación. Además de que la proliferación de bacterias puede causar enfermedades en animales y seres humanos (Ansari et al., 2011).

Las medidas para mitigar el problema de la eutrofización incluyen una mejor regulación de los vertidos de aguas residuales y la implementación de plantas de tratamiento más eficientes, así como el uso de sistemas de HA. También se busca un manejo más eficaz de los fertilizantes, la promoción de productos alternativos y un aumento en la conciencia ambiental (Global Institute for Water Security, 2022).

2.1.4. Humedales artificiales (HA)

Un HA es un sistema de tratamiento de aguas residuales que optimiza procesos naturales aprovechando las funciones de plantas, sustratos y microorganismos. Estos sistemas son respetuosos con el ambiente y tienen bajos costos de construcción, mantenimiento y operación, lo que los convierte en una opción atractiva para el tratamiento de aguas residuales (Dotro et al., 2017). Se denominan "artificiales" debido al uso de plásticos en el fondo para evitar la filtración del agua al suelo, el reemplazo del suelo por sustratos como gravas y la selección de plantas específicas para el tratamiento (Rabat, 2016), aunque replican la función de un humedal natural.

Los HA se clasifican según el movimiento del agua. Existen los de flujo superficial, donde las plantas pueden estar sumergidas, emergentes o flotando. Los de flujo subsuperficial, que se dividen en horizontales y verticales. Cabe mencionar que estos dos últimos también pueden contener plantas, a las cuales el sustrato sirve de sostén (Kadlec y Wallace, 2009).

Normalmente los HA funcionan como tratamiento secundario. El tratamiento primario consiste en diferentes sistemas como tanques sépticos, tanques Baffled, tanques Imhoff trampas de grasas, rejillas de sólidos, desarenadores, tanques de aireación, tuberías de retorno de sobrenadantes, retorno de lodos, entre otros. La importancia del pretratamiento es evitar que el humedal se obstruya por los sólidos y grasas del agua residual (Hoffmann et al., 2011).

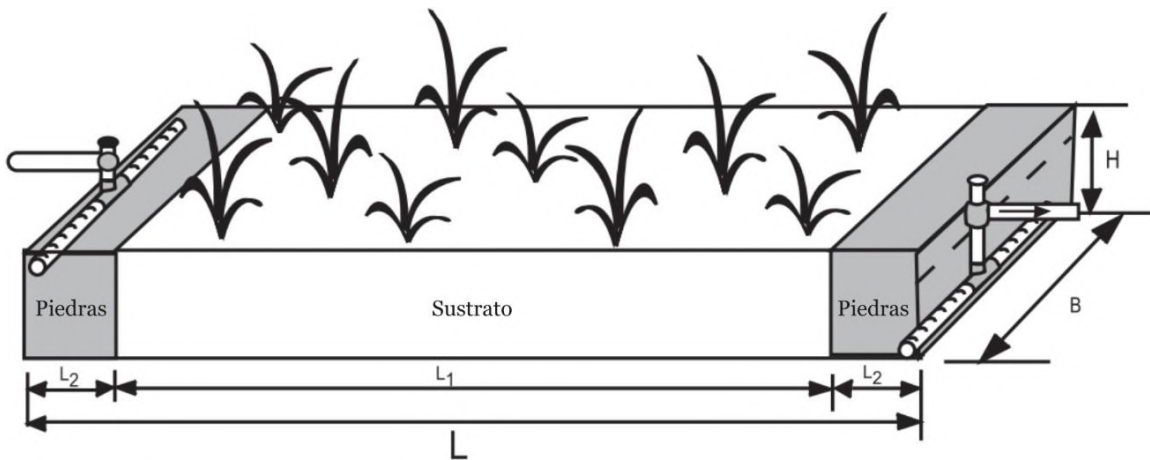
2.1.5. Humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HASSH)

Se describen exclusivamente los HASSH, ya que son de interés para este trabajo. Estos sistemas consisten en una cama de sustrato, generalmente piedra cuarta o grava, junto con plantas. Son utilizados como tratamientos secundarios para aguas residuales domésticas, industriales y agrícolas. El agua se mueve únicamente por debajo del sustrato, pasando a través de las raíces de las plantas (figura 1), donde el P es absorbido y fijado al suelo. De esta manera, el agua residual no queda expuesta superficialmente, lo que reduce el contacto humano y animal con patógenos. Además, al evitar el estancamiento, se minimiza la posibilidad de proliferación de mosquitos (Kadlec y Wallace, 2009).

Las partes que componen un HASSH son la tubería de entrada del agua residual, el material impermeabilizante, el sustrato, la vegetación, bermas y tuberías de salidas. Se debe considerar colocar un tratamiento primario para evitar obstrucción del sustrato, estos pueden ser filtros, rejillas, sedimentadores o trampas de grasa (Kadlec y Wallace, 2009).

Figura 1

Diseño de un humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal. Fuente: ACEPESA (2010).



2.1.6. Procesos de remoción de fósforo en HA

El principal aporte de P al humedal proviene del agua residual, aunque también se registran contribuciones menores por deposición atmosférica y materia seca, como hojas (Kadlec y Wallace, 2009). El P se presenta en formas como ortofosfato, polifosfato y fosfato orgánico, cuya solubilidad y mineralización están influenciadas por el pH (Delgadillo, 2010).

La remoción de P en los humedales depende de factores como la topografía, la hidráulica y la vegetación. Según Kadlec y Wallace (2009), los principales procesos de remoción de P son la adsorción, el almacenamiento de biomasa y la acreción. La adsorción, ampliamente reconocida, se basa en la capacidad de los sustratos para retener P en la superficie, siendo más eficientes aquellos con altos contenidos de hierro (Fe), aluminio (Al) y calcio (Ca) (Arteaga et al., 2019). Modelos como las isotermas de adsorción de Langmuir se emplean para estudiar este proceso.

Los microorganismos desempeñan un papel crucial en la remoción de P al almacenarlo temporalmente en el sustrato y devolverlo posteriormente en forma de partículas o P orgánico disuelto, que son más fácilmente eliminables del sistema. Por otro lado, las plantas remueven P durante su ciclo de vida, aunque al morir y descomponerse, liberan este nutriente nuevamente al ambiente (Kadlec y Wallace, 2009). La contribución de las plantas al proceso total de remoción de P se considera menor en comparación con la actividad del sustrato, que interactúa con metales y arcillas para la remoción efectiva del P (Delgadillo, 2010).

La acreción es otro fenómeno relevante en los HA, donde se forman nuevos sedimentos a partir de biomasa que captura P del agua residual que atraviesa el humedal. La eficiencia de remoción de P en el HA es alta durante un tiempo hasta que el sustrato se satura (Romero- Aguilar et al., 2009).

2.1.7. Modelos de isotermas de adsorción

La adsorción ocurre cuando las moléculas se adhieren a la superficie, a diferencia de la absorción donde las moléculas son absorbidas dentro de la superficie. Las isotermas de adsorción describen la interacción entre el adsorbato y el adsorbente a una temperatura constante, una vez que el proceso alcanza el equilibrio. Se realiza un análisis lineal de las isotermas para predecir la adsorción, debido a la simplicidad del proceso (Al-Ghouti y Da'ana, 2020).

Existen diversos modelos de isotermas de adsorción, clasificados en modelos de uno, dos, tres y cuatro parámetros. Los parámetros involucrados son muy variados e incluyen presión, concentración de equilibrio,

capacidad máxima de adsorción, potencial de adsorción, constante de gases, temperatura, ángulo de cobertura superficial, número de iones y constantes específicas de cada modelo. Entre los modelos de un parámetro se encuentra el modelo de Henry. Los modelos de dos parámetros incluyen el de Langmuir, Freundlich, Dubinin-Radushkevich, Temkin, Flory-Huggins, Colinas, Halsey y Jovanovich. Los modelos de tres parámetros incluyen Redlich-Peterson, Toth y Sorbos, entre otros. Finalmente, los modelos de cuatro parámetros abarcan Baudu, Weber-Van Vliet, Marczewski-Jaroniec y Fritz-Schlunder, este último adaptado también a cinco parámetros (Al-Ghouti y Da'ana, 2020).

Los modelos de isothermas de adsorción más utilizados para evaluar la adsorción de P en sustratos son Langmuir, Freundlich y Temkin. El modelo de Temkin describe la interacción adsorbente-adsorbato en niveles intermedios, siendo menos efectivo para valores extremadamente bajos o altos. Este modelo se emplea en interacciones de sorción química, asumiendo que el calor de adsorción disminuye linealmente con el aumento de la cobertura (Al-Ghouti y Da'ana, 2020).

El modelo de Freundlich considera una superficie heterogénea donde puede ocurrir adsorción multicapa. Propone una distribución exponencial de sitios activos y la adsorción se considera reversible (Al-Ghouti y Da'ana, 2020). Sin embargo, las constantes de la ecuación de Freundlich carecen de interpretación física directa (Díaz y Sadeghian, 2018).

En contraste, el modelo de Langmuir supone una superficie homogénea con sitios idénticos donde la adsorción forma una única capa molecular. Aunque la mayoría de los adsorbentes no son homogéneos ni tienen sitios idénticos, este modelo es ampliamente utilizado debido a su simplicidad y aplicabilidad en el estudio de la adsorción de contaminantes en el agua (Al-Ghouti y Da'ana, 2020).

En numerosos estudios de adsorción, el modelo de Langmuir exhibe el coeficiente de determinación (R^2) más alto, indicando un mejor ajuste de la isoterma de adsorción (Abu- Alsoud et al., 2020; Bai et al., 2017; Huong et al., 2020; Díaz y Sadeghian, 2018; Xiao et al., 2022; Huang et al., 2020). Además, permite calcular la capacidad máxima de adsorción de P, lo cual facilita predecir el tiempo de saturación del adsorbente (Xu et al., 2006). Mientras tanto, los modelos de Freundlich y Temkin son más empíricos en naturaleza, siendo el Langmuir el que posee un fundamento físico más sólido y teórico (Wang y Guo, 2020).

Irving Langmuir desarrolló su teoría de adsorción en una serie de artículos publicados entre 1916 y 1918, basándose en experimentos con hidrógeno para proponer una interacción específica entre las moléculas de adsorbato y las superficies sólidas. Más adelante amplía la teoría a la formación de multicapas y a la irregularidad de las superficies (Swenson y Stadie, 2019).

La teoría de adsorción propuesta por Langmuir se fundamenta en tres suposiciones principales. Primero, que la tasa de incidencia de una molécula sobre una unidad de superficie adsorbente es proporcional a la presión a temperatura constante. Segundo, que la tasa de adsorción depende tanto de esta tasa de incidencia como de la probabilidad de adsorción por parte de la superficie. Y tercero, que no existen interacciones directas entre moléculas adsorbidas en la superficie (Swenson y Stadie, 2019). Es relevante destacar que este modelo se ajusta muy bien en condiciones de concentraciones de P bajas (<150 mg L⁻¹) (López-Hernández, 1984). Langmuir identificó y describió seis mecanismos fundamentales de adsorción: adsorción de un solo sitio, adsorción multisitio, adsorción generalizada, adsorción cooperativa, adsorción disociativa y adsorción multicapa (Al-Ghouti y Da'ana, 2020).

La ecuación que describe la interacción es:

$$q_e = \frac{q_{m\acute{a}x} * K * C_e}{1 + K * C_e} \quad [1]$$

Donde, C_e es la concentración de equilibrio (mg L⁻¹), q_e es la cantidad de P adsorbido en el sustrato por unidad de masa (mg g⁻¹), q_{máx} es la capacidad de adsorción máxima (mg g⁻¹) y K es la constante de equilibrio de Langmuir. Esta ecuación se puede describir de forma lineal, como se muestra a continuación.

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_{m\acute{a}x} * K} + \frac{C_e}{q_{m\acute{a}x}} \quad [2]$$

2.7.8. Optimización del sustrato de un HA

Los sustratos desempeñan un papel fundamental en los HA, funcionando como soporte para las plantas, un medio para los microorganismos y una superficie de adsorción de nutrientes, especialmente P. Existen una gran variedad de sustratos usados en los HA, se pueden clasificar en sustratos naturales, subproductos industriales y sustratos sintéticos.

Sin embargo, los sustratos pueden saturarse cuando el P del agua residual ocupa todos los sitios de adsorción. Es importante conocer cómo se pueden optimizar y renovar los sustratos para aumentar la vida útil. Yang et al. (2022) mencionan tres procesos para la optimización: combinación de sustratos, modificación de sustratos y el uso de multicapas. Es difícil que un solo sustrato pueda eliminar la mayoría de los contaminantes del agua residual. Se ha demostrado que al combinar varios sustratos se aumenta

significativamente la eficiencia de remoción de P, por ejemplo, al combinar zeolita y piedra caliza se alcanzaron remociones de 80,2 % siendo mayores que los sustratos individuales. También al combinar arena gruesa y escoria de horno se aumentó el tiempo de saturación de 292 días a 1349 días.

La modificación de sustratos busca mejorar las características fisicoquímicas. Entre los métodos más comunes se encuentran la modificación magnética, metálica, térmica, ácida, por carbonización, con sales saturadas y de grupo funcional. Se ha demostrado un aumento de la remoción de P cuando se combinó NaOH y cloruro de aluminio (AlCl_3) con zeolita, en comparación con la zeolita sin modificar. El propósito de modificar los sustratos para la remoción de P es aumentar los sitios de adsorción, cargar cationes metálicos y mejorar el intercambio iónico. Por último, la utilización de multicapas de sustratos aumenta la remoción de P, mejora el flujo del agua y reduce zonas muertas dentro del HA.

Un proceso que se realiza después de la saturación del HA es “rejuvenecer” el sustrato. Consiste en agregar sacarosa al sustrato saturado y sin flujo como fuente de carbono para la reducción microbiana de Fe y la liberación de P. Esto permite la reutilización de los sustratos y la extracción del fósforo del agua para su reciclaje posterior (Rosequist et al., 2011). Los sustratos también pueden ser lavados con agua repetidamente para su reutilización, aunque la liberación de sitios de adsorción de P puede ser limitada. Esta opción es útil en el caso de HA de gran tamaño, donde hay una gran cantidad de sustrato. Alternativamente, otra opción sería agregar sustrato nuevo, pero esto puede implicar costos económicos elevados.

2.2. Marco legal

2.2.1. Reglamento de Vertido y Reúso de Aguas Residuales (Nº 33601)

El Ministerio de Ambiente y Energía y el Ministerio de Salud (2006) establecen en el Reglamento de Vertido y Reúso de Aguas Residuales (Nº 33601) los límites máximos permisibles para el vertido de aguas residuales en el capítulo III. Los artículos de interés son el 20 y 21 para el vertido en un cuerpo receptor, ya que el efluente de los HA descargar en una quebrada. En la tabla 1 se muestran los parámetros de mayor interés establecidos en el reglamento.

Tabla 1*Límites máximos permisibles para el vertido de aguas residuales.*

Parámetro	Cuerpo receptor
	Límite máximo
DBO _{5,20}	50 mg L ⁻¹
DQO	150 mg L ⁻¹
Fosfatos	25 mg L ⁻¹
Fósforo	8,15 mg L ⁻¹
Nitrógeno total	50 mg L ⁻¹
Temperatura	15°C ≤ T ≤ 40°C
Potencial hidrógeno (pH)	5 a 9

2.3. Antecedentes

El uso de modelos para estimar la adsorción de P en sustratos es un tema que se ha desarrollado desde hace mucho tiempo. Como parte de la evaluación de la eficiencia de los sustratos, bien sea por el cambio de uso de suelo o por la eficiencia de remoción en HA.

En un estudio realizado por Drizo et al. (1999) evaluaron la capacidad de siete sustratos para adsorber P en HA. Los sustratos fueron bauxita, esquisto, que es una roca sedimentaria fisiónable con laminación, esquisto bituminoso, producido por la combustión de esquisto para calefacción, piedra caliza, zeolita, arcilla expandida y ceniza.

Para determinar la capacidad máxima de adsorción de P, tomaron cinco soluciones desde 0,08 hasta 1,25 mM de fosfato monopotásico (KH₂PO₄) con 0,01 M de cloruro de calcio (CaCl₂) colocados en 20 g de sustrato, añadieron tres gotas de tolueno para evitar el crecimiento de microorganismo. La mezcla fue agitada por 24 h a 60 rpm y a una temperatura de 21 °C. Con el método estándar de molibdato de amonio determinaron la concentración de P en el sobrenadante (Drizo et al., 1999).

Usaron la ecuación de Langmuir para determinar los máximos de adsorción y los resultados mostraron que los sustratos con mayor adsorción eran las cenizas (0,86 g kg⁻¹) y el esquisto (0,65 g kg⁻¹). En conclusión, el esquisto obtuvo la mayor adsorción de P, entre 650 y 700 mg kg⁻¹, se estima que en campo 1000 kg de este sustrato pueda adsorber 0,70 kg de P (Drizo et al., 1999).

Arias et al. (2001) realizaron un estudio similar al anterior usando solamente arenas, para ello tomaron trece muestras de arena de diferentes zonas de Dinamarca. Estimaron la adsorción de P utilizando arena con soluciones de concentraciones de P crecientes y llevado a agitación durante varias horas, con lo que obtuvieron el P removido y la concentración final en equilibrio del P.

El resultado obtenido fue que la arena de Darup (3,59 mg g⁻¹ Fe, 62,3 mg g⁻¹ Ca, 1,90 mg g⁻¹ Al y 1,28 mg g⁻¹ Mg) tuvo la mayor remoción 3,94 mg g⁻¹ y la arena de cuarzo (1,21 mg g⁻¹ Fe, 0,6 mg g⁻¹ Ca, 0,32 mg g⁻¹ Al y 0,08 mg g⁻¹ Mg) obtuvo la menor remoción con 0,27 mg g⁻¹. Esto lo relacionaron con la cantidad de metales en las arenas, ya que las arenas con menos metales tuvieron las menores remociones.

Aparte, evaluaron el efecto de la textura, el pH, la conductividad, el P, Fe, Al, Mg y Ca en la arena en la eficiencia de remoción. Los resultados indicaron que a concentraciones mayores de P (80 mg L⁻¹) estos componentes influyen significativamente en la remoción de P y a concentraciones menores no hay significancia. La capacidad de adsorción la estimaron con la ecuación de Langmuir en su forma lineal (ecuación 2). La arena Løgtved tuvo la mayor capacidad de adsorción con 0,13 mg g⁻¹ y la arena de cuarzo tuvo la menor capacidad con 0,02 mg g⁻¹ (Arias et al., 2001).

Xu et al. (2006) compararon cuatro tipos de arenas (tipo I, II, III y IV), las arenas I y III con tamaños de partícula más pequeños en comparación al tipo II y IV. Los experimentos de adsorción los realizaron con 2 g de sustrato y 40 ml de una solución de KH₂PO₄ de siete concentraciones de P entre 10 y 100 mg L⁻¹, se colocaron un agitador durante 24 h a 200 rpm y 25 °C. Utilizaron la ecuación linealizada de Langmuir para obtener la capacidad máxima de adsorción. Los resultados indicaron que la arena tipo I tuvo la mayor capacidad de adsorción con 0,29 g kg⁻¹ y la arena tipo II la menor capacidad con 0,13 g kg⁻¹. La composición de la arena tipo I tenía la mayor cantidad de Fe y Ca en comparación a las demás (6,34 g kg⁻¹ Fe, 56,3 g kg⁻¹ Ca, 1,34 g kg⁻¹ Al y 1,26 g kg⁻¹ Mg). Mientras que la arena tipo II contenía 3,14 g kg⁻¹ Fe, 37,6 g kg⁻¹ Ca, 1,85 g kg⁻¹ Al y 1,59 g kg⁻¹ Mg. Finalmente, estimaron la vida útil del sustrato usando como referencia un HA de 5 m² y 0,6 m de profundidad. Con una entrada de P de 2,3 g por día, para la arena tipo II la vida útil fue de 9 meses.

Más recientemente Zhao et al. (2022) estudiaron los lodos generados en las plantas de tratamiento de agua potable (PTAP), combinados con zeolita para generar un sustrato para la remoción de P en HA. Los lodos se encuentran en forma de polvo, la combinación con zeolita genera un producto granulado, que evita la obstrucción en el HA.

Realizaron la caracterización del nuevo sustrato e hicieron el experimento de adsorción para determinar P adsorbido y las isotermas de adsorción. Para las isotermas de adsorción utilizaron los modelos de Langmuir

y Freundlich. Concluyeron que el modelo de Langmuir se ajustaba mejor, ya que presentaba coeficientes de regresión mayores que el modelo de Freundlich y sumas de cuadrados residuales bajas. Los resultados mostraron que las capacidades teóricas de adsorción de P con respecto a tres temperaturas aplicadas 25, 30 y 35 °C, fueron 21,25 mg g⁻¹, 21,57 mg g⁻¹, 21,80 mg g⁻¹ respectivamente (Zhao et al., 2022).

3. METODOLOGÍA

3.1. Descripción del sitio de estudio

El estudio se realizó en el Restaurante “El Yugo de mi Tata” en Guápiles, Limón (figura 2). Producto de su actividad comercial genera aguas grises y negras provenientes tanto de la cocina como de los inodoros del sitio. Las aguas residuales grises y negras son tratadas con un sistema compuesto de trampas de grasa, rejillas para sólidos, sedimentadores, tanque de aireación, tuberías de retorno de sobrenadantes, retorno de lodos, bypass, caseta del soplador y dos HA en serie de 15 x 27 m cada uno (figura 3).

El primer humedal fue el principal objeto de estudio, este cuenta con una capa de 50 cm de piedra gavión y 20 cm de piedra cuarta. Esta última sirve de soporte a las plantas sembradas en el HA, específicamente *Heliconia rauliniana*, conocida como platanilla. El segundo humedal tuvo transformaciones en el periodo de toma de datos debido a la saturación de lodos provenientes de las aguas residuales, lo que provocaba encharcamiento. Luego de la restauración el humedal tenía una capa de 70 cm de piedra gavión únicamente y no tenía plantas. En la figura 3 se observa el diseño actual de los humedales y los puntos de toma de muestras de agua.

El mantenimiento que recibe el sistema se basa en la recolección diaria de grasas y sólidos en el pretratamiento, las plantas del primer humedal no se han podido desde que se sembraron hace poco más de un año.

Figura 2

Representación del área de estudio, en el círculo amarillo se observan los humedales artificiales.

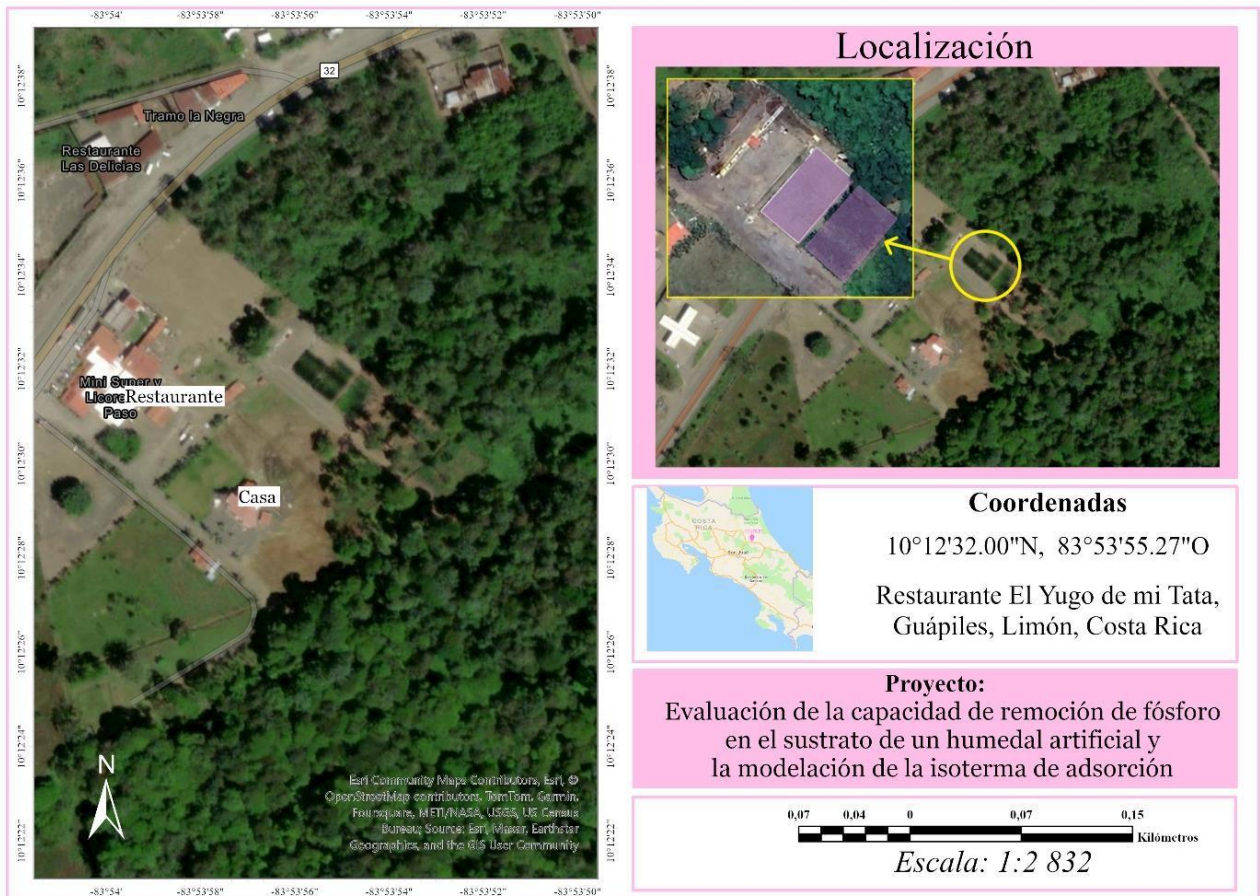
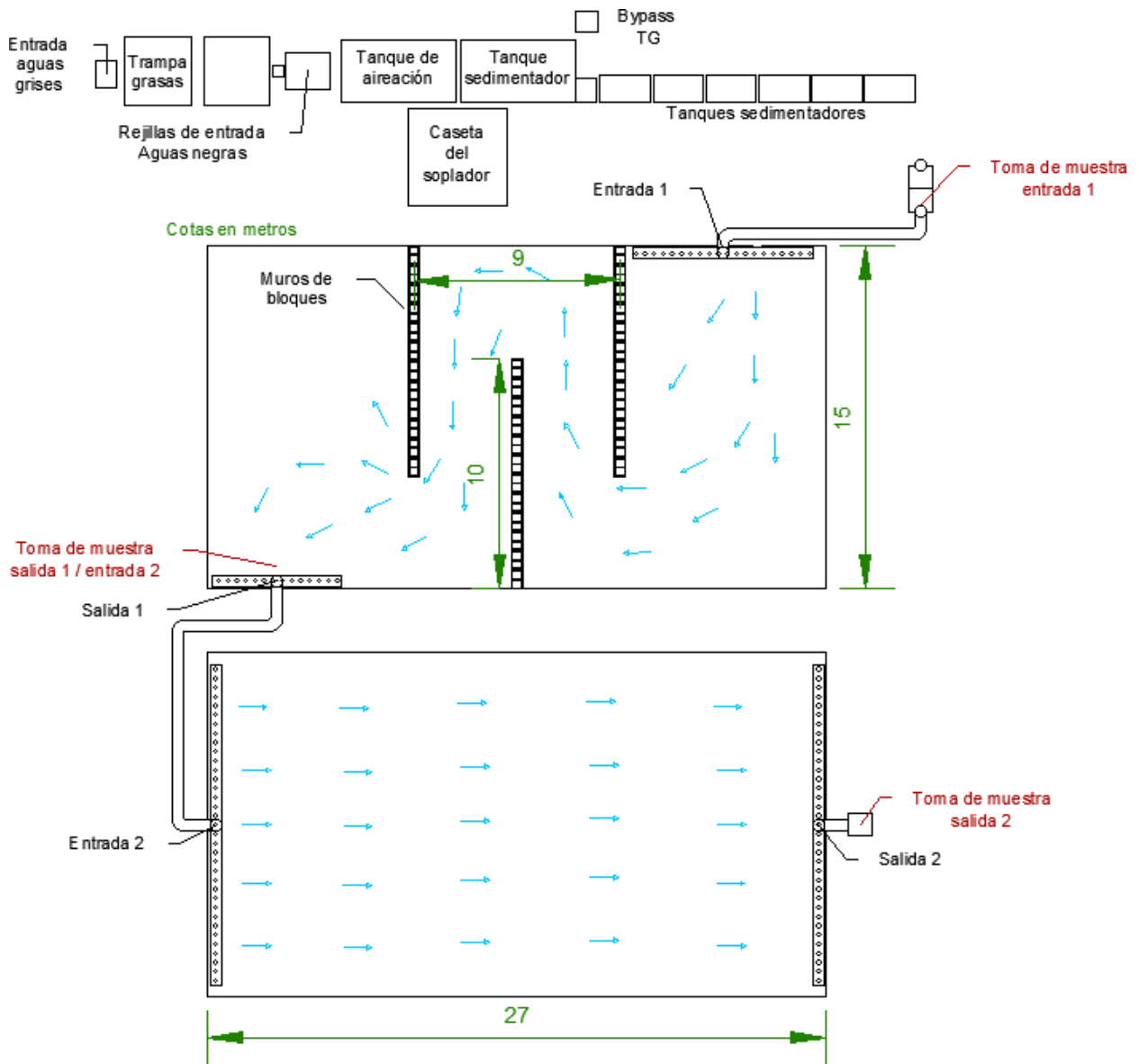


Figura 3

Diseño actual del sistema de humedales artificiales.



Nota: Las flechas celestes representan el posible flujo del agua del HA basado en la teoría.

El sistema de humedales se encuentra a una altitud de 251 m.s.n.m. La temperatura ambiental y precipitación se obtuvieron del Instituto Meteorológico Nacional (IMN) a partir de dos estaciones cercanas, denominadas Rain Forest ubicada en Rainforest Adventure Braulio Carrillo, Guápiles y Finca Diamantes ubicada en Guápiles centro (apéndice A, tabla A1). Los promedios de temperatura y precipitación durante los cuatro meses de estudio fueron 24,3°C y 14,27 mm. Se promediaron los datos de precipitación y temperatura de las dos estaciones por día los cuales se muestran en la figura 4. El caudal de diseño

indicado por los propietarios es de $40 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$. Se realizó un aforo por el método volumétrico y con un molinete hidrológico para verificar el caudal, el cual dio $36,82 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$. Este aforo se llevó a cabo cerca del mediodía debido a que las muestras de agua para los análisis se realizaron a esa hora. El efluente del sistema es vertido en una quebrada que pasa por la propiedad, como se observa en la figura 5b.

Figura 4

Promedio de precipitación y temperatura de la estación Rain Forest y Finca Diamantes del IMN.

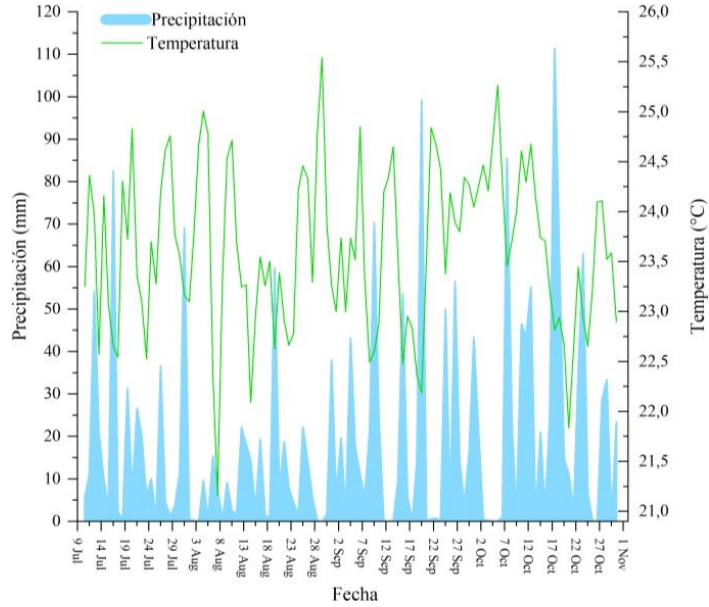
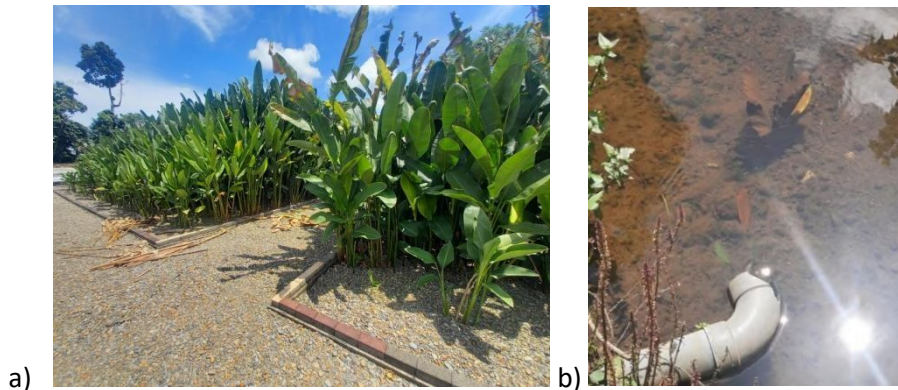


Figura 5

Sistema de humedales artificiales ubicado en el restaurante “El Yugo de mi Tata”.



Nota: a) Sistema de humedales artificiales ubicado en el restaurante “El Yugo de mi Tata”, b) Efluente del sistema hacia una quebrada cercana.

3.2. Análisis del tratamiento de fósforo en el humedal artificial

Para evaluar los HA, se realizaron visitas durante 16 semanas, comenzando el 11 de julio de 2023 y finalizando el 24 de octubre de 2023. Las visitas se efectuaron los martes o miércoles de cada semana, dependiendo de las condiciones de la ruta 32 en el sector de Zurquí. Se midió el P en el agua de los humedales mediante el análisis de fosfato, realizándose las evaluaciones *in situ* (figura 6). El método utilizado fue el 8048 Reactivo de P de Hach®, equivalente al método 4500-P-E de Métodos Estándar para el Examen de Agua y Aguas Residuales y al método 365.2 de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA). Para este propósito, se usó un colorímetro portátil multiparamétrico DR890 de HACH®, junto con una pipeta, micropipeta, reactivos Phosver 3 Fosfato, solución estándar de fosfato de la marca HACH® (Cat. 256949), frascos para recolectar muestras y frascos para realizar el análisis. Además, se *midieron in situ* el pH, la temperatura (T) y la conductividad eléctrica (CE) utilizando un sensor de pH y T de mano modelo PH55 PRO de la marca Milwaukee y un sensor de conductividad eléctrica HI 98304 de la marca HANNA®.

Figura 6

Análisis de PO_4^{3-} in situ, en la zona de estudio.



Se seleccionaron tres puntos para la toma de muestras: uno en la entrada del primer humedal (Entrada 1), otro a la salida del primer humedal (Salida 1/Entrada 2) y el último a la salida del segundo humedal (Salida 2), como se ilustra en la figura 3. Sin embargo, durante la tercera y cuarta semana no fue posible tomar muestras en la Salida 2 debido a que el segundo HA estaba en proceso de restauración y no había efluente disponible (figura 7).

Figura 7

Segundo humedal artificial en restauración.



A los resultados de las diferencias de pH, T, CE y concentraciones de P entre la entrada y salida de los humedales artificiales se les aplicó la prueba de Shapiro-Wilks (Shapiro & Wilk, 1965) utilizando el software Origin para determinar la normalidad de los datos. La mayoría de los datos resultaron ser normales, por lo que se procedió con la prueba de t pareada para comparar los datos entre la entrada y la salida de los humedales. Para los datos de los parámetros que no presentaron normalidad, se aplicó la prueba de Mann-Whitney (Barrantes & Cartín, 2017). Los valores promedio y máximos de las variables analizadas se compararon con el Reglamento de Vertido y Reúso de Aguas Residuales (Nº 33601). Posteriormente, con los promedios de la concentración de P se calculó el porcentaje de remoción utilizando la ecuación 3, donde C_i es la concentración inicial y C_f es la concentración final.

$$\% \text{ remoción} = \left(\frac{C_i - C_f}{C_i} \right) * 100 \quad [3]$$

Para analizar la absorción de P por parte de las plantas, se seleccionaron tres cepas ubicadas en diferentes zonas del primer humedal para obtener una muestra representativa con el fin de determinar el crecimiento de la biomasa. Las cepas escogidas se cortaron en la base y se marcaron con un mecate. Después de 53 días, se cortaron nuevamente y se llevaron al Centro de Investigaciones Agronómicas (CIA) donde se realizó un análisis químico foliar completo (Anexo 1). Con el análisis foliar del CIA se obtuvo el porcentaje de masa de P en las muestras de plantas entregadas.

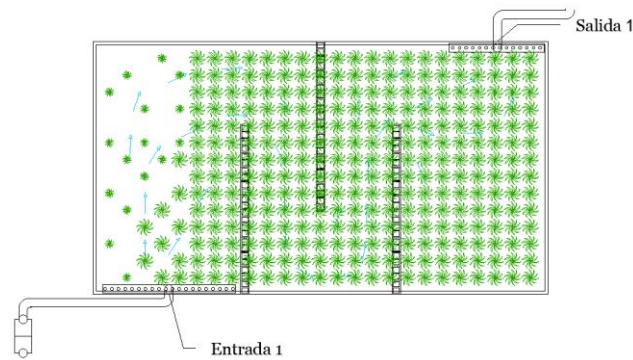
La biomasa de las plantas correspondió a los tallos de cepas ubicadas en diferentes zonas del humedal. Para calcular la masa total de P en las plantas, se contó la cantidad de plantas en el humedal, contabilizando un total de 290 plantas grandes y 16 plantas pequeñas, distribuidas como se observa en la figura 8. Se

seleccionaron 10 plantas al azar y se contaron los tallos de cada una, obteniendo un promedio de 19 tallos por planta, lo que dio un total de 5590 tallos. La masa promedio de P por tallo (M_{pT}) se calculó utilizando la ecuación 4, donde M_s es la masa seca (g) y M_e es el porcentaje promedio de masa de P en la planta. Finalmente, se multiplicó este valor por la cantidad total de tallos para obtener la masa total de P en las plantas.

$$M_{pT} = \Delta M_s * \left(\frac{M_e}{100} \right) \quad [4]$$

Figura 8

Distribución aproximada de las plantas en el primer humedal.



Una vez calculada la masa de P en las plantas, se procedió con el balance de masa para determinar la masa de P en el sustrato. Primero, se calculó la concentración de P en el agua dividiendo la concentración de fosfato entre el factor de conversión $3,066 \text{ PO}_4\text{-P}^{-1}$, que representa la cantidad de P en cada molécula de fosfato. Posteriormente, se calculó la masa promedio de P en la entrada (M_{entrada}) y salida (M_{salida}) mediante la ecuación 5.

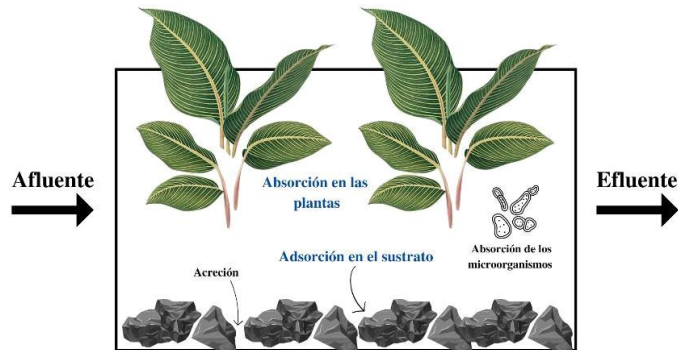
$$M = \bar{C} * \text{caudal diario} * \text{tiempo de experimento} \quad [5]$$

Donde \bar{C} es la concentración de P promedio (mg L^{-1}). Después de calcular las masas correspondientes, el siguiente paso fue usar la ecuación 6 para obtener la masa de P en el sustrato (M_{sustrato}), donde M_{entrada} y M_{salida} corresponden a las concentraciones de P medidas en el agua a tratar tratada por el primer humedal. Si bien existen otras formas en el que el humedal capta P como se muestra en la figura 9, la determinación de estos está fuera de límites de este estudio.

$$M_{sustrato} = M_{entrada} - M_{plantas} - M_{salida} \quad [6]$$

Figura 9

Esquema del paso del agua residual por un humedal artificial y la captura de P.



3.3. Experimento de isoterma de adsorción de fósforo

Se recolectaron aproximadamente 12 kg de muestras de sustrato del HA, específicamente la piedra gavión. Se llevaron al laboratorio de aguas, suelos y ambiente de la Escuela de Biosistemas y se lavaron varias veces con agua desionizada. Luego se dejaron secar al aire por aproximadamente 24 h.

Se realizaron pruebas preliminares para conocer los parámetros a usar en el experimento. Se inició con una relación sustrato - solución de 1:10, colocando solamente una piedra en cada beaker de 500 mL. Sin embargo, se consideró que una sola piedra no era una muestra tan representativa, Cucarella y Renman (2009) mencionan que una menor relación sustrato solución tiende a alejar los resultados de las condiciones de campo, dado que en un HA hay una mayor cantidad de sustrato en contacto con el agua. Por lo tanto, se cambió la relación a 1:1, colocando de cuatro a cinco piedras en cada beaker.

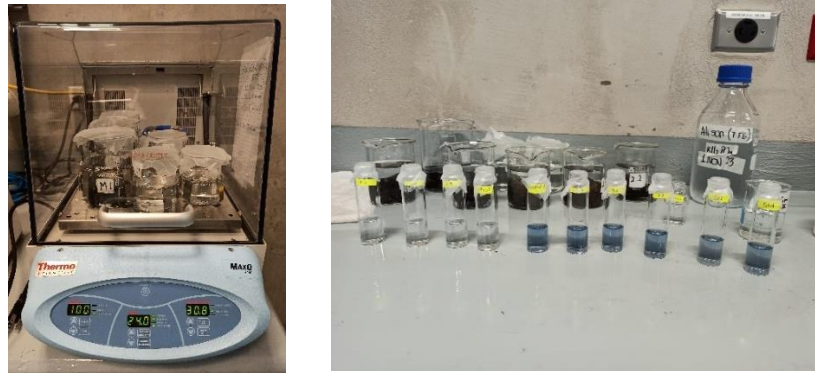
La fuente de P usada fue fosfato monopotásico (KH_2PO_4) con 99,4 % de pureza. La disolución consistió en KH_2PO_4 y agua desionizada tipo II, con una concentración de P de $10,19 \text{ mg L}^{-1}$, basada en el promedio de P en la entrada del HA del restaurante. Se colocaron tres beakers de 250 mL y un control en un agitador marca Thermo Scientific modelo MaxQ 4450, disponible en la Escuela de Biosistemas. Estos se agitaron durante 48 horas a 100 RPM y a $30,8 \text{ }^\circ\text{C}$, temperatura basada en los datos promedio de temperatura ambiental de Guápiles tomados en campo.

Después de establecer todos los parámetros, se montó el experimento para ocho concentraciones de P, que fueron 1,4; 2,1; 5,7; 11,4; 13,2; 20,1 y $42,4 \text{ mg L}^{-1}$ P. La solución fue de KH_2PO_4 y agua desionizada tipo

II. El peso del sustrato usado fue de aproximadamente 135 g y la solución de 135 mL para cada concentración, replicado por triplicado más un control que solo contenía la solución. Debido a las limitaciones de espacio en el agitador, fue necesario realizar los experimentos en días separados, utilizando una o dos concentraciones por día (figura 10). El agitador se configuró a 100 RPM y 30,8 °C durante 24 horas, habiéndose determinado previamente que el equilibrio se alcanzaba en ese período. Además, se registraron los valores iniciales de pH para cada prueba.

Figura 10

Agitador con los beaker y análisis de fosfato.



Luego del tiempo de agitación, se tomó una pequeña muestra del sobrenadante y se siguió el proceso descrito en la sección 3.2 para determinar la concentración final de fosfato y calcular el P. Además, se registraron los valores de pH final. La concentración final de P se consideró como la concentración de equilibrio (C_e). Con la ecuación 7 se calculó la cantidad de P adsorbido en el sustrato por unidad de masa (capacidad de adsorción, q_e) para cada concentración inicial.

$$q_e = \frac{(C_i - C_e) * V}{m} \quad [7]$$

Donde C_i es la concentración inicial (mg L^{-1}), V es el volumen de la solución (L), m es la masa del sustrato (g). Luego se graficaron los datos de concentración de equilibrio y la capacidad de adsorción en el software Origin. Se introdujo la ecuación de Langmuir y se corrió el modelo hasta encontrar el mejor ajuste.

3.3.1. Estimación del tiempo teórico de saturación del HA

Para hacer una predicción aproximada del tiempo de saturación del sustrato del HA, se siguió la metodología descrita por Xu et al. (2006). Se necesitaba conocer la masa total del sustrato (m_{ST}) del

humedal, para ello se usó la ecuación 8, donde ρ es la densidad y V el volumen del sustrato del HA. La densidad se calculó de manera experimental. Primero se pesaron doce piedras por separado, después se colocó un volumen de agua conocido en probetas de 1 L, luego se colocó una piedra dentro de cada probeta, de manera que se obtuvo el volumen de la piedra. Con la masa y el volumen se obtuvo la densidad de cada piedra y se promedió (ver apéndice B, tabla B1).

La masa de sustrato, calculada con la ecuación 8, se multiplicó por la adsorción máxima ($q_{m\acute{a}x}$) del sustrato obtenida de la ecuación 1, para obtener la capacidad de adsorción total de P (Q_T) en el sustrato del HA (ecuación 9). Por último, el Q_T se dividió por la masa diaria de P en la entrada del HA (ecuación 10). La cual corresponde a la concentración de P promedio de entrada multiplicada por el caudal diario, para obtener el tiempo de saturación.

$$m_s = \rho * V \quad [8]$$

$$Q_T = q_{m\acute{a}x} * m_s \quad [9]$$

$$t_s = \frac{Q_T}{P_{diario}} \quad [10]$$

3.3.2. Validación del modelo de Langmuir

Para evaluar la precisión del modelo de Langmuir aplicado al sustrato estudiado, se diseñaron HASSH piloto utilizando galones, tubos PVC y sustrato. Estos humedales piloto fueron configurados en forma horizontal, similar al diseño del humedal del restaurante. A los humedales pilotos se les añadió una concentración de P de 2,28 mg L⁻¹ durante un tiempo, para saturar el sistema. Se construyeron cuatro columnas con galones de plástico de 3,5 L. Los galones fueron adaptados con tubos de PVC cortados y ensamblados con Duretán®, como se muestra en la figura 11. En la figura 12 se muestra el diseño propuesto para simular los HA. Los galones se cortaron a una altura de 16,78 cm aproximadamente, como se muestra en la figura 13 donde se marcaron las líneas correspondientes a la capa de piedras (15 cm) y al tubo de PVC (10 cm). Las columnas se mantuvieron a temperatura ambiente.

Figura 11

Preparación de los galones y los tubos PCV.

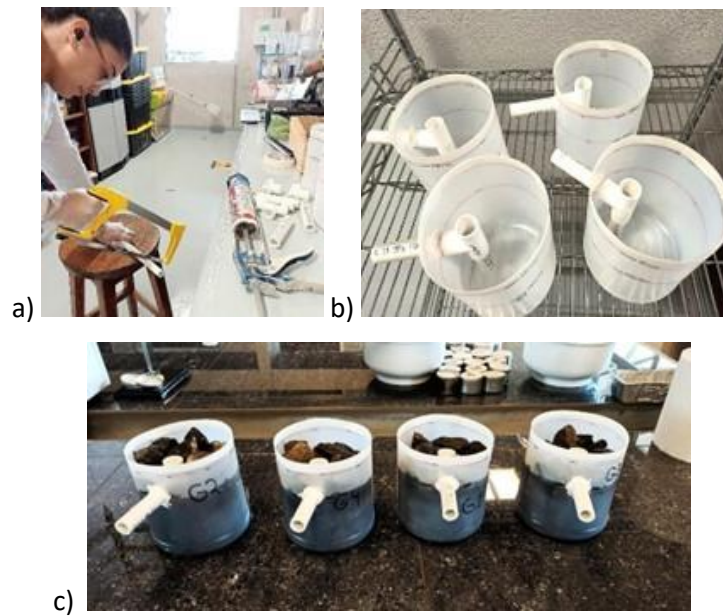


Figura 12

Propuesta del diseño que simula un humedal artificial horizontal.

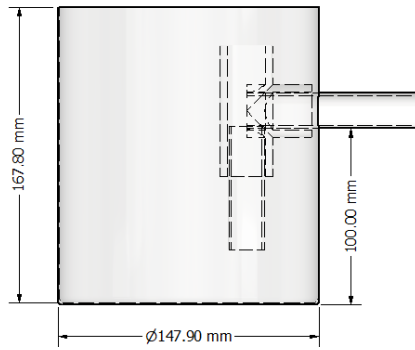
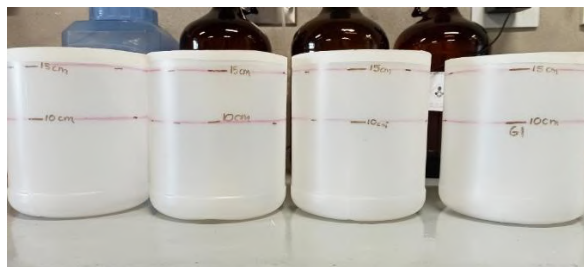


Figura 13

Marcado de alturas de los galones usados como humedal artificial.



Los galones se llenaron con piedra gavión de 4 a 6 cm aproximadamente, extraídas del HA del restaurante “El Yugo de mi Tata” (figura 11d). Se calculó la masa promedio de sustrato en cada galón. Los datos de altura, diámetro, área y volumen de las columnas, así como el peso de las piedras se muestran en la tabla 2. Para conocer la cantidad de P que se requería agregar se consideró el promedio del peso del sustrato de la tabla 2, la capacidad de adsorción del experimento anterior y un tiempo de 4 días. Se utilizó una solución con KH_2PO_4 como fuente de fosfato. Debido al diseño de sistema horizontal, se introdujo un volumen el día de inicio para saturar el sustrato. Luego, al introducir el siguiente volumen de solución un volumen igual al vertido fue recolectado y analizado para conocer la concentración de P a la salida.

Tabla 2

Parámetros de las columnas utilizadas en la validación.

ID	Peso galón vacío (g)	Peso con piedras (g)	Peso piedras (g)
Columna 1	153,50	3032,10	2878,60
Columna 2	149,50	3225,60	3076,10
Columna 3	138,30	3271,60	3133,30
Control	151,20	3022,90	2871,70
Promedio	148,13	3138,05	2989,93
Desv. Est.	7,88	127,09	133,64

Una vez recolectados los datos se aplicó la ecuación 3 para conocer el porcentaje de remoción. Se graficó el porcentaje de remoción en el tiempo, de esta forma se puede visualizar la tendencia hacia la saturación del sustrato. Para el tratamiento de los datos, se aplicó prueba de normalidad a los datos de concentraciones promedio de entrada y salida. Por ser normales se realizó un ANOVA para conocer si hay diferencias significativas entre las concentraciones de P de la entrada y la salida.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

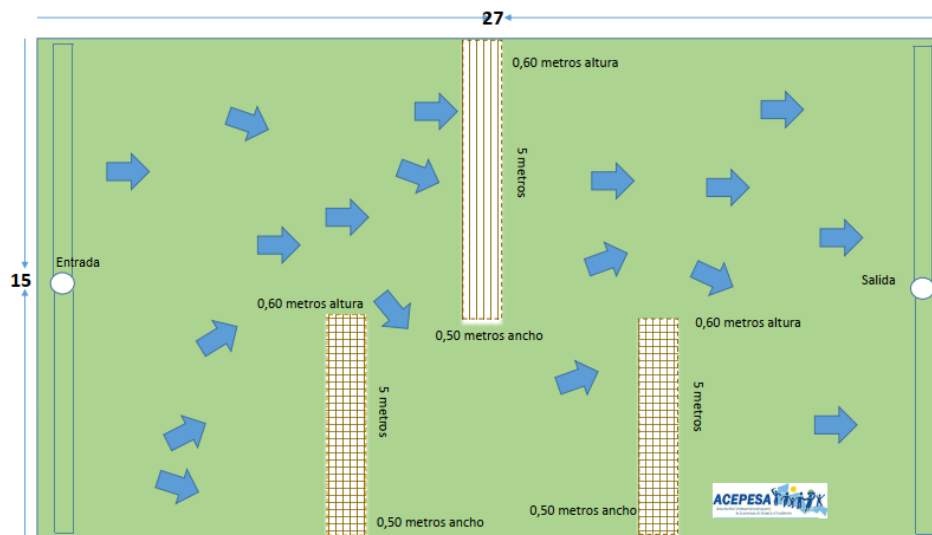
4.1. Análisis del tratamiento de fósforo en los humedales artificiales

4.1.1. Sistema de humedales artificiales

La entrada y salida del primer HA fue modificado a finales del 2022 e inicios del 2023. En la figura 14 se muestra la distribución original donde tanto la entrada y salida están en un punto medio, permitiendo una distribución del flujo en toda la sección transversal del humedal y asegurando un flujo más uniforme a lo largo del HA. En la figura 15 se muestra la distribución actual, donde la entrada y la salida están en diferentes costados del HA, este cambio de configuración podría estar provocando zonas muertas en ciertas partes del humedal, como menciona Wang et al. (2014) y como se observó en la figura 8 donde en partes del humedal el crecimiento de las plantas era desigual. En estas zonas muertas no se estaría dando un tratamiento eficiente. La configuración también podría estar afectando el TRH como lo evidenció Okhravi (2017) en su estudio utilizando diferentes configuraciones de entrada y salida, lo que también afectaría el tratamiento de los nutrientes debido a que se tiene menos tiempo de interacción entre el agua y el sustrato.

Figura 14

Distribución inicial del primer humedal artificial, en el Restaurante El Yugo de mi Tata.

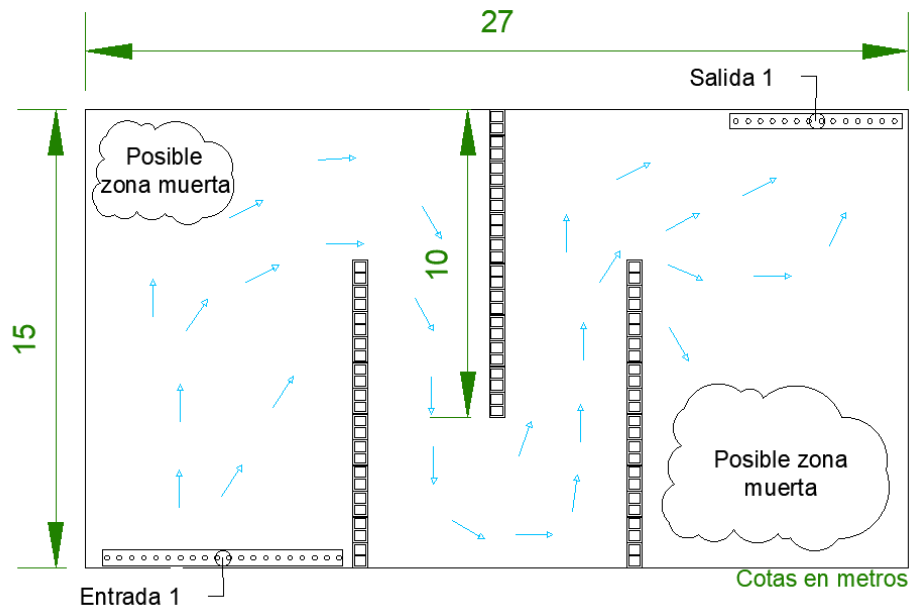


Colocación de muros de piedra de 5 metros de largo x 0,50 metros de ancho x 0,70 de altura

Nota: El diseño no está a escala. Fuente: ACEPESA.

Figura 15

Distribución actual del primer humedal artificial en el Restaurante El Yugo de mi Tata.



Nota: Elaboración propia.

El segundo humedal estaba siendo restaurado por un problema con la acumulación de sedimentos en el sustrato, como se muestra en la figura 16. El sustrato ya tenía la apariencia de suelo con los sedimentos ocupando los espacios porosos. Los sedimentos pueden obstaculizar el paso del flujo, provocando encharcamientos. Yang et al. (2018) mencionan que la obstrucción en los HA se debe a diferentes causas tales como partículas pequeñas, baja porosidad, mala conductividad hidráulica y acumulación de sólidos, disminuyendo la eficiencia del sistema. En la restauración del segundo humedal se colocó piedra gavión como en el primer humedal. Durante el tiempo del estudio no se colocaron plantas en este segundo HA. Teniendo presente la descripción anterior, se procede a evaluar cómo los HA tratan el P presente en el agua residual.

Figura 16

Acumulación de sedimentos en el segundo humedal artificial como se indica en las flechas.



4.1.2. Tratamiento de fósforo en los humedales artificiales

Los datos obtenidos en el muestreo de los HA se observan en la tabla 3 y 4. Se obtuvieron más datos para el primer HA debido a la imposibilidad de tomar muestra en el segundo humedal durante la restauración (semana 3 y 4). Se calculó la concentración de P a partir del dato de fosfato con la relación de $3,066 \text{ PO}_4^{3-} \text{ P}^{-1}$ basado en el peso molecular. En las últimas semanas no se muestrearon el pH, T y CE debido a fallas en el equipo y porque las muestras se estaban llevando al laboratorio y no *in situ*, provocando cambios en la temperatura y posiblemente en el pH.

Tabla 3*Mediciones generales del humedal artificial 1.*

Semana	PO4(mg L ⁻¹)		PO4-P * (mg L ⁻¹)		pH (adim)		Temperatura (°C)		Conductividad Eléctrica (mS cm ⁻¹)	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida
1	33,50	30,40	10,93	9,91	6,20	6,70	30,00	28,40	1,25	1,33
2	27,00	20,80	8,81	6,78	6,30	6,90	28,00	27,90	0,97	1,06
3	33,00	18,00	10,76	5,87	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,35	1,11
4	41,00	26,80	13,37	8,74	6,40	7,00	27,60	27,80	1,34	1,30
5	30,50	20,80	9,95	6,78	6,50	7,00	26,70	26,90	1,19	1,02
6	35,00	27,60	11,42	9,00	6,40	7,00	28,90	28,90	1,43	1,30
7	29,50	26,00	9,62	8,48	6,30	7,00	29,10	28,80	1,10	1,25
8	29,50	24,00	9,62	7,83	6,20	6,90	31,40	31,40	0,96	1,16
9	27,50	23,20	8,97	7,57	5,90	6,80	29,80	29,50	0,95	0,95
10	47,50	26,80	15,49	8,74	6,00	6,80	29,40	29,20	0,83	0,87
11	30,00	27,20	9,78	8,87	6,10	6,70	28,70	28,70	1,33	1,10
12	15,50	18,80	5,06	6,13	6,00	6,70	30,10	29,90	0,55	0,73
13	23,00	26,00	7,50	8,48	5,90	6,60	31,30	31,10	0,84	0,80
14	32,50	16,40	10,60	5,35	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
15	25,00	25,00	8,15	8,15	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
16	40,00	25,50	13,05	8,32	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Promedio	31,25	23,96	10,19	7,81	6,18	6,84	29,25	29,04	1,08	1,08
Desv. Est.	7,55	3,94	2,46	1,29	0,20	0,14	1,40	1,31	0,26	0,20

* fósforo calculado a partir del dato de fosfato con la relación de $3,066 \text{ PO}_4^{3-} \text{ P}^{-1}$

Nota: Existen diferencias significativas ($p < 0,05$) entre la entrada y salida de los parámetros concentración de fósforo y pH. No existen diferencias significativas ($p > 0,05$) entre la entrada y salida de los parámetros conductividad eléctrica y temperatura.

Tabla 4*Mediciones generales del humedal artificial 2.*

Semana	PO4(mg L ⁻¹)		PO4-P * (mg L ⁻¹)		pH (adim)		Temperatura (°C)		Conductividad Eléctrica (mS cm ⁻¹)	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida
1	30.40	25.60	9.91	8.35 ¹	6.70	6.70	28.40	28.00	1.33	1.22
2	20.80	18.80	6.78	6.13	6.90	6.90	27.90	27.50	1.06	0.88
3 [†]	18.00	n.d.	5.87	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1.11	n.d.
4 [†]	26.80	n.d.	8.74	n.d.	7.00	n.d.	27.80	n.d.	1.30	n.d.
5	20.80	8.40	6.78	2.74	7.00	6.90	26.90	26.90	1.02	1.02
6	27.60	12.00	9.00	3.91	7.00	7.30	28.90	28.60	1.30	0.86
7	26.00	18.00	8.48	5.87	7.00	7.40	28.80	28.60	1.25	1.11
8	24.00	20.00	7.83	6.52	6.90	7.20	31.40	31.10	1.16	1.08
9	23.20	24.40	7.57	7.96	6.80	7.00	29.50	29.30	0.95	0.90
10	26.80	24.40	8.74	7.96	6.80	6.90	29.20	28.70	0.87	0.69
11	27.20	25.60	8.87	8.35 ¹	6.70	6.90	28.70	28.70	1.10	0.83
12	18.80	10.80	6.13	3.52	6.70	6.80	29.90	29.20	0.73	0.75
13	26.00	20.80	8.48	6.78	6.60	6.80	31.10	30.60	0.80	0.73
14	16.40	24.00	5.35	7.83	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
15	25.00	15.50	8.15	5.06	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
16	25.50	24.00	8.32	7.83	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Promedio	23.96	19.45	7.81	6.34	6.84	6.98	29.04	28.84	1.08	0.92
Desv. Est.	3.94	5.81	1.29	1.89	0.14	0.22	1.31	1.22	0.20	0.17

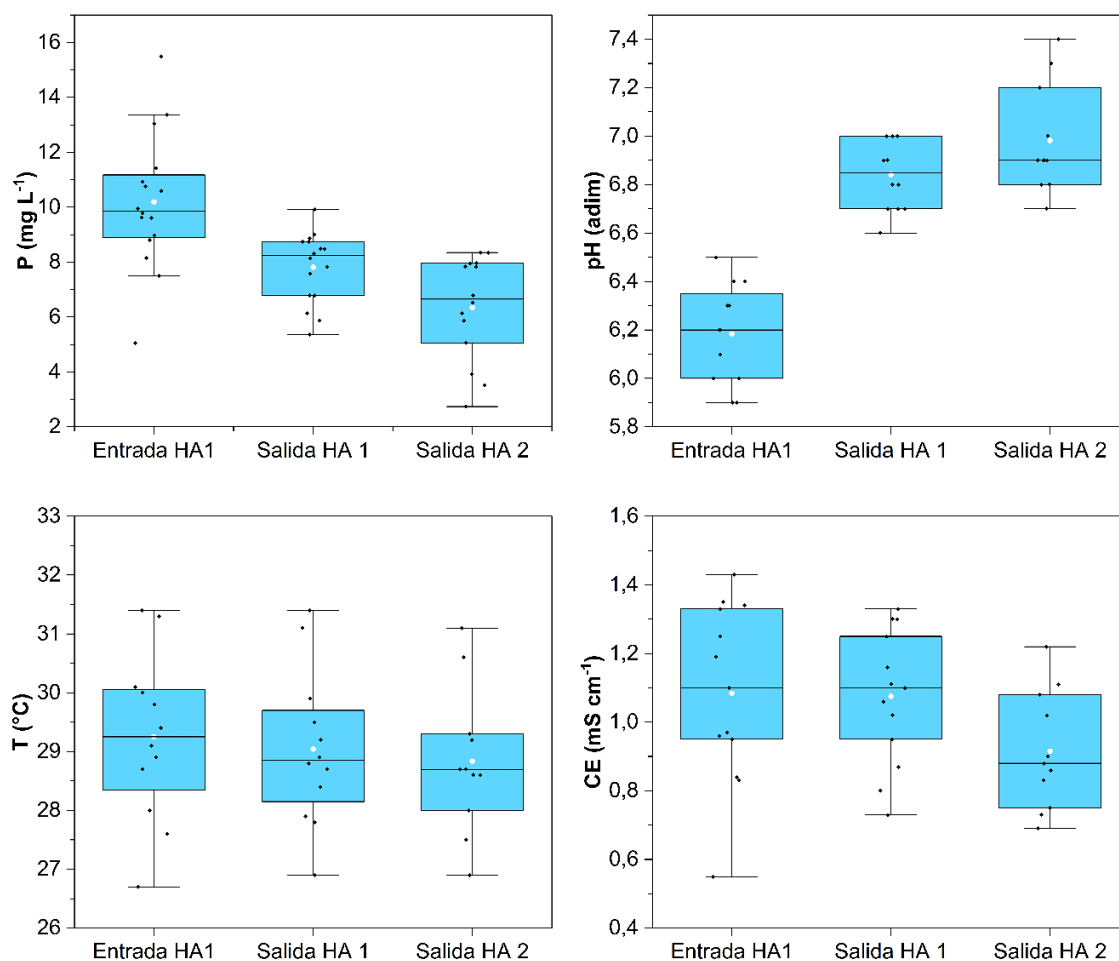
* fósforo calculado a partir del dato de fosfato con la relación de 3,066 PO₄³⁻ P⁻¹.[†]semanas donde el segundo humedal estaba siendo restaurado y no había efluente.¹ valores de concentración de fósforo en la salida que sobrepasan el valor máximo permisible del Reglamento N°33601.*Nota:* Existen diferencias significativas (p < 0,05) entre la entrada y salida de los parámetros fósforo, pH, conductividad eléctrica y temperatura.

En el primer HA los valores de pH, CE y concentración de P en el agua mostraron una distribución normal en la prueba de Shapiro-Wilks con un $p > 0,05$ (ver apéndice A, tabla A2 y A3). Por el contrario, la T no presentó una distribución normal ($p = 0,0004$). En la prueba t para muestras pareadas se obtuvieron valores de probabilidad para el pH y la concentración de P de $<0,0001$ y $0,0009$ respectivamente. Con un nivel de confianza del 95 % se rechaza la hipótesis nula para el pH y la concentración de P, existen diferencias significativas entre los valores de la entrada y la salida. El valor de probabilidad en la prueba t para muestras pareadas para la CE es de $0,8421$. En la prueba U de Mann-Whitney se obtuvo un valor de probabilidad para la T de $0,6031$, por lo tanto, con un nivel de confianza del 95 % no se rechaza la hipótesis nula, dicho de otro modo, no existen diferencias significativas entre los valores de entrada y salida para CE y T.

Para el segundo HA todos los parámetros, pH, CE, T y concentración de P en el agua tuvieron una distribución normal en la prueba de Shapiro-Wilks ($p > 0,05$). En la prueba t para muestras pareadas se obtuvieron valores de probabilidad para el pH, CE, T y la concentración de P de $0,0068$, $0,0063$, $0,0006$ y $0,0096$ respectivamente. Por lo que con un nivel de confianza del 95 % se rechaza la hipótesis nula, existen diferencias significativas entre los valores de la entrada y la salida para todos los parámetros del segundo humedal. En la figura 17 se puede observar las variaciones de los parámetros medidos por medio de los gráficos de caja de la entrada y salida del primer humedal y la salida del segundo humedal. Los valores de la salida del primer humedal corresponden también a los datos de entrada del segundo humedal.

Figura 17

Gráficos Box-Plot del pH, T, CE y P en las entradas y salidas de los humedales.



Nota: puntos negros representan los valores de cada parámetro y los puntos rosados representan las medias aritméticas.

Los parámetros que experimentan los mayores cambios al atravesar los HA son el pH y la concentración de P. Como era de esperar, la concentración de P disminuye de 10,19 mg L⁻¹ a 6,34 mg L⁻¹ después de pasar por los humedales. El P en el agua es retenido principalmente por el sustrato y los sedimentos en el humedal, otra fracción es absorbida por las plantas y en una medida mucho menor, el P es retenido por los microorganismos (Kadlec y Wallace, 2009). El límite máximo permisible para el P, según el Reglamento N° 33601 es de 8,15 mg L⁻¹ (tabla 5). La concentración promedio de P en la salida del segundo humedal es de 6,34 mg L⁻¹, cumpliendo con el reglamento. Sin embargo, en dos ocasiones, específicamente en la semana 1 y la semana 11, el efluente no cumplió con el reglamento, registrando 8,35 mg L⁻¹ de P en ambos casos, que equivale a un 2,45 % por encima del valor máximo permisible. Estas semanas coinciden con afluentes

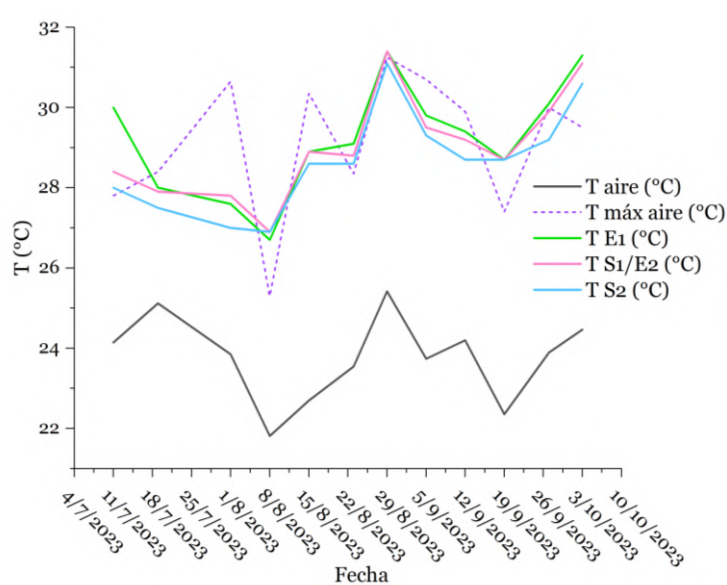
que presentan altas concentraciones de P, lo que podría explicar las concentraciones de salida que no cumplen con el reglamento, indicando que para cargas mayores el sistema actual es insuficiente, provocando el incumplimiento del reglamento.

El pH aumenta conforme pasa por los humedales, como se esperaba, pH más cercanos a 7 presentan el comportamiento deseado según los lineamientos del Reglamento N° 33601. Es crucial que el pH se mantenga dentro de un rango limitado (en este caso, entre 5 y 9 según la tabla 5) para el correcto funcionamiento de un sistema acuático. Los humedales artificiales amortiguan las variaciones de pH en el agua, lo que resulta en que el efluente sea normalmente cercano a la neutralidad (circumneutral) (Kadlec y Wallace, 2009). Este comportamiento se refleja en los datos de pH de los humedales de este estudio, donde los valores de pH de entrada varían entre 5,90 y 6,50, mientras que en la salida oscilan entre 6,70 y 7,40, acercándose más a la neutralidad (pH 7). Los cambios en el pH pueden estar mayormente influenciados por el sustrato y sus biopelículas (Kadlec y Wallace, 2009), por lo tanto, vemos cambios de pH tanto en el primer humedal con plantas como en el segundo humedal sin plantas de este estudio.

La T y la CE presentan pequeñas variaciones al pasar por los humedales. La T tiene una ligera disminución, en un rango promedio de 29,25 °C a 28,84 °C. Según Kadlec y Wallace (2009), los humedales muestran una fuerte capacidad de amortiguación de la T. También mencionan que la T del agua se relaciona linealmente con la T del aire. Esto lo podemos observar en este estudio, donde la T muestra poca variación al pasar por los humedales y tiene un comportamiento similar a la T del aire, como se observa en la figura 18. Cabe destacar que los datos de T del aire son promedios de estaciones meteorológicas cercanas. Los datos de T cumplen con los límites establecidos por el Reglamento N° 33601, como se indica en la tabla 5.

Figura 18

Temperatura del aire y temperaturas del agua en los humedales artificiales.



Nota: E1 es entrada primer humedal, S1/E2 es salida primer humedal y entrada del segundo humedal y S2 es salida del segundo humedal.

La CE, que está relacionada con la concentración de iones en el agua, muestra una ligera disminución al pasar por los humedales, pasando de $1,08 \text{ mS cm}^{-1}$ a $0,92 \text{ mS cm}^{-1}$. Esta reducción es mínima, lo cual concuerda con lo señalado por Kadlec y Wallace (2009), quienes indican que los valores de CE en la entrada y salida de los humedales suelen ser similares. Esto se debe a que el flujo de entrada en los humedales generalmente supera a las tasas de precipitación y evapotranspiración.

Aunque el Reglamento N° 33601 no establece regulaciones específicas para la CE, es posible comparar los datos obtenidos con otros estudios. Por ejemplo, Cubillo y Gómez (2017) reportaron valores de $0,39$ y $1,59 \text{ mS cm}^{-1}$ para agua residual doméstica en Nicoya, mientras que Venegas (2020) encontró valores entre $2,25$ y $2,58 \text{ mS cm}^{-1}$ para aguas residuales de la PTAR de la Facultad de Odontología de la UCR. Por lo tanto, el tratamiento de los humedales con respecto a la CE se maneja dentro de un rango similar a otros estudios en Costa Rica.

Tabla 5

Resumen de las medidas estadísticas y comparación con el reglamento N° 33601.

	Límite máx. permisible	Estadístico	Entrada HA 1		Salida HA 1		Salida HA 2	
PO ₄ ³⁻ - P (mg L ⁻¹)	8,15	Promedio	10,19	(16)	7,81	(16)	6,34	(14)
		Desv. Est.	2,46		1,29		1,89	
		Máximo	15,49		6,50		8,35	
pH (adim)	5 a 9	Promedio	6,18	(12)	6,84	(12)	6,98	(11)
		Desv. Est.	0,20		0,14		0,22	
		Máximo	6,50		7,00		7,40	
T (°C)	15°C ≤ T ≤ 40°C	Promedio	29,25	(12)	29,04	(12)	28,84	(11)
		Desv. Est.	1,40		1,31		1,22	
		Máximo	31,40		31,40		31,10	
CE (mS cm ⁻¹)	No regulado	Promedio	1,08	(13)	1,08	(13)	0,92	(11)
		Desv. Est.	0,26		0,20		0,17	
		Máximo	1,43		1,33		1,22	

Nota: entre paréntesis se encuentran la cantidad de datos analizados.

4.2. Porcentajes de remoción de fósforo

En la tabla 6 se muestran los porcentajes de remoción calculados con la ecuación 3. Aunque los valores de remoción son bajos, el sistema cumple con la normativa de vertido, ya que las cargas del efluente están por debajo de los límites permisibles por la ley. En el primer humedal, se observa una remoción promedio de 19,74 %, con valores máximos alcanzados de 43,58 %, 45,45 % y 49,54 %. Por otro lado, el segundo humedal muestra una remoción promedio de 18,48 %, con picos de remoción del 42,55 %, 56,52 % y 59,62 %. Según Pabello y Carrillo (2004), los HASSH pueden remover hasta un 50 % del P presente en el agua residual. Sin embargo, la Alianza por el Agua (2008) menciona que, después de un período de operación, los HASS típicamente remueven entre el 15 % y el 30 % del P, ya que inicialmente el sustrato presenta más sitios disponibles para la absorción, los cuales se van agotando con el tiempo.

Por otro lado, como se observa en la tabla 6 ambos humedales mostraron porcentajes de remoción negativos, que indican que la concentración de P en la salida fue mayor que la concentración en la entrada. Una de las razones puede ser la desorción. Según Kadlec y Wallace (2009), el sustrato del humedal contiene una cantidad de P adsorbido equivalente a una concentración de P en el agua (EPC_o). Cuando la concentración de P en el afluente es igual a EPC_o , no hay adsorción ni desorción. Sin embargo, si la concentración de P en el afluente es menor que EPC_o , el P del sustrato se libera, causando porcentajes de remoción negativos. En este estudio, las semanas con porcentajes de remoción negativos coincidieron con concentraciones de P en el afluente menores que las de semanas anteriores. Lo anterior conlleva a una alta variabilidad en los resultados, lo cual se ve reflejado en la desviación estándar calculada.

Tabla 6

Resumen de los porcentajes de remoción de fósforo del humedal 1 y humedal 2.

Variable	Remoción HA 1	Remoción HA 2
Remoción promedio (%)	19,74	18,48
Desv. Est.	20,36	27,05
Remoción mínima (%)	-21,29	-46,34
Remoción máxima (%)	49,54	59,62

En la figura 19 se muestran los porcentajes de remoción mensual para cada humedal. Como era de esperar, el primer humedal, beneficiado por la presencia de plantas, muestra mayores tasas de remoción. Sin embargo, en el mes de agosto, el segundo humedal superó al primero en términos de remoción. Durante la primera y segunda semana de agosto, las tasas de remoción de P en el segundo humedal fueron del 59,62 % y 56,52 %, respectivamente. Este comportamiento atípico podría atribuirse a los movimientos de sustrato realizados en el humedal durante esas dos semanas, dado que estaba en proceso de restauración, como se ilustra en la figura 20. Como se mencionó anteriormente, la introducción de sustrato nuevo incrementa la disponibilidad de sitios de adsorción, lo cual puede resultar en mayores porcentajes de remoción durante un período específico (Alianza por el Agua, 2008).

Figura 19

Remoción promedio mensual en cada humedal.

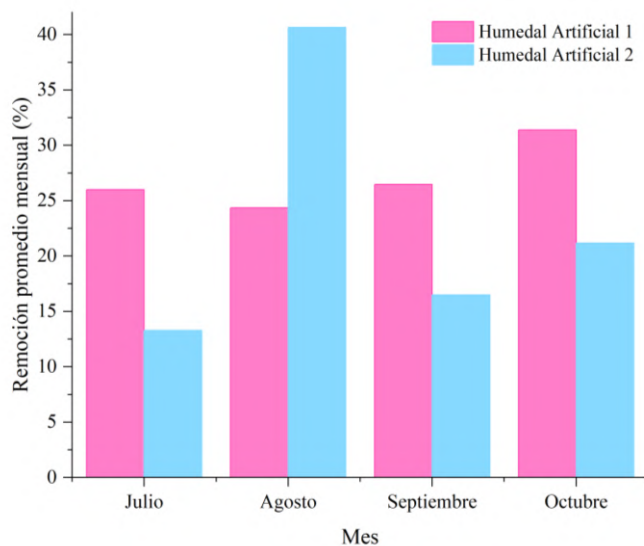


Figura 20

Humedal artificial 2 en restauración, foto del 8 de agosto, 2023.



4.3. Balance de masa de fósforo

Para conocer el aporte del sustrato y las plantas en la remoción de P del agua residual, se realizaron balances de masa para cada humedal, cuyos resultados se presentan en la tabla 7. En el apéndice A5 se incluye la memoria de cálculo y en el apéndice A, tabla A4, se detallan los valores de masa de P de entrada y salida de ambos humedales.

En el primer humedal el porcentaje de masa de P total removido del agua residual en el periodo de medición es de 26,65 %. De ese porcentaje, el 3,5 % lo retienen las plantas, por lo que el 96,5 % restante se atribuye al sustrato. A pesar de que no se miden el aporte de los microorganismos, se considera que su aporte en remoción es bajo. Según Luna y Ramírez (2004), el sustrato remueve aproximadamente 90 % del P, mientras que las plantas y microorganismos suman un 10 %. En el segundo humedal la masa de P retenida es de 25,1 %. Como en el segundo humedal no hay plantas sembradas, se le atribuye un porcentaje elevado cercano al 100 % al sustrato. No existen diferencias significativas entre la remoción del primer humedal y el segundo humedal ($p > 0,05$), sin embargo, se debe considerar que en el segundo humedal hubo dos semanas con datos de remoción de P atípicamente elevados.

Tabla 7

Balance de masa de fósforo en el humedal artificial 1 y 2, entre paréntesis la desviación estándar.

	Masa (g)	
	Humedal Artificial 1	Humedal Artificial 2
Entrada	44330 (\pm 8321)	33497 (\pm 4457)
Sustrato	11401 (\pm 8376)	8405 (\pm 6112)
Plantas	414 (\pm 201)	n.d.
Salida	32515 (\pm 5294)	25092 (\pm 7966)

Con el balance de masa se muestra que la mayor parte del P queda retenido en el sustrato, de ahí la importancia de conocer el tiempo de saturación del sustrato para aumentar la vida útil del humedal con respecto al P. En la siguiente sección se demuestra un método para conocer el proceso de saturación del sustrato con P.

4.4. Experimento de isoterma de adsorción de fósforo

En la tabla 8 se muestran los datos promedio de concentración de P y pH tanto al inicio como al final del experimento de adsorción. Los resultados de las pruebas preliminares fueron incongruentes, ya que la concentración de P aumentaba con el tiempo. Este comportamiento se debió a la evaporación de agua durante la evaluación, lo que alteraba la concentración de P. Para solucionar esto, se taparon los beakers con papel Parafilm.

Se agregaron concentraciones iniciales por encima y por debajo del valor promedio de P del primer HA (10,19 mg L⁻¹ P). La relación 1:1 del sustrato con respecto a solución de P simula mejor la realidad del HASSH. El pH inicial no se modificó, este disminuye conforme se aumenta la concentración inicial de P debido a que el fosfato monopotásico (KH₂PO₄) usado para la disolución es un ácido débil que se disocia parcialmente en el agua, generando un ion hidronio (Clavijo & Romero, 2022). En el apéndice B, tabla B3 se muestran los datos generales del experimento de adsorción de P.

Tabla 8

Datos promedio del experimento de adsorción de fósforo.

Concentración inicial P (mg L ⁻¹)	Sustrato (g)	Volumen de disolución (ml)	pH inicial (adim)	Concentración final P (mg L ⁻¹)	pH final (adim)
1,40	135,23 (±0,22)	135,00	6,22	1,15 (±0,09)	6,55 (±0,18)
2,10	135,57 (±0,31)	135,00	6,99	1,85 (±0,12)	6,33 (±0,00)
5,70	135,32 (±0,05)	135,00	6,30	4,95 (±0,34)	5,83 (±0,04)
11,40	135,30 (±0,27)	135,00	6,06	10,65 (±0,09)	5,97 (±0,06)
13,20	135,05 (±0,01)	135,00	6,33	12,18 (±0,47)	6,04 (±0,00)
20,10	135,10 (±0,41)	135,00	5,57	19,13 (±0,46)	5,70 (±0,00)
42,40	135,58 (±0,25)	135,00	5,14	40,85 (±2,19)	5,53 (±0,00)

Nota: Entre paréntesis están las desviaciones estándar de tres muestras, si no hay es porque se tomó de una sola muestra representativa inicial.

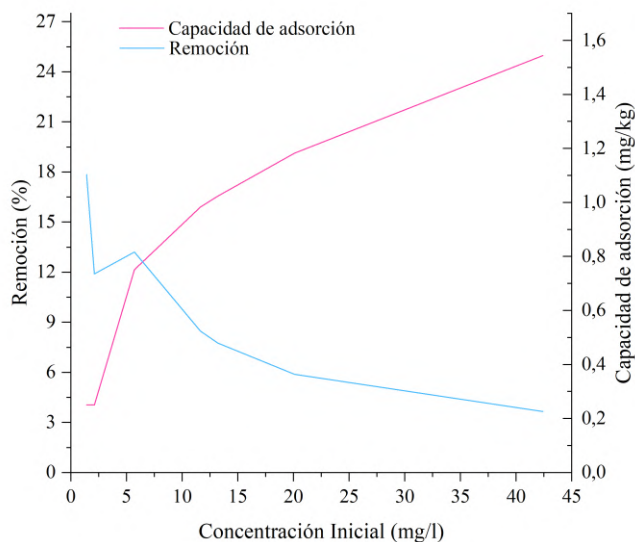
La capacidad de adsorción se calculó usando la ecuación 7 y la memoria de cálculo se muestra en el apéndice B1. Los resultados mostraron una relación directamente proporcional entre la concentración inicial de P y la capacidad de adsorción, como se observa en la figura 21 (ver apéndice B, tabla B4). Sin embargo, el porcentaje de remoción de P por parte del sustrato disminuye con el aumento de la concentración inicial de P en el agua como se observa en la figura 21.

Resultados similares obtuvieron Cui et al. (2008) en un experimento con nueve sustratos, donde el porcentaje de remoción fue inversamente proporcional a las concentraciones iniciales de P. En ese estudio, al aumentar la concentración inicial de 100 mg L^{-1} a 500 mg L^{-1} , el porcentaje de remoción disminuyó del 82 % al 49 %, siendo la grava el sustrato menos eficiente. Lu et al. (2009) y Li et al. (2022) también encontraron una correlación negativa entre el porcentaje de remoción y la concentración inicial de P.

La relación inversa entre la capacidad de adsorción y el porcentaje de remoción de P se debe a la disponibilidad de sitios de adsorción en el sustrato. Cuando la concentración de P en el agua es baja, hay más sitios de adsorción disponibles en el sustrato, lo que permite una mayor remoción de P. En cambio, cuando la concentración de P es alta, el sustrato tiende a adsorber más P, disminuyendo la disponibilidad de los sitios de adsorción y resultando en una capacidad de adsorción aparentemente alta, pero un porcentaje de remoción de P del agua menor (Bai et al., 2017; Zhao et al., 2022; Naranjo, 2017).

Figura 21

Grafica de remoción de fósforo y capacidad de adsorción según la concentración inicial.

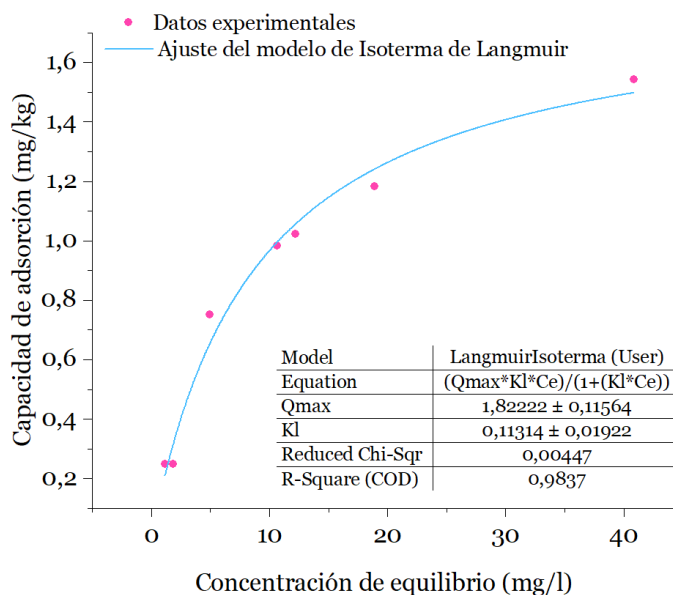


La isoterma de adsorción de P se obtuvo a una temperatura de $30,8 \text{ }^\circ\text{C}$, como se muestra en la figura 22,

utilizando el software Origin. El ajuste con el modelo de Langmuir presentó una correlación adecuada, con un coeficiente de determinación (R^2) de 0,98. La adsorción máxima fue de $1,82 \text{ mg kg}^{-1}$ y el coeficiente de energía de enlace fue de $0,11 \text{ L mg}^{-1}$, como se observa en la figura 22.

Figura 22

Grafica de la isoterma de Langmuir para las diferentes concentraciones usadas.



La capacidad máxima de adsorción de P obtenida en este estudio es bastante baja en comparación con otros estudios que utilizaron grava como sustrato, dado que es el material más similar. Mann et al. (1993) obtuvieron una capacidad máxima de adsorción de $25,8 \text{ mg kg}^{-1}$ para grava con tamaños entre 5 y 10 mm, mientras que Cui et al. (2008) lograron $494,42 \text{ mg kg}^{-1}$.

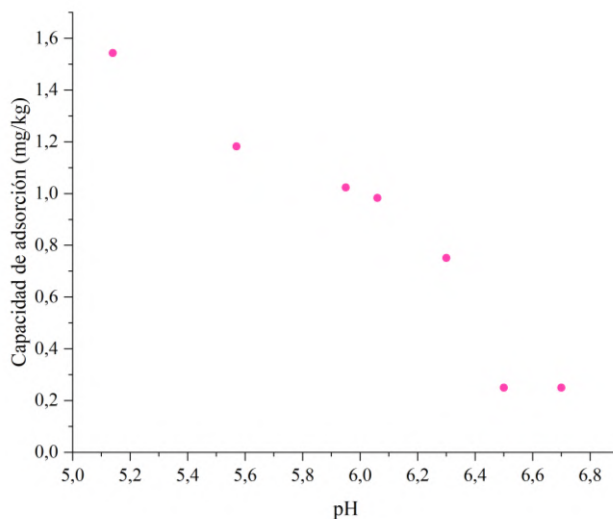
En el experimento desarrollado por Akratos y Tsihrintzis (2007), la grava fina rica en Fe y Al obtuvo una remoción de P del 88 %, mientras que la grava media rica en carbonatos mostró una remoción del 28 %. Debido a que no se pudo disponer de equipo para moler las piedras utilizadas en este estudio, no se pudo determinar con precisión su composición elemental. Sin embargo, Vohla et al. (2011) mencionan que sustratos como grava, piedras trituradas y arenas no presentan altas capacidades de adsorción de P, ya que no son ricos en Al, Fe, Ca y Mg. Por lo que la baja capacidad de adsorción del sustrato estudiado puede estar relacionada con su composición mineral.

La influencia del pH en la adsorción de P se ha estudiado, demostrando que, a medida que aumenta, la adsorción disminuye. En la figura 23 se puede observar ese comportamiento con los datos de este estudio.

La razón de que la adsorción de P disminuya con el aumento del pH es que, en un estado ácido, la carga superficial del sustrato es positiva, lo que atrae los iones fosfato. En cambio, al aumentar el pH de la solución, la superficie se carga negativamente repeliendo los iones fosfato y además se liberan OH⁻ que compiten por los sitios de adsorción (Zhao et al., 2022; Di Luca et al., 2017).

Figura 23

Influencia del pH en la capacidad de adsorción de fósforo obtenida.



4.5. Estimación del tiempo teórico de saturación del HA

El tiempo necesario para que el sustrato del HA se sature de P se calculó utilizando la capacidad máxima de adsorción ($q_{m\acute{a}x}$) obtenida previamente (figura 22a). En el apéndice B2 se presenta la memoria de cálculo, basada en la ecuación linealizada de Langmuir. Para determinar el tiempo de saturación se utilizan las ecuaciones 9, 10 y 11. Con el volumen del humedal ($283,50 \text{ m}^3$) y la densidad del sustrato ($2,54 \text{ g ml}^{-1}$) se calculó la masa total del sustrato del humedal (m_{ST}) utilizando la ecuación 9, obteniendo un valor de $719481,80 \text{ kg}$. La capacidad total de adsorción de fósforo del sustrato (Q_T) se determinó con la ecuación 10, resultando en $1,31 \text{ kg}$. La entrada diaria de masa de P se calculó a partir de la concentración promedio de entrada ($10,19 \text{ mg L}^{-1}$) y el caudal diario ($36,82 \text{ m}^3$), obteniendo un valor de $0,37 \text{ kg día}^{-1}$. Finalmente, se determinó que el tiempo teórico de saturación para el primer humedal es de $3,49$ días (según la ecuación 11). En el apéndice B3 se muestra la memoria de cálculo para el tiempo teórico de saturación del sustrato.

El tiempo de saturación podría estar subestimado, debido a que en el humedal aún hay remoción de fósforo. No obstante, el humedal lleva poco más de un año en operación y el porcentaje de remoción de P es bajo. Este porcentaje de remoción puede indicar que hay poca área superficial específica disponible

para adsorber P. Cucarella y Renman (2009) señalan que cuando los HA están expuestos a condiciones climáticas, vegetación y otros componentes, se vuelve más complicado predecir su vida útil. Los experimentos para estudiar la adsorción de P en el sustrato se realizan en ambientes controlados, donde solo interactúan el sustrato y la solución de KH_2PO_4 , manteniendo una temperatura y agitación constante. La solución de KH_2PO_4 crea una condición ideal en la que el P está aislado y no hay interacción con otros iones que podrían obstaculizar o favorecer la adsorción.

Para conocer si el modelo de adsorción de Langmuir puede predecir el tiempo de saturación en un sistema aislado, se construyeron HASSH pilotos con el sustrato estudiado en el Laboratorio de Investigaciones Varias de la Escuela de Biosistemas. Cucarella y Renman (2009) mencionan que sistemas simples, como columnas con material filtrante, podrían comportarse de manera más similar a los datos obtenidos en laboratorio. El sistema piloto consta de cuatro columnas hechas con galones de plástico y tubo PVC como se muestra en la figura 24, cada columna tiene aproximadamente 2,99 kg de piedras. A tres de las columnas se les agregó diariamente 590 ml de una solución de KH_2PO_4 , mientras que la cuarta columnas funcionó como control recibiendo solo 590 ml de agua desionizada. El propósito del control es determinar si hay desorción del sustrato hacia el agua. Al agregar los 590 ml de solución o agua desionizada, un volumen igual era recolectado en un beaker para medir la concentración de P, como se ilustra en la figura 25.

Figura 24

Humedales artificiales piloto construido en el Laboratorio y su funcionamiento.



En el apéndice B5 se muestra la memoria de cálculo, los resultados se muestran en la tabla 9. El tiempo de saturación elegido fue de cuatro días.

Tabla 9*Datos de entrada para el sistema piloto.*

Masa promedio sustrato (g)	Volumen Diario (L)	Capacidad de adsorción (mg)	Tiempo Saturación (días)	Fósforo diario (mg)	KH ₂ PO ₄ (mg L ⁻¹)
2989,93	0,59	5,45	4	1,36	10,20

Nota: El KH₂PO₄ tiene un 99,4 % de pureza.

La prueba de Shapiro-Wilks determinó que los datos de concentraciones de P en la entrada y salida siguen una distribución normal ($p > 0,05$). La prueba t para muestras pareadas reveló diferencias significativas entre las concentraciones de P en la entrada y salida, con un valor de probabilidad menor a 0,0001 y un nivel de confianza del 95 %, como se esperaba (ver apéndice B, tabla B6). El P promedio agregado por día fue de $1,22 \pm 0,16$ mg. Como se muestra en la tabla 10, el primer día la remoción de P fue del 30 %, al cuarto día fue del 15 % y al octavo día disminuyó al 3 %. Gracias al control, se observó que hay desorción de P del sustrato hacia el agua desionizada, con un promedio de $0,21 \pm 0,06$ mg de P. En la figura 26 se observa cómo el porcentaje de remoción disminuye con el paso de los días. Aunque no se alcanzó la saturación total del sistema debido a imprevistos como la cantidad de reactivos disponibles para realizar el análisis, la tendencia de los datos sugiere que el sistema continuaría hasta la saturación en pocos días. La estimación de 4 días obtenida con el modelo de Langmuir resulta baja. Al octavo día, el porcentaje de remoción de P fue significativamente menor, indicando que el modelo subestima la realidad de los sistemas piloto.

Tabla 10

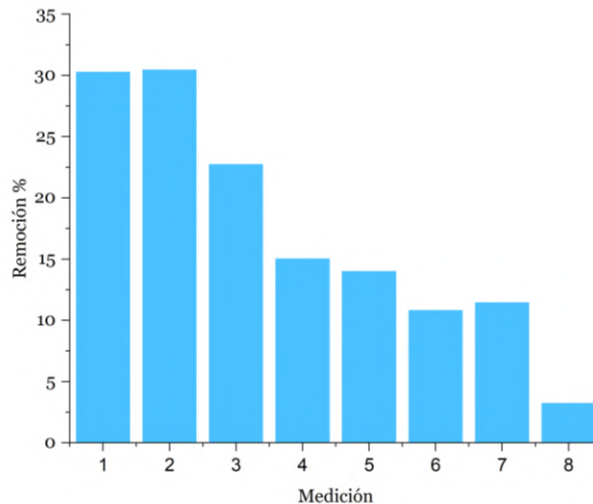
Datos de concentración de fósforo en la entrada y salida de las columnas y del control.

Día	Columna promedio (mg L ⁻¹) *		Remoción (%)	Control (mg L ⁻¹)	
	Entrada	Salida (Desv. Est.)		Entrada	Salida
1	2,48	1,73 (± 0,05)	30	0,00	0,26
2	2,22	1,56 (± 0,09)	30	0,00	0,46
3	2,15	1,66 (± 0,23)	23	0,00	0,36
4	2,32	1,97 (± 0,29)	15	0,00	0,33
5	2,45	2,10 (± 0,12)	19	0,00	0,39
6	2,32	2,07 (± 0,14)	11	0,00	0,33
7	2,28	2,02 (± 0,18)	11	0,00	0,39
8	2,02	1,96 (± 0,11)	3	0,00	0,20

Nota: *Promedio de las tres columnas usadas (ver apéndice B, tabla B5). La entrada no tiene desviación estándar ya que se realizó una sola disolución para las tres columnas.

Figura 25

Porcentaje de remoción en el periodo de validación.



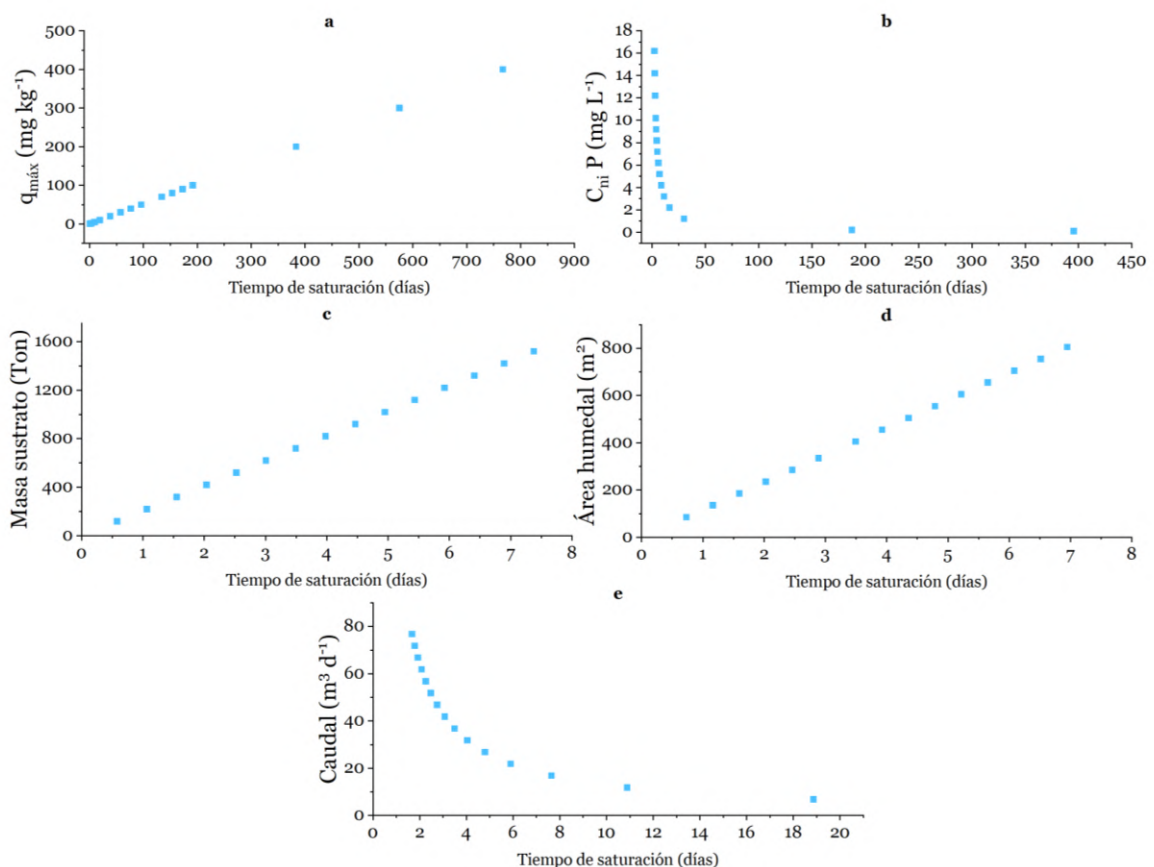
Nota: medición corresponde a días.

Se realizó un análisis de sensibilidad con la herramienta "Tabla de Datos" de Análisis de Hipótesis de Excel para identificar cuáles variables de entrada influyen más en la estimación del tiempo teórico de saturación (vida útil del sustrato con relación al P) bajo las condiciones actuales del primer humedal. Los resultados se muestran en la figura 27. Al aumentar la capacidad máxima de adsorción del sustrato (figura 27a), como se esperaba se incrementa significativamente la vida útil del sustrato, llegando hasta 3 años, lo cual es un aumento considerable en comparación con otras variables. La concentración de P de entrada (figura 27b) muestra un aumento del tiempo de saturación conforme disminuye la concentración de P, alcanzando una vida útil aproximada de un año con una concentración de entrada de 0,09 mg L⁻¹.

En contraste, al variar la cantidad de sustrato del humedal (figura 27c), el caudal de agua residual del humedal (figura 27e) y el área del humedal (figura 27d), no se logra aumentar el tiempo de saturación más de 19 días. Esto indica que la capacidad máxima de adsorción del sustrato y la concentración de P de entrada son las variables más críticas para prolongar la vida útil del humedal en términos de adsorción de P.

Figura 26

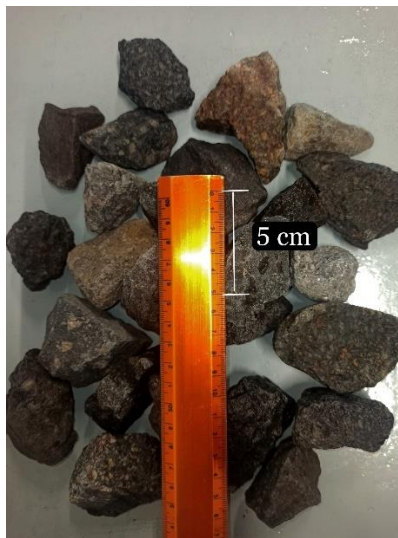
Análisis de sensibilidad con la herramienta Tabla de Datos de Análisis de Hipótesis de Excel.



Una propiedad del sustrato que tiene relevancia en este estudio y que se asocia a la capacidad de adsorción es el tamaño de partícula. El sustrato utilizado en este estudio tiene un tamaño de partícula aproximado entre 40 y 60 mm (figura 28). En contraste, La mayoría de los estudios de sustratos en humedales tienen tamaños entre 0,1 a 19 mm y presentaron capacidades de remociones más altas (Cucarella & Renman, 2009). Los sustratos más pequeños tienen más área superficial específica, esto significa, más sitio de adsorción para el P. El tamaño de partícula puede ser una causa de la baja capacidad de adsorción de P obtenida y del corto tiempo de saturación del sustrato. Al mismo tiempo, debido al tamaño de partícula, solo se pudieron usar de 4 a 5 piedras para los experimentos y se tuvo que usar una relación sustrato – solución de 1:1, con 135 g de sustrato. Cucarella & Renman (2009) mostraron que experimentos donde se usaron mayores pesos de sustrato (20 g) presentaron bajas capacidades de adsorción en materiales que han presentado mayores capacidades en otros estudios con pesos menores.

Figura 27

Fotografía del sustrato usado en este estudio, con una regla de referencia.



Debido al gran volumen que tienen los HA estudiados es difícil extraer el sustrato periódicamente para renovarlo o lavarlo. Por lo tanto, debido a la baja capacidad de adsorción encontrada sería adecuado utilizar una metodología para aumentar la vida útil del sustrato. Como la mezcla de varios sustratos, especialmente con áreas superficiales específicas mayores que el sustrato actual y ricos en minerales como Fe y Al. Como arenas, cenizas de residuos industriales y suelos. También el método de multicapas con sustratos como piedra cuarta, arena, piedra quinta y piedra gavión que presentan diferentes tamaños de partículas pueden aumentar la capacidad de absorción y al mismo tiempo evitar la obstrucción por sedimentos.

5. CONCLUSIONES

- ◆ Se evaluó el funcionamiento del sistema de dos humedales en serie ubicado en el restaurante El Yugo de mi Tata en Guápiles con respecto a los parámetros de fósforo, pH, temperatura y conductividad eléctrica. Durante el periodo de estudio se verificó que el sistema cumplía adecuadamente con los requisitos del Reglamento de Vertido y Reuso de Aguas Residuales (Nº 33601) para los parámetros evaluados en este estudio.
- ◆ Con base en la bibliografía consultada los HASSH pueden presentar remociones de hasta 50%, de modo que los resultados obtenidos se consideran bajos, pues para el primer humedal el porcentaje de remoción promedio es de 19,74 % y del 18,48 % en el segundo. Esto puede atribuirse tanto a las características del sustrato como a una reducción en su capacidad de adsorción debido al tiempo de operación.
- ◆ El balance de masa indica que, en el primer humedal, las plantas contribuyen con una remoción mínima de fósforo (3,5 %), mientras que el sustrato es responsable de la mayor parte de la remoción (96,5 %). Por otro lado, se estima que, en el segundo humedal, el sustrato retiene el 100 % del fósforo removido, debido a que no hay plantas.
- ◆ La capacidad máxima de adsorción de fósforo se determinó utilizando los datos del experimento de isotermas de adsorción y el modelo de Langmuir, que mostró una alta correlación con un coeficiente de determinación (R^2) de 0,98. Sin embargo, el valor obtenido de $1,82 \text{ mg kg}^{-1}$ indica una capacidad máxima de adsorción bastante baja. El resultado de este parámetro puede explicar los bajos porcentajes de remoción de fósforo observados en los humedales artificiales analizados.
- ◆ El tiempo de saturación se obtuvo con la masa total del sustrato del primer humedal, el caudal diario y la concentración promedio de entrada de fósforo. El tiempo de saturación fue de 3,49 días. A pesar de que el humedal tiene poco más de un año de operación y no se ha saturado, la remoción de fósforo es muy baja. El hecho de que el humedal esté expuesto a más interacciones como la vegetación, el pH, bloques de concreto, microorganismos, TRH y temperatura hacen que sea más complicado predecir su vida útil.
- ◆ Se realizaron humedales artificiales piloto con galones de plástico y tubo PVC para validar el modelo de Langmuir. La saturación se calculó para 4 días, pero se obtuvo un mínimo porcentaje de remoción de fósforo del 3 % hasta el octavo día. Se concluyó que el tamaño de partícula del sustrato (4 a 6 cm) disminuye la capacidad máxima de adsorción.

6. RECOMENDACIONES

- ◆ Analizar los niveles de fósforo, pH, conductividad eléctrica y temperatura durante los dos semestres del año para estudiar la variación de estos parámetros en relación con la temperatura ambiental y la precipitación. Aunque la zona experimenta lluvias durante todo el año, algunos meses pueden registrar menor precipitación.
- ◆ Evaluar con experimentos de adsorción la capacidad del concreto de los bloques dentro del humedal artificial para adsorber fósforo, de esta forma se puede conocer el aporte aproximado que realizan en el tratamiento de fósforo. Ya que en otros estudios han obtenidos altas capacidades de adsorción en concreto, debido a su alta porosidad y composición.
- ◆ Repetir los experimentos de isotermas de adsorción para otras temperaturas y valores de pH, para conocer la influencia que tienen estos dos parámetros en la capacidad máxima de adsorción de fósforo. De esa forma se puede conocer cómo se podría comportar el sustrato en otras regiones.
- ◆ Utilizar una relación sustrato – solución más adecuada como 1:10 y 1:20, para los experimentos de adsorción, ya que son las relaciones más recomendadas para estos experimentos. En este caso, debido al tamaño del sustrato, se empleó una relación de 1:1. De igual manera, se recomienda reducir la cantidad de sustrato utilizado (en este caso se emplearon 135 g), dado que estudios previos han demostrado que la capacidad de adsorción puede disminuir significativamente al utilizar cantidades de sustratos superiores a 20 g.
- ◆ Comparar con otros sustratos comunes en Costa Rica como piedra cuarta, piedra quinta, arena y sustratos alternativos mediante diferentes modelos de isotermas de adsorción para formar un criterio de cual es más recomendable, en cuanto a la adsorción fósforo, para construir humedales artificiales.
- ◆ Incorporar sustratos como arena, que posee partículas de tamaño reducido, de manera complementaria al sustrato utilizado actualmente en el humedal, para incrementar la capacidad de adsorción de fósforo. E implementar métodos como sustratos en multicapa y mixtos.
- ◆ Complementar el estudio con formas de recuperación de fósforo del sustrato una vez esté saturado, para su uso en fertilizantes.

REFERENCIAS

- Abu-Alsoud, G. F., Khan, F., & Bottaro, C. S. (2020). Comparison of Four Adsorption Isotherm Models for Characterizing Molecular Recognition of Individual Phenolic Compounds in Porous Tailor-Made Molecularly Imprinted Polymer Films. *ACS Applied Materials & Interfaces*, 12(10), 11998-12009. <https://doi.org/10.1021/acsami.9b21493>
- ACEPESA. (2010). Manual para la construcción y mantenimiento de biojardineras. ACEPESA. https://www.academia.edu/13154526/Manual_de_construcción_de_biojardineras_humedales_artificiales
- Akratos, C. S., & Tsihrintzis, V. A. (2007). Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 29(2), 173-191. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.06.013>
- Alfaro, C., Pérez, R., & Solano, M. (2013). Saneamiento de aguas residuales mediante humedales artificiales en el Museo de Cultura Popular de la Universidad Nacional. *Revista de Ciencias Ambientales*, 45(1), 63-71. <https://doi.org/10.15359/rca.45-1.6>
- Al-Ghouti, M. A., & Da'ana, D. A. (2020). Guidelines for the use and interpretation of adsorption isotherm models: A review. *Journal Of Hazardous Materials*, 393, 122383. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122383>
- Alianza por el Agua. (2008). Manual de Depuración de Aguas Residuales Urbanas. En *Hispagua*. <https://hispagua.cedex.es/documentacion/documento/32891>
- Angassa, K., Leta, S., Mulat, W., Kloos, H., & Meers, E. (2019). Evaluation of Pilot-Scale Constructed Wetlands with *Phragmites karka* for Phytoremediation of Municipal Wastewater and Biomass Production in Ethiopia. *Environmental Processes*, 6(1), 65-84.

<https://doi.org/10.1007/s40710-019-00358-x>

Ansari, A. A., & Gill, S. S. (2011). Eutrophication: causes, consequences and control. En *Springer eBooks*. Springer Nature. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-9625-8>

Arias, C. A., Del Bubba, M., & Brix, H. (2001). Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. *Water Research*, 35(5), 1159-1168. [https://doi.org/10.1016/s0043-1354\(00\)00368-7](https://doi.org/10.1016/s0043-1354(00)00368-7)

Arteaga-Cortez, V. M., Quevedo-Nolasco, A., Del Valle-Paniagua, D. H., Castro-Popoca, M., Bravo-Vinaja, Á., & Ramírez-Zierold, J. A. (2019). Estado del arte: una revisión actual a los mecanismos que realizan los humedales artificiales para la remoción de nitrógeno y fósforo. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 10(5), 319-342. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2019-05-12>

Ashley, K., Cordell, D., & Mavinic, D. S. (2011). A brief history of phosphorus: From the philosopher's stone to nutrient recovery and reuse. *Chemosphere*, 84(6), 737-746. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.03.001>

Bai, J., Ye, X., Jia, J., Zhao, Q., Cui, B., & Liu, X. (2017). Phosphorus sorption-desorption and effects of temperature, pH and salinity on phosphorus sorption in marsh soils from coastal wetlands with different flooding conditions. *Chemosphere*, 188, 677- 688. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.117>

Banco Mundial. (2020, 19 noviembre). Conectar a quienes no están conectados: Qué se necesita para que los hogares se conecten a las redes de alcantarillado. *Banco Mundial*. <https://www.bancomundial.org/es/news/feature/2020/11/19/connecting-the-unconnected-what-it-takes-to-get-households-to-connect-to-sewerage-networks>

Banco Mundial. (2023, 28 julio). Agua: Panorama general. *Banco Mundial*. <https://www.bancomundial.org/es/topic/water/overview>

Bellier, N., Chazarenc, F., & Comeau, Y. (2006). Phosphorus removal from wastewater by mineral apatite. *Water Research*, 40(15), 2965-2971.

<https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.05.016>

Barrantes, B. B. E., & Cartín, C. N. (2017). Eficacia del tratamiento de aguas residuales de la Universidad de Costa Rica en la Sede de Occidente, San Ramón, Costa Rica.

https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1659-42662017000100193&lng=en&nrm=iso&tIng=es

Clavijo, J., & Romero, E. (2021). Análisis químico: Notas de clase (1.a ed.).

https://www.academia.edu/94125985/Notas_de_clase_Análisis_químico_Eduard

[_Ricardo_Romero_Malagón_y_J_Clavijo](https://www.academia.edu/94125985/Notas_de_clase_Análisis_químico_Eduard)

Cordell, D. (2010). *The Story of Phosphorus: Sustainability implications of global phosphorus scarcity for food security*. Linköping University. [http://liu.diva-](http://liu.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A291760&dswid=2738)

[portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A291760&dswid=2738](http://liu.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A291760&dswid=2738)

Cubillo, M. F., & Gómez, W. (2017). Biojardineras como alternativas para el tratamiento de aguas residuales: experiencia en cinco biojardineras en las comunidades de Barra Honda y La Vigía de Nicoya, Guanacaste1. *Universidad En Diálogo: Revista de Extensión*, 7(1), 69-87.

<https://doi.org/10.15359/udre.7-1.4>

Cucarella, V., & Renman, G. (2009). Phosphorus Sorption Capacity of Filter Materials Used for On-site Wastewater Treatment Determined in Batch Experiments-A Comparative Study. *Journal Of Environmental Quality*, 38(2), 381-392.

Journal Of Environmental Quality, 38(2), 381-392.

<https://doi.org/10.2134/jeq2008.0192>

Cui, L., Zhu, X., Ma, M., Ouyang, Y., Dong, M., Zhu, W., & Luo, S. (2008). Phosphorus Sorption

Capacities and Physicochemical Properties of Nine Substrate Materials for Constructed Wetland. *Archives Of Environmental Contamination And Toxicology*, 55(2), 210-217.
<https://doi.org/10.1007/s00244-007-9109-y>

Dai, H., & Hu, F. (2017). Phosphorus Adsorption Capacity Evaluation for the Substrates Used in Constructed Wetland Systems: a Comparative Study. *Polish Journal Of Environmental Studies*, 26(3), 1003-1010. <https://doi.org/10.15244/pjoes/66708>

Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L. F., & Andrade, M. (2010). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*. Universidad Mayor de San Simón.
<https://core.ac.uk/download/pdf/48017573.pdf>

Di Luca, G. A., Maine, M. A., Mufarrege, M. M., Hadad, H. R., Pedro, M., Sánchez, G. C., & Caffaratti, S. E. (2017). Phosphorus distribution pattern in sediments of natural and constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 108, 227-233.

<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.08.038>

Diáz, V. C., & Sadeghian, S. (2018). Adsorción de fósforo en suelos de la zona cafetera de Colombia. *Revista Cenicafé*, 69(2), 7-16.

<https://www.cenicafe.org/es/publications/arc069%2802%29007-016.pdf>

Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O. R., & Von Sperling, M. (2021). Treatment Wetlands. En *IWA Publishing eBooks*. UWA Publishing.
<https://doi.org/10.2166/9781780408774>

Drizo, A., Comeau, Y., Forget, C., & Chapuis, R. P. (2002). Phosphorus Saturation Potential: A Parameter for Estimating the Longevity of Constructed Wetland Systems. *Environmental Science & Technology*, 36(21), 4642-4648.

<https://doi.org/10.1021/es011502v>

- Drizo, A., Frost, C. D., Grace, J. R., & Smith, K. W. (1999). Physico-chemical screening of phosphate-removing substrates for use in constructed wetland systems. *Water Research*, 33(17), 3595-3602. [https://doi.org/10.1016/s0043-1354\(99\)00082-2](https://doi.org/10.1016/s0043-1354(99)00082-2)
- Figuroa, D., Moreno, A., & Hormaza, A. (2015). Equilibrio, termodinámica y modelos cinéticos en la adsorción de Rojo 40 sobre tuza de maíz. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 14(26), 105-120. <https://doi.org/10.22395/rium.v14n26a7>
- Filippelli, G. M. (2008). The Global Phosphorus Cycle: Past, Present, and Future. *Elements*, 4(2), 89-95. <https://doi.org/10.2113/gselements.4.2.89>
- García, F. G., & Miranda, V. (2018). EUTROFIZACIÓN, UNA AMENAZA PARA EL RECURSO HÍDRICO. En *Impacto Socioambiental, Territorios Sostenibles Y Desarrollo Regional Desde El Turismo* (1.a ed., Vol. 2, pp. 353-367). Universidad Nacional Autónoma de México. <http://ru.iiec.unam.mx/id/eprint/4269>
- Giraldo, L., García, V., & Moreno, J. C. (2008). Caracterización superficial en fase gas y líquida de carbones activados. *Revista de Ingeniería*, 27, 7-16. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0121-49932008000100002
- Global Institute for Water Security, Ceres, & Valuing Water Initiative. (2022). Global Assessment of Private Sector Impacts on Water. En *Ceres*. Ceres. <https://www.ceres.org/resources/reports/global-assessment-private-sector-impacts-water>
- Henríquez, C. R. (2005, 3 octubre). *Sorción y desorción de fósforo en un Andisol de Costa Rica dedicado al cultivo del café, caña de azúcar y bosque*. Repositorio Institucional de la Universidad de Costa Rica. <https://hdl.handle.net/10669/13777>
- Hoffmann, H., Platzer, C., Winker, M., & Von Muench, E. (2011). Revisión Técnica de Humedales Artificiales de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas grises y aguas domésticas. En

Unidad de Ecotecnologías UNAM. Agencia de Cooperación Internacional de Alemania (GIZ).

<https://ecotec.unam.mx/wp-content/uploads/Revision-Tecnica-de-Humedales-Artificiales.pdf>

Huang, S., You, Z., Jiang, Y., Zhang, F., Liu, K., Liu, Y., Chen, X., & Lv, Y. (2020). Fabrication of Ultrathin MoS₂ Nanosheets and Application on Adsorption of Organic Pollutants and Heavy Metals. *Processes*, 8(5), 504. <https://doi.org/10.3390/pr8050504>

Huong, T. N., Nguyen, V. T., Nguyen, Q. P., Chu, M. H., Ngo, T. H., & Van Tan, L. (2020). Equilibrium, Kinetic and Thermodynamic Studies for Sorption of Phosphate from Aqueous Solutions Using ZnO Nanoparticles. *Processes*, 8(11), 1397. <https://doi.org/10.3390/pr8111397>

Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados [AYA], Ministerio de Salud, & Ministerio de Ambiente y Energía [MINAE]. (2013). *Política Nacional de Saneamiento en Aguas Residuales 2016-2045* (628.3 P769p). AYA. <https://www.aya.go.cr/Noticias/Documents/Politica%20Nacional%20de%20Saneamiento%20en%20Aguas%20Residuales%20marzo%202017.pdf>

Jamieson, T. S., Stratton, G. W., Gordon, R. D., & Madani, A. (2002). Phosphorus adsorption characteristics of a constructed wetland soil receiving dairy farm wastewater. *Canadian Journal Of Soil Science*, 82(1), 97-104. <https://doi.org/10.4141/s01-042>

Kadlec, R. H., & Wallace, S. (2009). *Treatment Wetlands*. CRC Press eBooks. <https://doi.org/10.1201/9781420012514>

Li, X., Liang, H., Mo, Y., & Wei, Y. (2022). Preparation and Phosphorus Removal Performance of Zr–La–Fe Ternary Composite Adsorbent Embedded with Sodium Alginate. *Processes*, 10(9), 1761. <https://doi.org/10.3390/pr10091761>

- Liu, D., Zhu, H., Wu, K., Wang, F., Zhao, X., & Liao, Q. (2020). Understanding the effect of particle size of waste concrete powder on phosphorus removal efficiency. *Construction & Building Materials*, 236, 117526.
<https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.117526>
- López-Hernández, D. (1984, 1 julio). *Isotermas de adsorción de fósforo en sedimentos del estuario de Maracaibo (Lago de Maracaibo)*.
<https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/11934>
- Lougheed, T. (2011). La paradoja del fósforo. Escasez y sobreabundancia de un nutriente clave. *Salud Pública de México*, 53(5), ISSN: 0036-3634.
<https://www.redalyc.org/pdf/106/10621373011.pdf>
- Lu, S., Wu, F., Lu, Y. F., Xiang, C., Zhang, P., & Jin, C. (2009). Phosphorus removal from agricultural runoff by constructed wetland. *Ecological Engineering*, 35(3), 402-409.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.10.002>
- Luján-Facundo, M., Iborra-Clar, M., Mendoza-Roca, J., & Also-Jesús, M. (2017). Alternatives for the management of pig slurry: Phosphorous recovery and biogas generation. *Journal Of Water Process Engineering*, 30, 100473.
<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.08.011>
- Luna, V. M., & Ramírez, H. F. (2004). Medios de soporte alternativos para la remoción de fósforo en humedales artificiales. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 20(1), 31-38.
<https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/view/23127>
- Mann, R. A., & Bavor, H. J. (1993). Phosphorus Removal in Constructed Wetlands Using Gravel and Industrial Waste Substrata. *Water Science & Technology*, 27(1), 107-113.
<https://doi.org/10.2166/wst.1993.0027>
- Mihelcic, J. R., Fry, L. M., & Shaw, R. (2011). Global potential of phosphorus recovery from human urine and feces. *Chemosphere*, 84(6), 832-839.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.02.046>

Ministerio De Ambiente Y Energía [MINAE] & Ministerio de Salud. (2006). Reglamento de Vertido y Reuso de Aguas Residuales. En *Procuraduría General de la República de Costa Rica* (Decreto Ejecutivo 33601). http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=59524&nValor3=83250

Moncada-Corrales, S. (2011). *Evaluación del diseño de una biojardinera de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas grises en Zapote, San José*. <https://hdl.handle.net/2238/2874>

Naciones Unidas para la Infancia [UNICEF] & Organización Mundial de la Salud [OMS]. (2021). Progress on household drinking water, sanitation and hygiene, 2000-2020: Five years into the SDGs. En *UNICEF*. <https://data.unicef.org/resources/progress-on-household-drinking-water-sanitation-and-hygiene-2000-2020/>

Naciones Unidas [UN]. (2018). La Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible Una oportunidad para América Latina y el Caribe (LC/G.2681-P/Rev.3). CEPAL. <https://www.cepal.org/es/temas/agenda-2030-desarrollo-sostenible/objetivos-desarrollo-sostenible-ods>

Naranjo, Y. (2017). *Estudio para mejorar la eliminación de fósforo en humedales artificiales empleando fangos generados en la potabilización del agua, mediante procesos de adsorción. Aplicación a la potabilizadora La Presa (Manises, Valencia)* [Trabajo Fin de Máster, Universitat Politècnica de València]. <https://riunet.upv.es/handle/10251/92605>

Nawar, N., Ahmad, M. E., El Said, W. M., & Moalla, S. M. (2015). Adsorptive Removal of Phosphorous from Wastewater Using Drinking Water Treatment-Alum Sludge (DWT-AS) as Low-Cost Adsorbent. *American Journal of Chemistry And Application*, 2(6). <http://www.aascit.org/journal/archive2?journalId=905&paperId=3251>

- Okhravi, S., Eslamian, S., & Fathianpour, N. (2017). Assessing the effects of flow distribution on the internal hydraulic behavior of a constructed horizontal subsurface flow wetland using a numerical model and a tracer study. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 17(4), 264-273. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2017.07.002>
- Pabello, V. M. L., & Carrillo, H. F. R. (2004). *Medios de soporte alternativos para la remoción de fósforo en humedales artificiales*. Redalyc.org. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=37020104>
- Pastor, L. (2011). Estudio de la precipitación y recuperación del fósforo presente en las aguas residuales en forma de estruvita (MgNH₄PO₄·6H₂O) [Tesis doctoral, Universidad Politécnica de Valencia]. En *Riunet*. <https://doi.org/10.4995/thesis/10251/2190>
- Pérez, R., Alfaro, C., Sasa, J., & Agüero, J. (2013). Evaluación del funcionamiento de un sistema alternativo de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. *Uniciencia*, 27(1), 332-340. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=475947762019>
- Pérez, Y., Vargas, E., García-Cortés, D., Hernández, W., Checo, H., & Jáuregui-Haza, U. (2023). Efficiency and effectiveness of systems for the treatment of domestic wastewater based on subsurface flow constructed wetlands in Jarabacoa, Dominican Republic. *Water Science And Engineering*. <https://doi.org/10.1016/j.wse.2023.08.004>
- Pérez-Salazar, R., Mora-Aparicio, C., Alfaro-Chinchilla, C., Sasa-Marín, J., Scholz, C., & Rodríguez-Corrales, J. Á. (2019). Biogardens as constructed wetlands in tropical climate: A case study in the Central Pacific Coast of Costa Rica. *Science Of The Total Environment*, 658, 1023-1028. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.259>
- Picone, L., & Zamuner, E. (2002). Fósforo orgánico y fertilidad fosfórica. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur*, 16, 11-15. [http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/0/E8E2F139150F1B6D8525799C0058C6C3/\\$FILE/nota3.pdf](http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/0/E8E2F139150F1B6D8525799C0058C6C3/$FILE/nota3.pdf)

- Rabat, J. (2016). *Análisis de los modelos de diseño de los sistemas naturales de depuración* [Trabajo Fin de Máster]. Universidad de Alicante. Departamento de Ingeniería Civil.
- Reutelshöfer, T., & Guzmán, L. F. (2015). Guía para la toma de muestras de agua residual. En *Biblioteca Virtual de la Cooperación Alemana (BIVICA)* (N.o 5376). GIZ. PERIAGUA; Servicio Nacional para la sostenibilidad de Servicios en Saneamiento Básico (SENASBA). <https://www.bivica.org/file/view/id/5376>
- Rivas, A. B. (2019). *Evaluación del desempeño de humedales artificiales a escala piloto en la remoción de nitrógeno y fósforo de lixiviados agrícolas* [Grado Académico de Licenciatura, Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano]. <https://bdigital.zamorano.edu/items/8762c18f-56ce-4278-84fa-b15c227f6f3c>
- Rosenquist, N. S. E., Levy, N. C. L., Sell, N. S. T., Hession, N. W. C., Eick, N. M. J., & Vaughan, N. D. H. (2011). Facilitated Iron Reduction as a Possible Means of Rejuvenating Phosphorus Removal Performance of Filtration Substrates. *Transactions Of The ASABE*, 54(2), 715-722. <https://doi.org/10.13031/2013.36474>
- Ruttenberg, K. C. (2003). The Global Phosphorus Cycle. En *Elsevier eBooks* (pp. 585-643). Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/b0-08-043751-6/08153-6>
- Seo, D. C., Cho, J. S., Lee, H. J., & Heo, J. S. (2005). Phosphorus retention capacity of filtermedia for estimating the longevity of constructed wetland. *Water Research*, 39(11), 2445-2457. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.04.032>
- Shapiro, S. S., & Wilk, M. B. (1965). An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). *Biometrika*, 52(3/4), 591. <https://doi.org/10.2307/2333709>
- Søvik, A. O., & Kløve, B. (2005). Phosphorus retention processes in shell sand filter systems treating municipal wastewater. *Ecological Engineering*, 25(2), 168-182.

<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.04.007>

- Steen, I. (1998). Phosphorus Availability in the 21st Century: Management of a Nonrenewable Resource. *Phosphorus & Potassium*, 217, 25-31.
<https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=2763556>
- Swenson, H., & Stadie, N. P. (2019). Langmuir's Theory of Adsorption: A Centennial Review. *Langmuir*, 35(16), 5409-5426. <https://doi.org/10.1021/acs.langmuir.9b00154>
- Valderrama, J. (2013). *Crisis agrícola en Colombia: una visión ingenieril sobre el problema de los fertilizantes*. <https://revistas.uan.edu.co/index.php/gresia/article/view/951>
- Vega, M. I., Cardona, M. A. H., Xicum, Y. T., Giácoman-Vallejos, G., & Quintal-Franco, C. (2021). Hybrid constructed wetlands system for domestic wastewater treatment under tropical climate: Effect of recirculation strategies on nitrogen removal. *Ecological Engineering*, 166, 106243. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106243>
- Venegas, J. A. (2020). *Determinación de los parámetros de un sistema de humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical para la optimización del diseño de modelos de caja negra bajo condiciones tropicales* [Tesis de licenciatura, Universidad de Costa Rica]. <https://repo.sibdi.ucr.ac.cr/handle/123456789/17715>
- Vohla, C., Kõiv, M., Bavor, H. J., Chazarenc, F., & Mander, Ü. (2011). Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands—A review. *Ecological Engineering*, 37(1), 70-89. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.08.003>
- Wang, J., & Guo, X. (2020). Adsorption isotherm models: Classification, physical meaning, application and solving method. *Chemosphere*, 258, 127279. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127279>
- Wang, Y., Song, X., Liao, W., Niu, R., Wang, W., Ding, Y., Wang, Y., & Yan, D. (2014). Impacts of

inlet–outlet configuration, flow rate and filter size on hydraulic behavior of quasi-2-dimensional horizontal constructed wetland: NaCl and dye tracer test. *Ecological Engineering*, 69, 177-185. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.071>

Xiao, L., Lu, H., Li, J., Kong, Q., Lan, Y., & Wang, D. (2022). Preparation of biochar from constructed wetland plant and its adsorption performance towards Cu²⁺. *Environmental Science And Pollution Research*, 29(31), 47109-47122. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-18608-1>

Xu, D., Xu, J., Wu, J., & Muhammad, A. (2006). Studies on the phosphorus sorption capacity of substrates used in constructed wetland systems. *Chemosphere*, 63(2), 344-352. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.08.036>

Yang, C., Zhang, X., Tang, Y., Jiang, Y., Xie, S., Zhang, Y., & Qin, Y. (2022). Selection and optimization of the substrate in constructed wetland: A review. *Journal Of Water Process Engineering*, 49, 103140. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103140>

Zhao, J., Li, A., & Wang, H. (2022). Study on the feasibility and stability of drinking water treatment sludge (DWTS)@zeolite to remove phosphorus from constructed wetlands. *Journal Of Environmental Chemical Engineering*, 10(6), 108713. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108713>

Apéndice A

Resultados complementarios del objetivo 1

Tabla A 1*Datos de precipitación y temperatura IMN de dos estaciones cercanas a la zona de estudio.*

Fecha	Estación Finca Diamantes				Estación Rainforest			
	T (°C)	T máx (°C)	T min (°C)	Prec (mm)	T (°C)	T máx (°C)	T min (°C)	Prec (mm)
11-jul	25,0	28,3	22,8	1,6	23,3	27,3	21,1	5,4
12-jul	25,5	31,6	21,6	3,6	24,4	29,3	21,2	11,2
13-jul	25,5	31,3	23,5	26,0	24,0	29,9	22,3	54,2
14-jul	23,8	30,6	22,8	26,6	22,6	27,1	21,5	20,8
15-jul	25,5	26,7	20,9	0,4	24,2	26,5	20,6	9,8
16-jul	24,0	30,4	22,8	1,2	23,1	30	21,3	2,8
17-jul	23,9	26,9	21,7	31,2	22,7	26,4	20,7	82,6
18-jul	24,2	28,8	21,8	1,8	22,5	28,7	20,2	2,2
19-jul	25,9	29,0	21,9	0,0	24,3	27,8	20,8	0,4
20-jul	24,8	30,7	23,5	22,4	23,7	27,7	21,9	31,4
21-jul	26,5	27,7	23,3	0,2	24,8	26,5	22,3	6,6
22-jul	24,7	32,0	22,6	28,4	23,4	29,7	21,6	26,6
23-jul	25,2	30,4	20,2	0,4	23,1	28,6	18,8	20,2
24-jul	23,5	31,3	23,6	36,0	22,5	29,1	21,2	5,6
25-jul	25,3	25,1	22,2	5,4	23,7	25,6	20,7	10,0
26-jul	24,4	29,5	20,8	2,6	23,3	27,8	19,5	0,4
27-jul	25,3	29,9	21,7	23,8	24,2	28,1	20,5	36,6
28-jul	26,8	30,1	21,4	0,0	24,6	30,9	19,8	4,6
29-jul	26,1	32,4	23,5	0,2	24,8	30,7	21,3	1,2
30-jul	24,9	29,7	22,2	1,6	23,8	28,8	20,9	3,6
31-jul	25,1	28,6	22,3	5,2	23,6	28,5	21,2	11,6
1-ago	24,5	31,2	22,2	36,4	23,2	30,1	21,5	69,2
2-ago	24,7	29,6	21,5	0,2	23,1	27,4	20,3	0,6
3-ago	25,5	29,2	22,1	0,0	23,8	28,1	20,7	0,2
4-ago	26,2	30,7	22	0,8	24,7	28,1	20,9	0,0
5-ago	26,4	31,4	23,1	5,0	25,0	29,8	22,1	9,6
6-ago	26,0	31,1	22,2	0,4	24,8	29,8	21,9	0,2
7-ago	23,6	31,5	23,2	54,2	22,4	30,6	21,8	15,4
8-ago	22,5	25,8	21,1	14,6	21,2	24,8	19,8	7,6
9-ago	24,7	26,5	19,2	0,0	23,3	24,8	18	0,2
10-ago	26,2	30,9	22,2	0,0	24,5	29,8	20,5	9,2

Fecha	Estación Guápiles				Estación Rainforest			
	T (°C)	T máx (°C)	T min (°C)	Prec (mm)	T (°C)	T máx (°C)	T min (°C)	Prec (mm)
11-ago	26,6	31,9	22,7	0,0	24,7	31	21,8	2,4
12-ago	25,4	31,8	21,5	0,0	23,7	29,9	19,9	1,6
13-ago	25,3	29,8	22,3	0,2	23,2	28,5	20,9	22,2
14-ago	25,2	31,7	21,2	7,0	23,3	28,7	20,2	18,2
15-ago	23,3	30,7	21,9	18,8	22,1	30	20,2	14,4
16-ago	24,9	27,9	20,7	7,2	23,0	27,3	18,9	2,6
17-ago	25,2	31,2	21,1	0,0	23,5	28,8	20,8	19,4
18-ago	24,3	31,9	21,8	0,4	23,3	28,7	20,7	1,4
19-ago	25,2	27,6	21,7	0,2	23,5	27	21,1	1,0
20-ago	24,6	31,4	21,5	19,4	22,6	28,6	19,5	59,6
21-ago	25,3	29,2	21,7	5,0	23,4	27,4	20,3	7,2
22-ago	24,0	30,8	22,9	63,4	22,9	27,7	20,7	18,8
23-ago	24,4	29	21,6	5,8	22,7	27,7	20,5	7,8
24-ago	23,9	29,2	21,6	5,6	22,8	26,5	20,4	4,6
25-ago	26,0	30,4	20,9	0,0	24,2	28,6	19,2	1,2
26-ago	25,8	32,6	23,6	45,4	24,5	30	21,7	22,2
27-ago	25,2	32,1	21,6	22,0	24,3	31,2	20,6	14,0
28-ago	24,9	32,1	22,3	3,4	23,3	30,7	20,9	5,6
29-ago	26,0	31,5	21,2	0,0	24,8	31	20,2	0,2
30-ago	26,8	30,7	22,8	0,0	25,5	30,1	21,6	0,0
31-ago	25,6	32,4	22,8	4,4	23,9	31	20,9	1,6
1-sep	25,2	31,1	21,7	0,0	23,3	30,1	20,6	38,0
2-sep	24,5	30,2	21,7	24,6	23,0	28,9	20,4	5,8
3-sep	25,5	30,9	21,1	0,2	23,7	29,4	20	19,6
4-sep	24,7	31,8	21,3	26,0	23,0	30,1	19,3	1,4
5-sep	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	23,7	30,7	20,9	43,2
6-sep	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	23,5	29	20	17,6
7-sep	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	24,9	27,7	21,1	11,0
8-sep	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	23,3	30,2	22,1	5,6
9-sep	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	22,5	26,6	21,2	21,2
10-sep	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	22,6	27,9	19,1	70,4
11-sep	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	22,9	30,6	19,2	24,4
12-sep	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	24,2	29,9	20,7	0,2
13-sep	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	24,3	30,7	19,4	0,0
14-sep	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	24,7	31,8	19,2	0,2
15-sep	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	23,6	32	20,2	9,4
16-sep	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	22,5	30,2	20,2	53,6

Fecha	Estación Guápiles				Estación Rainforest			
	T (°C)	T máx (°C)	T min (°C)	Prec (mm)	T (°C)	T máx (°C)	T min (°C)	Prec (mm)
17-sep	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	23,0	28,2	20,7	6,0
18-sep	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	22,8	28,4	20,2	0,0
19-sep	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	22,4	27,4	19	14,4
20-sep	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	22,2	27,5	19,8	99,2
21-sep	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	23,5	26,8	20,3	0,0
22-sep	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	24,8	29,3	19,9	0,6
23-sep	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	24,7	30,9	21,2	0,8
24-sep	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	24,4	31,7	19,4	0,0
25-sep	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	23,4	31,4	18,6	50,0
26-sep	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	24,2	31,2	19,4	3,0
27-sep	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	23,9	30	21,6	56,6
28-sep	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	23,8	30,5	19,9	14,4
29-sep	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	24,3	31,5	20,6	3,8
30-sep	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	24,3	30,3	19,1	16,2
1-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	24,0	31,2	20,6	43,4
2-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	24,3	30,3	20,9	20,2
3-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	24,5	29,5	20,2	0,4
4-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	24,2	31,6	20	0,2
5-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	24,7	31,5	20,1	0,0
6-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	25,3	31,6	20,2	0,0
7-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	24,3	32,5	20,7	1,0
8-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	23,5	32	19,7	85,6
9-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	23,7	32	21	23,4
10-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	24,0	29,6	20,2	0,8
11-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	24,6	30	20,6	46,6
12-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	24,3	31,8	19,6	43,4
13-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	24,7	31,7	20,3	55,2
14-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	24,1	31,8	20,4	0,4
15-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	23,7	29,4	20,3	21,0
16-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	23,7	29,3	19,9	2,4
17-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	23,2	29,8	19,6	24,2
18-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	22,8	28,8	21,2	111,4
19-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	22,9	27,7	21,1	64,0
20-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	22,7	26	20,9	14,8
21-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	21,8	26,9	19,9	11,2
22-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	22,6	24,7	20	2,4
23-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	23,4	27,3	19,9	35,8
24-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	22,9	29,1	21,5	63,0
25-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	22,7	26,4	20,6	6,8
26-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	23,2	26,7	20,1	0,2
27-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	24,1	28,2	20,7	0,0
28-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	24,1	28,8	20,6	28,6
29-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	23,5	30,1	20,2	33,4
30-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	23,6	29,4	20,6	0,2
31-oct	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	22,9	27,6	22,1	23,4

Nota: Estaciones Rain Forest Braulio Carrillo y Finca Diamantes, Guápiles.

Tabla A 2*Diferencias para la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk*

ID	Humedal artificial 1				Humedal artificial 2			
	PO ₄ ³⁻	pH	T	CE	PO ₄ ³⁻	pH	T	CE
1	3,10	-0,50	1,60	-0,08	4,80	0,00	0,40	0,11
2	6,20	-0,60	0,10	-0,09	2,00	0,00	0,40	0,18
3	15,00	0,00	0,00	0,24	12,40	0,10	0,00	0,00
4	14,20	-0,60	-0,20	0,04	15,60	-0,30	0,30	0,44
5	9,70	-0,50	-0,20	0,17	8,00	-0,40	0,20	0,14
6	7,40	-0,60	0,00	0,13	4,00	-0,30	0,30	0,08
7	3,50	-0,70	0,30	-0,15	2,40	-0,10	0,50	0,18
8	5,50	-0,70	0,00	-0,20	1,60	-0,20	0,00	0,27
9	4,30	-0,90	0,30	0,00	8,00	-0,10	0,70	-0,02
10	20,70	-0,80	0,20	-0,04	5,20	-0,20	0,50	0,07
11	2,80	-0,60	0,00	0,23	9,50	n.d.	n.d.	n.d.
12	16,10	n.d.	n.d.	n.d.	1,50	n.d.	n.d.	n.d.
13	0,00	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
14	14,50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

Tabla A 3*Estadístico para las diferencias de los parámetros concentración de P, pH, T y CE de los HA.*

Diferencias	DF	Estadística	p-valor	Decisión a nivel (5%)
Humedal Artificial 1				
Fósforo	16	0,9531	0,5402	No rechazar la normalidad
pH	12	0,9196	0,2824	No rechazar la normalidad
Temperatura	12	0,6696	0,0004	Rechazar la normalidad
Conductividad Eléctrica	13	0,9436	0,5051	No rechazar la normalidad
Humedal Artificial 2				
Fósforo	14	0,9768	0,9519	No rechazar la normalidad
pH	11	0,9661	0,8442	No rechazar la normalidad
Temperatura	11	0,9580	0,7464	No rechazar la normalidad
Conductividad Eléctrica	11	0,9103	0,2460	No rechazar la normalidad

Tabla A 4*Datos de masa de fósforo para el balance de masa.*

ID	Humedal artificial 1		Humedal artificial 1	
	Entrada g	Salida g	Entrada g	Salida g
1	45051,4	40882,4	40882,4	34427,3
2	36310,1	27972,2	27972,2	25282,6
3	55137,5	36041,1	27972,2	11296,5
4	41016,9	27972,2	37116,9	16137,8
5	47068,6	37116,9	34965,2	24206,7
6	39672,1	34965,2	32275,6	26896,3
7	39672,1	32275,6	36041,1	32813,5
8	36982,5	31199,7	36579,0	34427,3
9	63878,8	36041,1	25282,6	14524,0
10	40344,5	36579,0	34965,2	27972,2
11	43706,5	22055,0	33620,4	20844,7
12	33620,4	33620,4	34292,8	32275,6
13	53792,7	34292,8	-	-
Promedio	44330,9	32515,7	33497,1	25092,0
Desv. Est.	8321,3	5294,9	4457,8	7966,5

Apéndice A 5

Memoria de cálculo para el balance de masa.

Datos de entrada primer humedal:

T_g : Cantidad promedio de tallos por planta grande, 19 tallos.

T_p : Cantidad promedio de tallos por planta pequeña, 5 tallos.

P_{Tg} : Cantidad total de plantas grandes, 290 plantas.

P_{Tp} : Cantidad total de plantas grandes, 16 plantas.

T : Cantidad total de tallos.

M_{pp} : Masa promedio de P en los tallos, 0,074 g.

M_p : Masa total de P en las plantas, g.

M_{ent} : Masa total de P en la entrada, 42025,5 g.

M_{sal} : Masa total de P en la salida, 32216,8 g.

M_{sust} : Masa de P en el sustrato, g.

Ecuaciones:

$$T = (T_g * P_{Tg}) + (T_p * P_{Tp})$$

$$M_p = T * M_{pp}$$

$$M_{sust} = M_{ent} - M_{sal} - M_p$$

Sustituyendo:

$$T = (19 * 290) + (5 * 16) = 5592 \text{ tallos}$$

$$M_p = 5590 * 0,074 \text{ g} = 414 \text{ g}$$

$$M_{sust} = 42025,5 \text{ g} - 32216,8 \text{ g} - 414 \text{ g} = 9394,7 \text{ g}$$

Apéndice B

Resultados complementarios del objetivo 2

Apéndice B 1

Memoria de cálculo para las capacidades de adsorción de fósforo.

Datos de entrada:

C_i: Concentración inicial de P, mg L⁻¹.

C_e: Concentración final o de equilibrio, mg L⁻¹.

V: Volumen de la disolución, L.

m: Masa del sustrato, g.

q_e: Capacidad de adsorción, mg kg⁻¹.

Ecuaciones:

$$q_e = \frac{(C_i - C_e) * V}{m}$$

Sustituyendo para uno de los casos:

$$q_e = \frac{(1,40 \text{ mg L}^{-1} - 1,15 \text{ mg L}^{-1}) * 0,135 \text{ L}}{135,23 \text{ g}} * \frac{1000 \text{ g}}{1 \text{ kg}} = 0,25 \text{ mg kg}^{-1}$$

Apéndice B 2

Memoria de cálculo de la capacidad máxima de adsorción de fósforo con la ecuación de Langmuir en su forma lineal.

Datos de entrada:

q_e : Capacidad de adsorción, mg kg^{-1} .

C_e : Concentración final o de equilibrio, mg L^{-1} .

$q_{\text{máx}}$: Capacidad máxima de adsorción de P, mg kg^{-1} .

K : Constante de equilibrio de Langmuir, L mg^{-1} .

Ecuaciones:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_{\text{máx}} * K} + \frac{C_e}{q_{\text{máx}}}$$

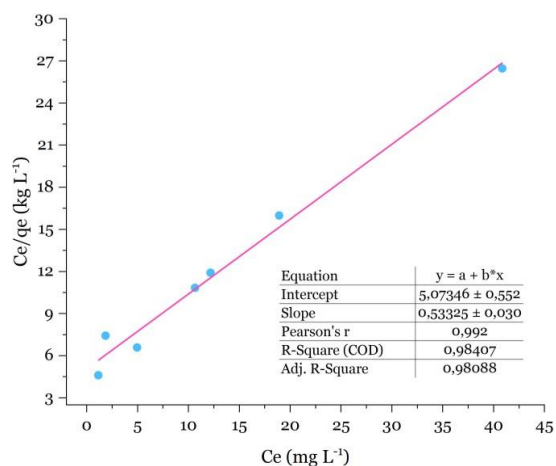
Donde:

$$y = \frac{C_e}{q_e} \text{ y } x = C_e$$

$$a = \frac{1}{q_{\text{máx}} * K}$$

$$b = \frac{1}{q_{\text{máx}}}$$

Gráfico de la recta entre C_e y C_e/q_e^{-1} :



Sustituyendo:

$$q_{m\acute{a}x} = \frac{1}{b} = \frac{1}{0,53325 \text{ kg mg}^{-1}} = 1,8753 \text{ mg kg}^{-1}$$
$$K = \frac{1}{a * q_{m\acute{a}x}} = \frac{1}{5,07346 \text{ kg L}^{-1} * 1,8753 \text{ mg kg}^{-1}} = 0,105 \text{ L mg}^{-1}$$

Apéndice B 3

Memoria de cálculo para el tiempo de saturación.

Datos de entrada:

V: Volumen del HA, 283.500 L.

ρ : Densidad del sustrato, 2,54 kg L⁻¹.

M_{sT}: Masa total del sustrato del humedal, kg.

q_{máx}: Capacidad máxima de adsorción de P, 1,82 mg kg⁻¹. Q_T:

Capacidad de adsorción de P total en el sustrato, mg. P_d:

Masa de P de entrada por día, 375.153,01 mg d⁻¹.

T_s: Tiempo de saturación del sustrato, días.

Ecuaciones:

$$M_{sT} = \rho * V$$

$$Q_T = q_{m\acute{a}x} * m_s$$

$$T_s = \frac{Q_T}{P_d}$$

Sustituyendo:

$$M_{sT} = 2,5378546 \text{ kg L}^{-1} * 283.500 \text{ L} = 719.481,80 \text{ kg}$$

$$Q_T = 1,82222 \text{ mg kg}^{-1} * 719.481,80 \text{ kg} = 1.311.054,13 \text{ mg}$$

$$T_s = \frac{1.311.054,13 \text{ mg}}{375.153,01 \text{ mg d}^{-1}} = 3,50 \text{ días}$$

Tabla B 1*Datos para el cálculo de la densidad del sustrato.*

Muestra	Peso (g)	Vol. Agua (ml)	Vol. + piedra (ml)	Vol. Piedra (ml)	Densidad (g ml ⁻¹)
1	81,09	200	230	30	2,70
2	54,82	200	220	20	2,74
3	52,70	200	220	20	2,64
4	42,60	200	220	20	2,13
5	53,99	200	221	21	2,57
6	40,99	200	219	19	2,16
7	65,10	200	225	25	2,60
8	39,49	200	214	14	2,82
9	37,01	200	213	13	2,85
10	43,05	200	219	19	2,27
11	43,60	200	220	20	2,18
12	41,99	200	215	15	2,80
Promedio	49,70	200	219,67	19,67	2,54
Desv. Est.	12,82	0,00	4,64	4,64	0,28

Tabla B 2*Datos para el cálculo de la porosidad del sustrato.*

Volumen Agua (ml)	Volumen sobrante (ml)	Volumen de poros (vacío)*	Porosidad**	Porosidad Porcentaje
500	250	250	0,50	50
500	250	250	0,50	50
500	275	225	0,45	45

Nota: *El volumen de poros vacíos se obtiene restando el volumen de agua y el volumen sobrante. **La porosidad se obtiene al dividir el volumen de poros entre el volumen de agua.

Tabla B 3*Datos generales del experimento de adsorción.*

Conc. P Inicial (mg L ⁻¹)	Muestra	Sustrato (g)	Disolución (ml)	pH inicial	T inicial (°C)	Conc. P Final (mg L ⁻¹)	pH final	T final (°C)
	8.1	135,27	135			1,11	6,3	24,8
1,4	8.2	135,43	135	6,7	21,3	0,98	6,6	24,3
	8.3	135,00	135			1,37	6,8	24,4
	3.1	135,88	135			1,63	6,33	24,30
2,1	3.2	135,57	135	6,50	18,70	1,79	6,33	24,30
	3.3	135,27	135			2,12	6,33	24,30
	2.1	135,34	135			5,06	5,9	24,4
5,7	2.2	135,27	135	6,30	22,00	4,57	n.d.	24,4
	2.3	135,36	135			5,22	5,8	24,8
	1.1	135,37	135			10,76	5,9	23,9
11,6	1.2	135	135	6,06	20,20	10,60	6,0	23,8
	1.3	135,52	135			10,60	6,0	23,6
	5.1	135,05	135			11,90	6,04	24,3
13,2	5.2	135,06	135	5,95	22,70	12,72	6,04	24,4
	5.3	135,05	135			11,90	6,04	24,4
	4.1	134,89	135			18,59	5,70	24,10
20,1	4.2	135,57	135	5,57	23,10	n.d.	5,70	24,10
	4.3	134,84	135			19,24	5,70	24,10
	6.1	135,35	135			0,00	5,53	24,3
42,4	6.2	135,54	135	5,14	24,40	39,30	5,53	24,3
	6.3	135,84	135			42,40	5,53	24,3

Tabla B 4

Parámetros para la gráfica de la isoterma de adsorción.

ID	Concentración inicial Ci (mg L ⁻¹)	Concentración de equilibrio Ce (mg L ⁻¹)	Capacidad de adsorción qe (mg kg ⁻¹)
1	1,40	1,15	0,25
2	2,10	1,85	0,25
3	5,70	4,95	0,75
4	11,64	10,65	0,74
5	13,20	12,18	1,02
6	20,10	19,13	0,97
7	42,40	40,85	1,54

Apéndice B 5

Memoria de cálculo para la concentración de entrada a los sistemas piloto.

Datos de entrada:

m_{ps} : Masa promedio de sustrato, 2,99

$kg.V_s$: Volumen de la solución, 0,59 L.

t_s : Tiempo de saturación, 4 días.

$q_{máx}$: Capacidad máxima de adsorción del sustrato, 1,82 mg kg⁻¹.

$Q_{máxs}$: Capacidad de adsorción total del sustrato, mg.

m_{fd} : Masa de P diario, mg.

$Cn_{KH_2PO_4}$: Concentración de KH₂PO₄ diario, mg L⁻¹.

Ecuaciones:

$$Q_{máxs} = q_{máx} * m_{ps}$$
$$m_{fd} = \frac{Q_{máxs}}{t_s}$$
$$Cn_{KH_2PO_4} = \frac{\left(\left(\frac{m_{df}}{V_s} \right) * 3,066 \right) * 1,433}{99,4\%}$$

Donde: 3,066 es la relación de pesos moleculares en el fósforo y el fosfato; 1,433 en la relación entre fosfato y fosfato monopotásico; 99,4% es la pureza del fosfato monopotásico.

Sustituyendo:

$$Q_{máxs} = 1,82222 \text{ mg kg}^{-1} * 2,99 \text{ kg} = 5,45 \text{ mg}$$
$$m_{fd} = \frac{5,45 \text{ mg}}{4} = 1,36 \text{ mg}$$
$$Cn_{KH_2PO_4} = \frac{\left(\left(\frac{1,36 \text{ mg}}{0,59 \text{ L}} \right) * 3,066 \right) * 1,433}{99,4\%} = 10,20 \text{ mgL}^{-1}$$

Tabla B 5

Resultados obtenidos de concentración de fósforo en las tres columnas.

Día	Fósforo (mg L ⁻¹)	
	Entrada	Salida
1	2,48	n.d.
	2,48	1,70
	2,48	1,76
2	2,22	n.d.
	2,22	1,50
	2,22	1,63
3	2,15	1,83
	2,15	n.d.
	2,15	1,50
4	2,32	2,15
	2,32	2,12
	2,32	1,63
5	2,45	2,19
	2,45	2,02
	2,45	n.d.
6	2,32	2,22
	2,32	1,96
	2,32	2,02
7	2,28	2,15
	2,28	n.d.
	2,28	1,89
8	2,02	2,09
	2,02	1,89
	2,02	1,89

Tabla B 6*Datos generales obtenidos de la validación.*

Conc. Fosfato	DF	Estadística	p-valor	Decisión a nivel (5%)
Entrada	19	0,9092	0,0717	No rechazar la normalidad
Salida	19	0,9425	0,2929	No rechazar la normalidad
T pareada	19	6,2527	<0,0001	Diferencias significativas

Anexo 1

Resultados del análisis químico foliar del Centro de Investigaciones Agrícolas.



UNIVERSIDAD DE
COSTA RICA

CIUDAD DE LA INVESTIGACIÓN
LABORATORIO DE SUELOS Y FOLIARES
REPORTE DE ENSAYO
RE-R01 (V3)

CIA Centro de
Investigaciones
Agronómicas



N° DE REPORTE: **88754**

USUARIO: PROY.C2451 - ESCUELA INGENIERIA EN SISTEMA (Ronald Esteban Aguilar Álvarez)

RESPONSABLE: ALISON BRICEÑO CORTES

CORREO: ALISON.BRICENO@ucr.ac.cr, ronaldesteban.aguilar@ucr.ac.cr

TELÉFONO: 8522-9553

PROVINCIA: LIMÓN

CANTÓN: POCOCÍ

LOCALIDAD: GUÁPILES

CULTIVO: PLATANILLA

ANÁLISIS: QC,B,S, PF,PS

FECHA RECEPCIÓN: 27/11/2023

EMISIÓN DE REPORTE: 11/12/2023

N° DE MUESTRAS TOTAL: 3

PÁGINA: 1/1

ANÁLISIS QUÍMICO FOLIAR															
ID USUARIO	IDLAB	% masa						mg/kg				g		%	
		N*	P*	Ca*	Mg*	K*	S*	Fe*	Cu*	Zn*	Mn*	B*	P.Fresco**		P.Seco**
MUESTRA 1	P-23-07138	2,98	0,25	0,41	0,33	2,39	0,17	66	11	15	273	8	224,8	29,3	87
MUESTRA 2	P-23-07139	4,30	0,46	0,36	0,34	3,05	0,33	88	15	17	187	10	234,5	24,2	90
MUESTRA 3	P-23-07140	2,72	0,18	0,43	0,19	0,70	0,34	130	6	14	144	6	109,7	20,9	81

ÚLTIMA LÍNEA

Observaciones:

POCA MUESTRA

*ENSAYO ACREDITADO, ver alcance en www.eca.or.cr **ENSAYO NO ACREDITADO

B.Q. Marianela Blanco M.
N.I. 2468
Gestoría de Calidad

Ing. Agr. Ma. Fernanda Campos G.
N.I. 9447
Gestoría Técnica

1. Las unidades están expresadas en base seca, en masa/masa. 2. Procedimiento: N por combustión seca en Autoanalizador de acuerdo al M-N; P, Ca, Mg, K, S, Na, Fe, Cu, Zn, Mn, B y Al por digestión húmeda con HNO₃ y determinación por Espectrometría de Emisión Atómica con Plasma (ICP) de acuerdo al M-ICP. 3. El muestreo es responsabilidad del usuario. 4. Los resultados se refieren únicamente a las muestras ensayadas. 5. El tiempo de custodia de las muestras es de 45 días a partir del ingreso de la muestra. 6. El Reporte de Ensayo con validez legal es el original firmado; cuando el usuario solicita el envío del reporte por correo electrónico libera al Laboratorio de resguardar la integridad y confidencialidad de sus resultados.