

EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE ACETAMINOFÉN CONTENIDO  
EN AGUAS A ESCALA DE LABORATORIO A TRAVÉS DE LA TÉCNICA DE  
BIOADSORCIÓN EMPLEANDO CÁSCARA DE CACAO Y PLÁTANO



ENYI MIYERLAY CÉSPEDES CALVO  
MARÍA CAMILA CORTÉS ZÁRATE



UNIVERSIDAD SANTO TOMÁS  
INGENIERÍA AMBIENTAL  
VILLAVICENCIO  
2020

EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE ACETAMINOFÉN CONTENIDO  
EN AGUAS A ESCALA DE LABORATORIO A TRAVÉS DE LA TÉCNICA DE  
BIOADSORCIÓN EMPLEANDO CÁSCARA DE CACAO Y PLÁTANO

ENYI MIYERLAY CÉSPEDES CALVO  
MARÍA CAMILA CORTÉS ZÁRATE

Trabajo de grado para optar al título de Ingeniero Ambiental

Asesor  
JAIR ESTEBAN BURGOS CONTENTO  
Ingeniero Ambiental

UNIVERSIDAD SANTO TOMÁS  
INGENIERÍA AMBIENTAL  
VILLAVICENCIO

2020

**Autoridades Académicas**

**P. JOSÉ GABRIEL MESA ANGULO, O.P.**

Rector General

**P. EDUARDO GONZÁLEZ GIL, O.P.**

Vicerrector Académico General

**P. JOSÉ ANTONIO BALAGUERA CEPEDA, O.P.**

Rector Sede Villavicencio

**P. RODRIGO GARCÍA JARA, O.P.**

Vicerrector Académico Sede Villavicencio

**JULIETH ANDREA SIERRA TOBÓN**

Secretaria de División Sede Villavicencio

**YÉSICA NATALIA MOSQUERA BELTRÁN**

Decano Facultad de Ingeniería Ambiental

**Nota De Aceptación**

---

---

---

---

---

**YÉSICA NATALIA MOSQUERA BELTRÁN**

Decano de Facultad

---

**JAIR ESTEBAN BURGOS CONTENTO**

Director Trabajo de Grado

---

**CHRISTIAN JOSÉ ROJAS REINA**

jurado

---

**ANGELA MARÍA ZAPATA MARÍN**

jurado

Villavicencio, abril, 2020

## **Agradecimientos**

Gracias a nuestros padres por ser los principales artífices de la realización de este sueño que inició cinco años atrás con muchas expectativas, ansiedad e inseguridades, que en el transcurso del tiempo todas estas emociones se fueron alineando para la consecución de un gran objetivo: el ser profesionales en Ingeniería Ambiental.

A Dios gracias por la vida, familiares, amigos, profesores en especial a nuestro director de tesis el ingeniero Jair Burgos que nos brindó apoyo para el desarrollo de este trabajo orientándonos de la mejor manera con sus conocimientos en el área de investigación y a las demás personas que sirvieron de instrumento para nuestro desarrollo profesional y personal que vemos hoy materializado en este proyecto de grado.

## Contenido

|                                                                  | Pág. |
|------------------------------------------------------------------|------|
| Resumen.....                                                     | 12   |
| Abstract .....                                                   | 13   |
| 1. Introducción.....                                             | 14   |
| 2. Planteamiento del problema .....                              | 16   |
| 2.1. Descripción del problema.....                               | 16   |
| 2.2. Pregunta problema.....                                      | 17   |
| 2.3. Hipótesis.....                                              | 18   |
| 2.3.1. Hipótesis de investigación. ....                          | 18   |
| 2.3.2. Hipótesis nula.....                                       | 18   |
| 2.3.3. Hipótesis alternativa.....                                | 18   |
| 3. Objetivos.....                                                | 19   |
| 3.1. Objetivo general .....                                      | 19   |
| 3.2. Objetivos específicos.....                                  | 19   |
| 4. Justificación .....                                           | 20   |
| 5. Alcance del proyecto .....                                    | 22   |
| 6. Antecedentes.....                                             | 23   |
| 7. Marco referencial.....                                        | 26   |
| 7.1. Marco teórico .....                                         | 26   |
| 7.1.1. Contaminantes emergentes. ....                            | 26   |
| 7.1.2. Acetaminofén en el medio acuático.....                    | 27   |
| 7.1.3. Cuantificación de concentraciones de acetaminofén. ....   | 28   |
| 7.1.4. Bioadsorción. ....                                        | 28   |
| 7.1.5. Residuos vegetales como bioadsorbentes. ....              | 29   |
| 7.1.6. Activación de bioadsorbentes. ....                        | 29   |
| 7.1.7. Factores que influyen en el proceso de bioadsorción. .... | 29   |
| 7.1.8. Mecanismos de adsorción.....                              | 30   |
| 7.1.9. Isotermas de adsorción.....                               | 31   |

|                                                                                           |    |
|-------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 7.1.10. Cinética de adsorción.....                                                        | 33 |
| 7.2. Marco conceptual .....                                                               | 34 |
| 7.3. Marco legal.....                                                                     | 36 |
| 8. Metodología.....                                                                       | 37 |
| 8.1. Diagrama metodológico .....                                                          | 37 |
| 8.2. Fase I. Determinación de la concentración de Acetaminofén del río Ocoa .....         | 37 |
| 8.2.1. Muestreo de agua residual. ....                                                    | 37 |
| 8.2.2. Medición In situ. ....                                                             | 38 |
| 8.2.3. Preparación de la muestra compuesta. ....                                          | 38 |
| 8.2.4. Cuantificación de Acetaminofén del río Ocoa por espectrofotometría UV-Vis.....     | 38 |
| 8.3. Fase II. Transformación de la biomasa .....                                          | 39 |
| 8.3.1. Recolección, lavado y secado de la biomasa. ....                                   | 39 |
| 8.3.2. Clasificación de biomasa por tamaño de partícula. ....                             | 39 |
| 8.3.3. Activación química de la biomasa. ....                                             | 40 |
| 8.3.4. Caracterización de la biomasa. ....                                                | 41 |
| 8.4. Fase III. Cuantificación de Acetaminofén a partir de espectrofotometría UV VIS ..... | 41 |
| 8.4.1. Preparación de la solución de Acetaminofén.....                                    | 41 |
| 8.4.2. Determinación del espectro del Acetaminofén. ....                                  | 42 |
| 8.4.3. Curva de calibración del método. ....                                              | 42 |
| 8.5. Fase IV. Tratamiento con bioadsorbentes .....                                        | 42 |
| 8.5.1. Pruebas de adsorción.....                                                          | 42 |
| 8.5.2. Estudio experimental cinético.....                                                 | 43 |
| 8.5.3. Determinación de las eficiencias post-tratamientos.....                            | 44 |
| 8.6. Fases V. Aplicación de los modelos.....                                              | 44 |
| 8.6.1. Modelos isotermas de adsorción.....                                                | 44 |
| 8.6.2. Parámetros termodinámicos.....                                                     | 45 |
| 8.6.3. Modelos cinéticos. ....                                                            | 46 |
| 9. Resultados y análisis.....                                                             | 47 |
| 9.3. Determinación de la concentración del río Ocoa .....                                 | 47 |
| 9.3.1. Medición In situ.....                                                              | 47 |
| 9.3.2. Determinación de la concentración de Acetaminofén en el río Ocoa. ....             | 48 |
| 9.4. Transformación de la biomasa .....                                                   | 49 |

|                                                                                   |    |
|-----------------------------------------------------------------------------------|----|
| 9.4.1. Caracterización de la biomasa. ....                                        | 49 |
| 9.5. Cuantificación de acetaminofén a partir de espectrofotometría UV-vis .....   | 51 |
| 9.5.1. Determinación del espectro de acetaminofén. ....                           | 51 |
| 9.5.2. Curva de Calibración del método. ....                                      | 52 |
| 9.6. Tratamientos con bioadsorbentes .....                                        | 53 |
| 9.6.1. Influencia de la dosificación de biomasa y el tamaño de partícula. ....    | 53 |
| 9.6.2. Influencia del tiempo de contacto entre el adsorbato y el adsorbente. .... | 54 |
| 9.6.3. Medición de parámetros pre y post tratamiento. ....                        | 57 |
| 9.7. Aplicación de los modelos .....                                              | 58 |
| 9.7.1. Modelos de isothermas de adsorción. ....                                   | 58 |
| 9.7.2. Parámetros termodinámicos. ....                                            | 62 |
| 9.7.3. Modelos cinéticos. ....                                                    | 62 |
| 10. Conclusiones .....                                                            | 66 |
| 11. Recomendaciones .....                                                         | 68 |
| 12. Bibliografía .....                                                            | 69 |



## Lista de tablas

|                                                                                       | Pág. |
|---------------------------------------------------------------------------------------|------|
| Tabla 1. Clasificación de contaminantes emergentes. ....                              | 26   |
| Tabla 2. Modelos de isothermas de adsorción. ....                                     | 31   |
| Tabla 3. Modelos cinéticos de adsorción. ....                                         | 33   |
| Tabla 4. Normatividad relacionada con los contaminantes emergentes. ....              | 36   |
| Tabla 5. Resultados de los parámetros in situ del vertimiento. ....                   | 47   |
| Tabla 6. Características fisicoquímicas de la cáscara de plátano. ....                | 50   |
| Tabla 7. Características fisicoquímicas de la cáscara de cacao. ....                  | 50   |
| Tabla 8. Eficiencias post-tratamiento de las muestras con 3ppm de acetaminofén. ....  | 54   |
| Tabla 9. Eficiencias post-tratamiento de las muestras con 10ppm de acetaminofén. .... | 54   |
| Tabla 10. Resultados de parámetros pre y post tratamiento. ....                       | 57   |
| Tabla 11. Parámetros de linealización del modelo de Freundlich. ....                  | 59   |
| Tabla 12. Parámetros de linealización del modelo de Langmuir. ....                    | 61   |
| Tabla 13. Parámetros termodinámicos de la adsorción. ....                             | 62   |
| Tabla 14. Parámetros del modelo de Pseudo-primer orden. ....                          | 63   |
| Tabla 15. Parámetros del modelo de Pseudo-segundo orden. ....                         | 64   |

## Lista de Figuras

|                                                                                                                                                | Pág. |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|
| Figura 1. Ubicación del punto de vertimiento en la intersección del río Maizaro y Ocoa. ....                                                   | 22   |
| Figura 2. Línea de tiempo. ....                                                                                                                | 25   |
| Figura 3. Estructura química del acetaminofén. ....                                                                                            | 34   |
| Figura 4. Diagrama metodológico. ....                                                                                                          | 37   |
| Figura 5. Proceso de lavado y secado de la biomasa. ....                                                                                       | 39   |
| Figura 6. Tamizado de biomasa. ....                                                                                                            | 40   |
| Figura 7. Proceso de activación de la biomasa. ....                                                                                            | 40   |
| Figura 8. Proceso de preparación de la solución de Acetaminofén. ....                                                                          | 41   |
| Figura 9. Diseño de las pruebas de adsorción. ....                                                                                             | 42   |
| Figura 10. Diseño del estudio experimental cinético. ....                                                                                      | 43   |
| Figura 11. Adición patrón de acetaminofén a la muestra de agua del río Ocoa ....                                                               | 48   |
| Figura 12. Concentración en la muestra del río Ocoa. ....                                                                                      | 48   |
| Figura 13. Contraste de acetaminofén en Villavicencio frente a otros lugares del mundo ....                                                    | 49   |
| Figura 14. Espectro de acetaminofén a diferentes longitudes de onda ....                                                                       | 52   |
| Figura 15. Curva de calibración para la validación del método. ....                                                                            | 52   |
| Figura 16. Comparación de las eficiencias de remoción de acetaminofén (10ppm) con 20 y 40 g de cáscara de plátano activado y sin activar. .... | 55   |
| Figura 17. Comparación de las eficiencias de remoción de acetaminofén (10ppm) con 20 y 40 g de cáscara de cacao activado y sin activar ....    | 56   |
| Figura 18. Comparación de las eficiencias de remoción de acetaminofén (10ppm) con 40 g de cáscara de plátano activado y cacao activado. ....   | 57   |
| Figura 19. Linealización de la isoterma de Freundlich para la adsorción de acetaminofén con cáscara de plátano ....                            | 59   |
| Figura 20. Linealización de la isoterma de Freundlich para la adsorción de acetaminofén con cáscara de cacao ....                              | 60   |

|                                                                                                                    |    |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 21. Linealización de la isoterma de Langmuir para la adsorción de acetaminofén con cáscara de plátano ..... | 61 |
| Figura 22. Linealización de la isoterma de Langmuir para la adsorción de acetaminofén con cáscara de cacao .....   | 61 |
| Figura 23. Modelo de Pseudo-primer orden para adsorción de 10 ppm de acetaminofén con cáscara de cacao. ....       | 63 |
| Figura 24. Modelo de Pseudo-primer orden para adsorción de 10 ppm de acetaminofén con cáscara de plátano. ....     | 63 |
| Figura 25. Modelo de Pseudo-segundo orden para adsorción de 10 ppm de acetaminofén con cáscara de cacao. ....      | 65 |
| Figura 26. Modelo de Pseudo-segundo orden para adsorción de 10 ppm de acetaminofén con cáscara de plátano. ....    | 65 |

## Resumen

El presente proyecto consistió en la evaluación de la eficiencia de remoción de acetaminofén, considerado como un contaminante emergente a escala laboratorio a partir de bioadsorbentes a base de cáscara de cacao y plátano. Se determinó cómo los parámetros (concentración de acetaminofén, tiempo de contacto, biomasa activada y sin activar, cantidad de bioadsorbente y tamaño de partícula) intervienen en la efectividad del proceso de bioadsorción. Luego se procedió a aplicar las isothermas de adsorción de Langmuir y Freundlich para identificar los mecanismos de adsorción que se presentaron durante el tratamiento. Los datos experimentales obtenidos de la adsorción con cáscara de cacao se ajustaron mejor al modelo de Langmuir con un  $R^2$  de 0,97 y para la cáscara de plátano presentaron mejor ajuste al modelo de Freundlich con un coeficiente de correlación de 0,99. Se calcularon, los parámetros termodinámicos ( $\Delta G^\circ$ ,  $\Delta H^\circ$  y  $\Delta S^\circ$ ) para cada uno de los sistemas. La energía libre de Gibbs, confirmó los mecanismos de adsorción obtenidos por las isothermas, los valores negativos de la entalpía mostraron que el proceso de adsorción es exotérmico, los valores positivos de la entropía sugieren que el proceso de adsorción presenta un mayor grado de aleatoriedad y desorden molecular y la relación entre los parámetros termodinámicos demostraron que se presentó un proceso espontáneo de adsorción. Finalmente, se calculó la cinética de adsorción para las dos biomazas con los modelos de pseudo-primer y segundo orden, dando como resultado que la adsorción con cáscara de cacao corresponde al modelo de pseudo segundo orden con un  $R^2$  de 0,98. Finalmente, el proceso de adsorción a partir de biomazas activadas presentó mayores eficiencias de remoción en comparación con las biomazas inactivas y la cáscara de plátano demostró ser mejor bioadsorbente para el acetaminofén a una concentración de 10 ppm, un tamaño de partícula de 0,595 mm y 40 gr de biomasa con un 98,99% de remoción, mientras que la cáscara de cacao con la misma concentración y cantidad de adsorbente y tamaño de partícula de 0,841 mm presentó una remoción de 92,48%.

**Palabras Clave:** Acetaminofén; Contaminante emergente; Bioadsorción; Isothermas de adsorción y Cinética de adsorción.

### Abstract

The present project consisted of evaluating the efficiency of removal of acetaminophen to laboratory scale from bioadsorbents based on cocoa and banana peels. It was determined how the parameters (acetaminophen concentration, contact time, activated and non-activated biomass, amount of biosorbent and particle size) intervene in the effectiveness of the bioadsorption process. Then, Langmuir and Freundlich adsorption isotherms were applied to identify the adsorption mechanisms that occurred during the treatment. The experimental data obtained from the adsorption with cocoa peel were better adapted to the Langmuir model with an  $R^2$  of 0,97 and for the banana peel they presented better adaptation to the Freundlich model with a correlation coefficient of 0,99. The thermodynamic parameters ( $\Delta G^\circ$ ,  $\Delta H^\circ$  and  $\Delta S^\circ$ ) were calculated for each of the systems. The Gibbs free energy confirmed the adsorption mechanisms obtained by the isotherms, the negative enthalpy values proved that the adsorption process is exothermic, the positive entropy values indicated that the adsorption process presents a greater degree of randomness and Molecular disorder and the relationship between thermodynamic parameters showed that a spontaneous adsorption process occurred. Finally, the adsorption kinetics for the two biomasses were calculated with the pseudo-first and second order models, resulting in the cocoa shell adsorption corresponding to the pseudo-second order model with an  $R^2$  of 0,98. Finally, the adsorption process from activated biomasses presented higher removal efficiencies compared to inactive biomasses, and banana peel proved to be a better bioadsorbent for acetaminophen at a concentration of 10 ppm, a particle size of 0,595 mm and 40 gr of biomass with 98,99% removal, while the cocoa shell with the same concentration and amount of adsorbent and particle size of 0,841 mm had a removal of 92,48%.

**Key Words:** Acetaminophen; Emerging contaminant; Adsorption; Adsorption isotherms, and Adsorption kinetics.

## 1. Introducción

El desarrollo de los procesos industriales ha causado un aumento en la demanda del recurso hídrico y su contaminación a causa de los vertimientos generados por estas actividades, este aumento ha impactado negativamente la disponibilidad y calidad de las fuentes hídricas. La (WWAP: World Water Assessment Programme, 2017) determinó que alrededor del 80% de las aguas residuales generadas mundialmente se vierten con un tratamiento inapropiado o sin ningún tratamiento previo.

Uno de los grandes retos de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) es la eliminación de los contaminantes emergentes (CEs), los cuales son un nuevo grupo de contaminantes de origen antropogénico que se definen como compuestos químicos no regulados dado que su existencia en el medio ambiente no es relevante en referencia a su concentración, no obstante, la presencia de estos han generado efectos adversos a la salud del ser humano, por ende, se han desarrollado herramientas que garanticen su detección y tratamientos además del cumplimiento de los criterios de calidad ambiental de los recursos hídricos (Gil, Soto, Usma, & Gutiérrez, 2012).

Entre los CEs presentes en los efluentes se han detectado pesticidas, plaguicidas, compuestos de productos de cuidado personal, hormonas esteroideas, surfactantes, aditivos industriales y productos farmacéuticos (Becerril, 2009). En este último grupo se encuentra el acetaminofén, uno de los fármacos más utilizado perteneciente a la clase de medicamentos analgésicos y antipirético y que cuenta con propiedades para tratar el dolor, la fiebre, las migrañas y la artritis reumatoide (Mashayekh & Moussavi, 2016). Debido a sus múltiples beneficios la OMS lo ha considerado como uno de los medicamentos más importantes (World Health Organization, 2019), siendo su producción de alrededor de 149,3 kilo toneladas anualmente (Market research store, 2016), por ende, es uno de los más reportados en las fuentes hídricas representando una amenaza debido a su posibilidad tóxica y bioacumulación (Marchlewicz, Guzik, & Wojcieszynska, 2015).

Para contrarrestar sus efectos negativos, es necesario contar con técnicas que aseguren la eliminación de los CEs. Actualmente se cuenta con la implementación de tecnologías de

membrana, procesos de oxidación avanzada, ultrafiltración, entre otros (Rubio, Chica, & Peñuela, 2013). No obstante, la implementación de estas técnicas no es totalmente efectiva para la remoción de los fármacos en este caso del acetaminofén debido su estabilidad en ambientes acuosos, además de que son de altos costos lo que las hace de difícil acceso para el contexto colombiano (Yunlong, y otros, 2014).

Por otro lado, la bioadsorción es una técnica con un área de investigación amplia la cual brinda alternativas tecnológicas y económicamente viable para las áreas industriales, considerándose una tecnología limpia para la eliminación de diversos contaminantes ambientales presentes en aguas residuales debido a que, realiza el aprovechamiento de biomasa seca ya sea de organismos vegetales, animales o residuos de cultivos que poseen polímeros como celulosa, lignina, mureína, quitina, entre otros. los cuales presentan grupos funcionales como aminas, amidas, carboxilos, hidroxilos en su estructura química, capaces de fijar o retener diversas especies orgánicas y metálicas (Borja, García, Ojeda, Guzmán, & Maldonado, 2015).

A raíz de la problemática descrita, en la presente investigación se evaluó la eficiencia de remoción del acetaminofén a partir de la técnica de bioadsorción utilizando como adsorbentes las cáscaras de cacao y plátano. Para la metodología se establecieron cinco fases: como punto de partida, se determinó la concentración de acetaminofén en el río Ocoa con el objetivo de determinar las concentraciones a trabajar en laboratorio y conocer la factibilidad de la técnica de remoción en dicha concentración, en la fase dos se realizó la transformación de la biomasa, en la tercera fase se determinó el espectro del acetaminofén para identificar la longitud de onda apropiada para la lectura de este contaminante, en la fase cuatro se llevó a cabo el tratamiento con bioadsorbentes para conocer cómo varía la eficiencia de remoción del acetaminofén respecto a las concentraciones (3 y 10 ppm), cantidad de adsorbente (20 y 40 g), tamaño de partícula (2, 0,841 y 0,595 mm) y tiempo de retención. Finalmente se aplicaron las isotermas de adsorción y los modelos cinéticos para identificar los mecanismos de adsorción que se presentan durante el tratamiento.

## **2. Planteamiento del problema**

### **2.1. Descripción del problema**

Colombia según el IDEAM cuenta con una de las mayores ofertas hídricas a nivel mundial, con un valor realmente significativo de alrededor de 57.000 m<sup>3</sup>/hab/año, sin embargo, el potencial hídrico se ha visto afectado principalmente por las descargas directas de aguas residuales domésticas no tratadas y de otras actividades, lo cual aumenta la carga de contaminantes dentro de los cuerpos de agua generando una disminución en la disponibilidad y la calidad del recurso hídrico (IDEAM, IAvH, Invemar, SINCHI, & IIAP, 2013).

La mayoría de investigaciones se han enfocado en el estudio de aquellos contaminantes que se encuentran regulados por la normatividad tales como la materia orgánica, los microorganismos, los metales pesados, entre otros; no obstante, en los últimos años, nuevos estudios han determinado la presencia de diferentes sustancias químicas y biológicamente activas que no se encuentran reguladas, estas sustancias se conocen como contaminantes emergentes, las cuales son de origen antropogénico y en las que se incluyen productos farmacéuticos, productos de cuidado e higiene personal, drogas de abuso, pesticidas, entre otros (García, Gortáres, & Droguí, 2011). El problema principal de estas sustancias radica en que son contaminantes que no están regulados por la legislación debido a su poco conocimiento y a sus costosas metodologías de cuantificación, puesto que, se encuentran a bajas concentraciones en el agua lo cual dificulta su detección y su eliminación en plantas de tratamiento de agua residual o potable, produciendo efectos adversos en la salud del ser humano y de los organismos presentes en el ecosistema (Peña, Sánchez, Mora, & Bustos, 2019).

Los productos farmacéuticos fueron detectados por primera vez en la década de los 70's en las aguas residuales de Estados Unidos (Tejada, Quiñonez, & Peña, 2014), desde entonces dichos productos han causado gran preocupación. Dentro de los fármacos se encuentra el acetaminofén el cual es uno de los medicamentos más utilizados debido a su venta libre y a su poder analgésico convirtiéndolo en una de las sustancias más reportada en los estudios de los cuerpos hídricos, aunque los impactos que este genera no se conoce con exactitud, en general los fármacos pueden



ser promotores cancerígenos o de cambios mutagénicos, además de, desencadenar una serie de alteraciones en el sistema reproductor o inmunológico, sistema nervioso y sistema endocrino para el caso de los seres humano (Zans, 2017). Del mismo modo, se ha detectado hermafroditismo, feminización y efectos adversos en la fecundación y reproducción de peces en relación con la vida acuática (Galvis, 2017)

Estos contaminantes han sido objeto de investigación en gran parte del mundo, especialmente en Estados Unidos, Europa, Canadá y Asia. En contraste, en América Latina la información existente es muy escasa debido al poco interés, por ende, Colombia cuenta con poca información acerca de este tema, siendo Medellín, Bogotá, Tuluá y Barranquilla los lugares que por el momento cuentan con investigaciones de este tipo, en las cuales se han determinado concentraciones de hasta 50 µg/L de acetaminofén en aguas residuales (Botero, y otros, 2018). Estas concentraciones se pueden relacionar al hecho de que el acetaminofén es uno de los medicamentos más usado por los colombianos alcanzando una inversión de más de \$1 billón; exactamente \$1.849.436.025, equivalente a 137 millones de empaques de tabletas en el país (Federación Médica Colombiana, 2015).

Finalmente, en Villavicencio se ha evidenciado que existe una cantidad insuficiente de investigaciones que den razón del estado de contaminación por fármacos en el agua. Además, es una ciudad que no cuenta con una planta de tratamiento de aguas residuales y es posible la presencia de este contaminante en grandes concentraciones dado que, la mayoría se excreta sin metabolizar después de su aplicación o consumo. Por tal motivo es necesario cuantificarlo y determinar una metodología que permita reducir su contaminación

## **2.2.Pregunta problema**

A partir de la descripción de la problemática anterior se formula la siguiente pregunta de investigación: ¿Cómo varía la eficiencia de remoción del acetaminofén a partir del uso de cáscara de cacao y plátano como bioadsorbentes, dependiendo de las concentraciones, el tamaño de partícula, tiempo de retención y temperatura constante?

## **2.3. Hipótesis**

### **2.3.1. Hipótesis de investigación.**

La lignina presente en las cáscaras de cacao y plátano usadas como bioadsorbentes y activadas con peróxido de hidrógeno beneficia el proceso de adsorción generando un 80% de remoción del acetaminofén presente en aguas con concentraciones comprendidas entre 3 y 10 ppm.

### **2.3.2. Hipótesis nula.**

La lignina presente en las cáscaras de cacao y plátano usadas como bioadsorbentes y activadas con peróxido de hidrógeno no permite remociones mayores al 80% de acetaminofén en aguas residuales con concentraciones comprendidas entre 3 y 10 ppm.

### **2.3.3. Hipótesis alternativa.**

La lignina presente en las cáscaras de cacao y plátano usadas como bioadsorbentes y activadas con peróxido de hidrógeno beneficia el proceso de adsorción generando un porcentaje mayor o igual al 80% de remoción de acetaminofén en aguas con concentraciones comprendidas entre 3 y 10 ppm.

### **3. Objetivos**

#### **3.1. Objetivo general**

Evaluar la eficiencia de remoción de Acetaminofén a escala laboratorio a través de bioadsorbentes a base de cáscara de cacao y plátano.

#### **3.2. Objetivos específicos**

- Determinar las concentraciones de acetaminofén presente en el punto de vertimiento de aguas residuales en el río Ocoa con el propósito de obtener las concentraciones con las que se realizará la bioadsorción a escala laboratorio.
- Caracterizar cada uno de los bioadsorbentes utilizados para la remoción del acetaminofén contenido en aguas.
- Realizar los estudios cinéticos y termodinámicos del proceso de bioadsorción de acetaminofén por residuos de cáscara de cacao y plátano
- Establecer comparaciones entre las dos biomاسas identificando el mejor bioadsorbente del contaminante en función de cantidad de acetaminofén adsorbido por unidad de biomasa.

#### 4. Justificación

Debido a la escasa información y la reciente preocupación por los impactos generados por los contaminantes emergentes, suscita la necesidad de emprender una investigación para el desarrollo de una alternativa de remoción en el agua de estos contaminantes y de este modo reducir las problemáticas de salud. Para efectos de este estudio, se opta por llevar a cabo la implementación de la bioadsorción para la eliminación del paracetamol conocido en Colombia como Acetaminofén. Este fármaco es seleccionado para llevar a cabo esta investigación, puesto que, es uno de los medicamentos más usado por los colombianos debido a sus propiedades antipiréticas y analgésicas convirtiéndolo en la primera opción para tratar numerosas patologías y condiciones llegando a invertir más de \$1 billón de pesos en su consumo (Federación Médica Colombiana, 2015). Además, su metabolito N-acetil-para-benzoilquinoneimina es expulsado por medio de heces y orina lo cual al entrar en contacto con el agua se vuelve un compuesto persistente, generando de este modo efectos crónicos que afectan principalmente a los organismos acuáticos y seres humanos (Acevedo, Severiche, & Jaimes, 2017).

Los sistemas de tratamiento desarrollados actualmente como: Ultrafiltración, oxidación, adsorción por carbón activado, tratamiento con membranas, nanofiltración, entre otros, posibilitan la remoción de los contaminantes emergentes pero tienen un costo elevado y son métodos convencionales, por lo tanto, no son del todo satisfactorios, al punto que se ha detectado que muchos de los contaminantes emergentes persisten aun después de llevar a cabo tratamientos terciarios (Gil, Soto, Usma, & Gutiérrez, 2012). Por otro lado, la bioadsorción es una técnica que describe la capacidad que tienen ciertas biomasas para capturar contaminantes y en los últimos tiempos ha recibido una especial atención, debido a su potencialidad en el tratamiento de aguas residuales y a su bajo costo, ya que lleva a cabo, la implementación de residuos de algunas actividades productivas que frente a los adsorbentes tradicionales (Carbón activo y resinas comerciales de intercambio iónico) tienen un valor inferior (Acero & Dos Santos, 2012). Este proyecto plantea la remoción de acetaminofén a partir del uso de cáscara de cacao y plátano, dado que, el departamento del Meta cuenta con una gran cantidad de estos cultivos, además estos residuos están compuestos por grasas y el acetaminofén es considerado un compuesto lipofílico,

es decir, que tiene gran afinidad con los lípidos, es por esto que, se utilizará esta biomasa para determinar la eficiencia de la remoción de dicho contaminante (Baena, Pinzón, Barbosa, & Martínez, 2004).

Finalmente, se espera que la investigación sea un primer paso para la consolidación de conocimientos sobre los contaminantes emergentes, suscite el interés por aprender más del tema y sirva de guía para la continuación de futuros estudios en el municipio de Villavicencio.

## 5. Alcance del proyecto

En el presente proyecto se determinó la eficiencia de la remoción del acetaminofén mediante la implementación de la técnica de bioadsorción con residuos de cáscara de cacao y plátano a escala de laboratorio en las instalaciones de la Universidad Santo Tomás de Villavicencio, partiendo de las concentraciones presentes en el punto de vertimiento ubicado en la intersección del río Maizaro y Ocoa, puesto que, en este punto la Empresa de acueducto y alcantarillado de Villavicencio realiza el vertimiento de las aguas residuales de la mayor parte de la ciudad (Figura 1). La investigación presente se hace con el objetivo de proponer una alternativa con mayor asequibilidad económica, además de, consolidar conocimientos sobre el acetaminofén y posibles alternativas para su remoción en el agua. Finalmente, promover el interés por aprender más de este tema y de este modo sentar bases técnicas y científicas para futuras investigaciones en los cuerpos de agua del municipio de Villavicencio.

La población a quien va dirigida la presente investigación son las entidades de carácter ambiental y la academia, con el propósito de abordar la problemática y sensibilizar a los ciudadanos de Villavicencio sobre los impactos en la salud y en el medio ambiente que puede generar el acetaminofén al entrar en contacto con los recursos hídricos.

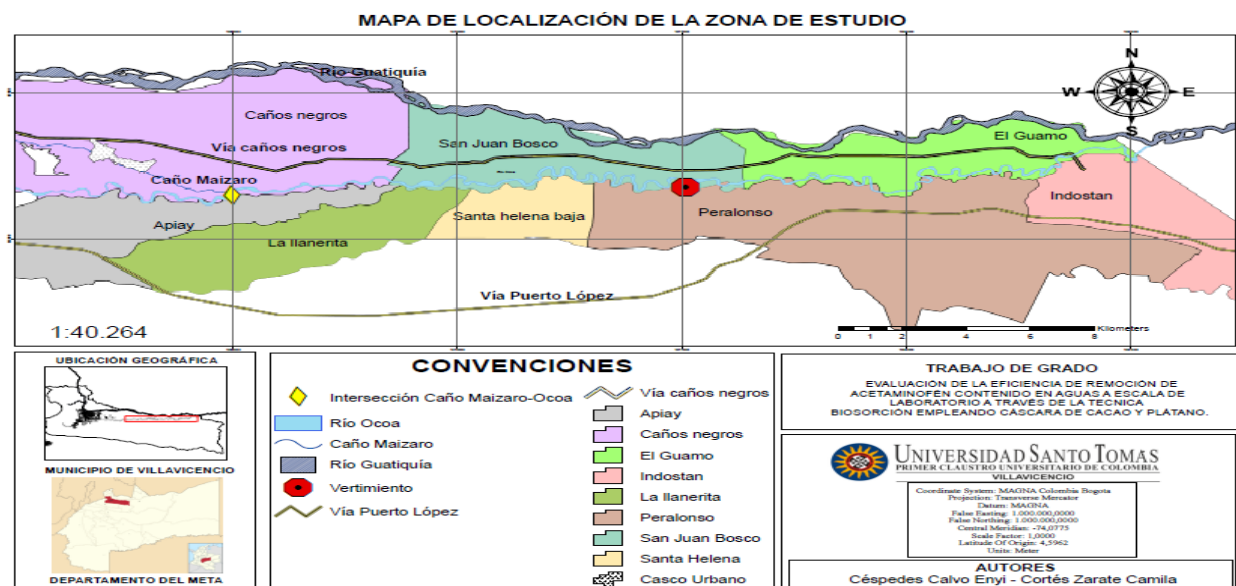


Figura 1. Ubicación del punto de vertimiento en la intersección del río Maizaro y Ocoa. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2019).

## 6. Antecedentes

En la década de 1970 se evidenció por primera vez la presencia de fármacos en las aguas residuales, a partir de esto se definieron los contaminantes emergentes, en el año 1980. Los contaminantes emergentes son aquellas sustancias presentes en el agua que no están reguladas. Con respecto a los fármacos como contaminante emergente, no fue sino hasta la década de los 1990 que empezaron a trascender, lo cual, se ve evidenciado por las múltiples investigaciones realizadas desde entonces a nivel internacional, donde la mayoría de académicos se han ocupado principalmente de la identificación y cuantificación de los compuestos emergentes además de analizar los impactos directos e indirectos que generan estos compuestos en el medio ambiente, con el objetivo de lograr la regulación de los mismos (Moreno, 2013).

Se considera que los medicamentos representan una fuente potencialmente grave de contaminación ambiental, puesto que, pueden eventualmente ingresar al suministro público de agua (Hignite & Azarnoff, 1976).

El primer estudio que demostró la presencia de fármacos en el medio acuático fue realizado por (Hignite & Azarnoff, 1976), en EE. UU en el cual, se identificó y cuantificó grandes concentraciones de clorofenoxi isobutirato en Ohio, Atenas, Georgia y Washington.

Por otro lado, en la ciudad Berlín se han realizado investigaciones desde 1996 hasta la actualidad, en donde a partir de monitoreos se ha detectado la presencia de diferentes fármacos, como: diclofenaco, ibuprofeno, acetaminofén, entre otros, los cuales se han encontrado tanto en aguas superficiales, aguas residuales y acuíferos con concentraciones que varían entre 1 y 7  $\mu\text{g/l}$  (Ulrike, Uwe, & Gudrun, 2012).

Otro de los estudios realizados en el ámbito internacional hace referencia a la identificación de productos farmacéuticos psiquiátricos en el sistema de agua urbano de Shanghai, China en el año 2015, en el que se concluyó que estos medicamentos afectan la calidad del agua potable (Wu, Xiang, Que, Chen, & Gang, 2015). Es importante resaltar que la alta demanda de fármacos ha provocado que estos residuos lleguen a cuerpos de agua de mayor magnitud, lo cual se evidenció en la investigación más completa realizada en el año 2016 en el Mar Mediterráneo Oriental que contempla la identificación de 158 productos farmacéuticos y diversas drogas de abuso entre ellos,

amoxicilina, lidocaína, citalopram o tramadol. Por otro lado, dicha investigación determinó que las concentraciones de estos medicamentos varían en relación con la profundidad, por lo tanto, se llegó a la conclusión que las corrientes tienen un papel importante en la dilución de estos compuestos (Alygizakis, y otros, 2016). Por último, en una reciente investigación realizada por Samuel Fekadu en el año 2019 en las fuentes de agua dulce de África y Europa se determinó que los continentes presentaban 10 fármacos en común (diclofenaco, trimetoprim, ibuprofeno, naproxeno, acetaminofén, entre otros), sin embargo, las concentraciones en África fueron más altas (Fekadu, Alemayehu, & Bart Van der Bruggen, 2019)

A nivel latinoamericano, (Gutiérrez, Peralta, & Zavala, 2015) en México caracterizó contaminantes emergentes lipofílicos, hidrofóbicos, bioacumulables y resistentes a la degradación, del mismo modo, (Freire, 2018) en Ecuador realizó una investigación similar con la diferencia de que además de analizar los contaminantes identificó una técnica para la remoción de los mismos, especialmente del acetaminofén basada en la implementación de la bioadsorción.

Asimismo, académicos en Brasil se han interesado por generar investigaciones acerca de esta temática, enfocándose principalmente en el análisis de fármacos antiinflamatorios en aguas superficiales, en donde al igual que los estudios mencionados anteriormente se ha identificado altas concentraciones de acetaminofén (Barbosa, Ribeiro, Menezes, Napoleão, & Cabral, 2019).

En Colombia han sido muy pocos los estudios realizados. (Coy, y otros, 2018) investigaron sobre la presencia de 20 productos farmacéuticos en las aguas residuales de las plantas de tratamiento de agua residual de las ciudades de Medellín y Bogotá y en los hospitales de Barranquilla, Florencia y Tumaco, llegando a la conclusión de que la eficiencia de eliminación de los productos farmacéuticos en las PTAR es incompleta, por lo que se necesitan tratamientos terciarios adicionales

En cuanto a tratamientos que permitan disminuir o eliminar la concentración de acetaminofén en el agua, (Lorente, 2017) llevó a cabo una investigación sobre la eliminación de contaminantes emergentes en aguas a partir de proceso foto-fenton. (Żółtowska, Bartczak, Zembruska, & Jesionowski, 2018), publicó un estudio donde aplicaba la bioadsorción a base de quitina y lignina, esta técnica obtuvo un rendimiento del 80,8% en remoción de antiinflamatorios como el acetaminofén. Por otro lado, en el mismo año en el mes de octubre se publicó un artículo realizado



por (Syieluing, 2018), en el cual se utilizó carbón activo sintetizado a partir de los desechos de hojas de té, para eliminar el acetaminofén, con la que se obtuvo una absorción de 59,2 mg/g. Ahora bien, para la ciudad de Villavicencio es importante reconocer que la información relacionada con la problemática es escasa.

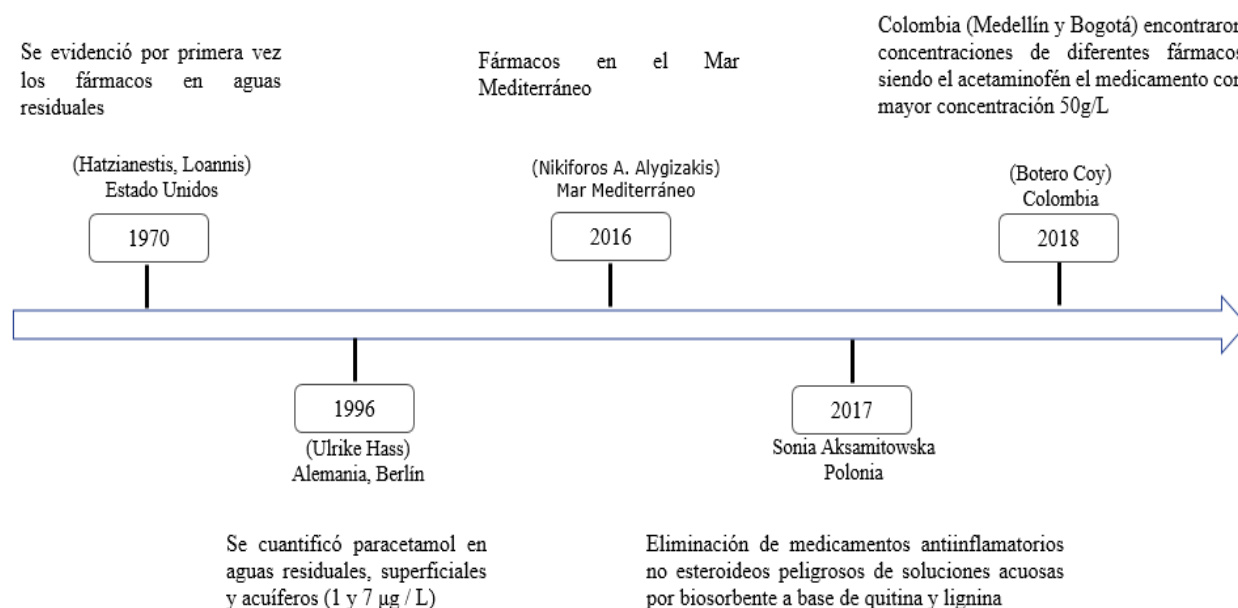


Figura 2. Línea de tiempo. Por Céspedes, E., & Cortés, M., (2019)

## 7. Marco referencial

### 7.1. Marco teórico

#### 7.1.1. Contaminantes emergentes.

El termino de CEs no se encuentra definido claramente; no obstante, algunas entidades de carácter ambiental y académicos los han definido como sustancias de diverso origen y naturaleza química, que actualmente no están regulados bajo ninguna normatividad, pero que a medida que se evalúa el riesgo potencial para el medio ambiente y la salud humana se tienen en cuenta a futuro para ser reguladas y exponerse como sustancias peligrosas prioritarias; dentro de los CEs es importante resaltar que existe una gran variedad de ellos, por lo cual, han sido clasificados generalmente por su estructura química, uso o modo en cómo se acciona al entrar en contacto con el medio acuático o terrestre (Tabla 1), además de esto, algunas sustancias presentes en la clasificación poseen alta toxicidad puesto que son bioacumulables, por ende, existe el riesgo de encontrarse presentes en los reservorios de agua para consumo humano e incluso en la cadena alimentaria (Arbeláez, 2016).

Tabla 1.

*Clasificación de contaminantes emergentes.*

| Grupo                         | Subgrupo                                                                              | Contaminantes                                                                  |
|-------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------|
| Farmacéuticos                 | Analgésicos, antibióticos, antiepilépticos, antiinflamatorios, medicinas veterinarias | Ibuprofeno, amoxicilina, diclofenaco, carbamazepina, acetaminofén y metoprolol |
| Surfactantes                  | -                                                                                     | Octil, nonilfenol, alquil fenol, etoxilatos, perfluorados, sulfonatos          |
| Pesticidas                    | -                                                                                     | Metaldehyde, alacloro, triazinas, diuron                                       |
| Hormonas y esteroides         | -                                                                                     | Androstenedione, testosterona, oestrone, progesterona                          |
| Productos de cuidado personal | Agentes bactericidas, almizcle poli, cíclicos, filtros Uv, cosméticos                 | Parabenos, triclosan                                                           |

*Nota:* Clasificación adaptada de “Contaminantes emergentes y cadena alimentaria. Productos farmacéuticos, de cuidado personal y drogas de abuso” por (Sanz, 2017).

La bioacumulación en el ambiente de estos contaminantes pueden generar desequilibrio en la cadena trófica, razón por la cual los organismos se han visto afectados de distintas formas, entre estas afectaciones se evidencian las alteraciones de las funciones endocrinas que a su vez bloquean el funcionamiento hormonal, en el caso de la vida acuática algunos peses desarrollan las gónadas de la intersexualidad y en el ser humano las concentraciones de los CE's presenta problemas en la reproducción, la tiroides, próstata, además de causar irritaciones dérmicas, desarrollo de tumores, entre otras alteraciones (Reinoso, Serrano, & Orellana, 2017).

En cuanto a las vías de entrada, dichos contaminantes se incorporan al medio ambiente, de forma directa a través de descargas directas de aguas residuales domésticas y efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales, por lo cual, muchos de los CE's pueden encontrarse alojados durante mucho tiempo en los cuerpos de agua, puesto que presentan persistencia y pueden transportarse a largas distancias además de que cuentan con una alta solubilidad lo que implica una gran tendencia a permanecer disuelto en el agua y menor probabilidad de volatilizarse (Arbeláez, 2016). Por otro lado, los CE's pueden estar en las aguas superficiales y subterráneas a causa de la aplicación de pesticidas en actividades de agricultura, los vertimientos o fugas de las aguas residuales de industrias farmacéuticas y hospitales, entre otros (De la Cruz, 2013).

#### **7.1.2. Acetaminofén en el medio acuático.**

El paracetamol conocido comúnmente como acetaminofén es considerado como uno de los fármacos de gran consumo a nivel mundial, debido a que, se automedica frecuentemente para tratamientos de inflamaciones y dolor, para aliviar fiebres, y en algunos casos es utilizado como tratamiento de enfermedades reumáticas (Tejada, Quiñonez, & Peña, 2014). Por otra parte, es un compuesto tóxico y persistente ante procesos de tratamiento de aguas residuales, por ello, es posible encontrar dichos residuos farmacéuticos en el medio ambiente especialmente en aguas superficiales, de igual forma en suelos, abonos, biota e incluso han llegado a estar presentes en el agua potable con concentraciones dentro del rango  $\text{ng.L}^{-1}$  o  $\mu\text{g.L}^{-1}$  que generan efectos adversos en la flora, fauna, en la salud de los ecosistema y del ser humano (Weber, Der, & Bergmann, 2014); por ejemplo, (Novo, André, Viana, Nunes, & Manaia, 2013) exponen que la presencia de acetaminofén en el medio acuático inhibe la actividad de la acetilcolinesterasa de la anguila

causando neurotoxicidad; en almejas deriva el estrés oxidativo que a lo largo genera una necrosis o la muerte celular (Correia, Freitas, & Figueira, 2016).

### **7.1.3. Cuantificación de concentraciones de acetaminofén.**

La cuantificación es posible de realizar mediante la cromatografía líquida de alta eficacia (HPLC) la cual consiste en la separación de los compuestos de una sustancia con el objetivo de garantizar que el cromatograma sea el resultado del compuesto objeto de estudio, es decir, que no se presente un efecto matriz (Żółtowska, Bartczak, Zembrzuska, & Jesionowski, 2018). Sin embargo, actualmente se ha implementado la espectrofotometría UV-vis la cual se ha definido como una técnica que mide la interacción de moléculas y la radiación electromagnética, es decir, involucra la absorción ultravioleta visible por una molécula, en donde la energía de la luz es utilizada para mover electrones de un estado fundamental a un estado de mayor energía (Arenas & López, 2004). La absorción de la diferencia de energía que existe entre un estado y otro se cuantifica y da como resultado la elevación de los electrones desde orbitales básicos a orbitales en un estado excitado (García M. , 2016). Por otro lado, los resultados generados se representan gráficamente teniendo en cuenta la longitud de onda en función de la absorbancia o logaritmo de la absortividad molar.

### **7.1.4. Bioadsorción.**

La bioadsorción ha sido definida como aquella propiedad que tienen ciertas biomoléculas (biomasas) para unir y concentrar iones de otras moléculas presentes en soluciones acuosas, que a diferencia de la bioacumulación el cual es un fenómeno mucho más complejo que se basa en el transporte metabólico activo; esta técnica a partir de la biomasa desarrolla una afinidad entre el bioadsorbente y el sorbato (Volesky, 2007).

En los últimos años se ha demostrado que el uso de la biomasa (materiales no vivos) como adsorbente ofrece una alternativa económicamente viable para la eliminación de contaminantes orgánicos en el agua, dado que, muchas de las biomasas usadas para este proceso son residuos de actividades económicas como la agricultura, por ende, una de las ventajas de este proceso es que la materia prima tiene bajos costos (Khamis, Karaman, Ayyash, & Qtait, 2011). Por otro lado, es importante resaltar que además de los bajos costos esta técnica de remoción es una alternativa con un alto potencial frente a las técnicas convencionales existentes dado que, tiene una alta eficiencia

de remoción de contaminantes, minimiza la producción de lodos químicos o biológicos y es posible realizar la regeneración de los bioadsorbentes (Sud & Mahajan, 2008).

#### **7.1.5. Residuos vegetales como bioadsorbentes.**

Dentro de los residuos vegetales se encuentran las diversas partes de una planta, como lo es el tallo, la corteza, las hojas, la raíz, el fruto y la cáscara que en su mayoría están compuestos por un alto contenido de grupos hidroxilos, celulosa, hemicelulosa, lignina y una variedad de grupos funcionales que facilitan la capacidad adsorbtiva de compuestos orgánicos y metales pesados, debido a que, dichos residuos al entrar en contacto con el agua presentan la formación de compuestos complejos que ayudan a la captura de los contaminantes. Por otro lado, el uso de residuos vegetales como bioadsorbentes tiene diversas ventajas sobre los adsorbentes convencionales, dado que, son económicos y ecológicos debido a su composición química, su disponibilidad, su bajo costo y eficiencia (Sud & Mahajan, 2008).

#### **7.1.6. Activación de bioadsorbentes.**

La activación es un proceso que puede realizarse por medio de métodos físicos o químicos con el objetivo de mejorar la actividad de adsorción de los adsorbentes, algunas de las alteraciones que se realizan comúnmente a los adsorbentes son en la superficie específica, la porosidad y el volumen de absorción. La activación química hace uso de reactivos como fenton, peróxido de hidrogeno, surfactantes, entre otros, lo que hace que sea más eficaz en contraste con la activación física, debido a que, dichos reactivos facilitan que el bioadsorbente desarrolle mayor porosidad lo que garantiza un mayor porcentaje de remoción de contaminantes (Jiménez, 2011).

#### **7.1.7. Factores que influyen en el proceso de bioadsorción.**

La eficiencia de la remoción de los contaminantes a partir de la bioadsorción se encuentra determinada por una serie de factores, entre los más importantes se encuentran: el pH, la temperatura, la fuerza iónica de la solución, la naturaleza del bioadsorbente y la disponibilidad de sitios de unión, la presencia de otros contaminantes, la velocidad de agitación, entre otros. El pH de la solución puede ser considerado como el factor más importante, puesto que, este regula la bioadsorción y puede afectar la química de la solución, la capacidad de remoción y la actividad de

los grupos funcionales de la biomasa, además de la competencia de los iones presentes en la solución (Fomina & Gadd, 2014).

La temperatura, generalmente mejora la capacidad adsorptiva de contaminantes del bioadsorbente cuando aumenta, puesto que, la energía cinética del adsorbato y el área superficial del adsorbente aumenta (Kuyucak & Volesky, 1989); no obstante, un aumento muy extremo es capaz de producir un cambio en la textura del adsorbente y con ello genera la pérdida de capacidad de sorción por el deterioro del material (Fomina & Gadd, 2014). La fuerza iónica, según (Tien, 1994) tiene influencia sobre la adsorción de dos formas; la primera de ellas es afectando la actividad de los iones del electrolito, y la segunda alterando la competencia de los iones del electrolito y los aniones adsorbentes por los sitios disponibles para llevar a cabo el proceso de bioadsorción.

Adicionalmente, la presencia de otros iones en la solución hace que exista una competencia con el contaminante de interés por los sitios de unión, generando una reducción en la retención del mismo. En cuanto a la velocidad de agitación en sistemas acuosos, esta favorece el proceso de la adsorción ya que altas velocidades mejoran la tasa de eliminación de contaminantes reduciendo la resistencia de transferencia de masa; sin embargo, puede perjudicar la estructura física del bioadsorbente (Fomina & Gadd, 2014). Finalmente, la naturaleza del bioadsorbente y la disponibilidad de sitios de unión son considerados por (Gadd, 2008) como relevantes en el proceso de adsorción, debido a que, generalmente afectan el rendimiento.

#### **7.1.8. Mecanismos de adsorción.**

La bioadsorción implica dos fases, una fase sólida (Bioadsorbente o material vegetal) y otra fase líquida (Solución) en la que se encuentra disuelto el adsorbato (Contaminante). Debido a la alta afinidad que existe entre las especies del bioadsorbente y el adsorbato, el último de ellos puede ser atraído y removido mediante diferentes mecanismos de adsorción como la fisisorción y quimisorción (Nilanjana, Vimala, & Karthika, 2008).

La adsorción física o fisisorción las fuerzas de atracción que se encuentran involucradas entre el adsorbente y el adsorbato son las fuerzas de atracción de van der Waals o fuerzas de dispersión de London, este tipo de adsorción se genera principalmente en condiciones débiles de temperaturas bajas, además es un proceso reversible; cabe recalcar que en la fisisorción se puede presentar la

adsorción de varias capas en una misma superficie (Kekes & Tzia, 2020). Por otro lado, la quimisorción se presenta cuando existen enlaces químicos entre el adsorbente y el adsorbato, dando lugar a fuerzas de interacción mayor que cambian el estado químico del adsorbente generando la disociación o la formación de nuevos grupos funcionales en este; los enlaces químicos pueden ser covalente o iónicos (Kekes & Tzia, 2020).

### 7.1.9. Isotermas de adsorción.

Las isotermas de adsorción describen el equilibrio del proceso de adsorción del adsorbato en el adsorbente a temperatura constante, es decir, de un fluido en una superficie que generalmente es limitada. Existen diversos modelos para llevar a cabo la descripción de las isotermas; dichos modelos difieren entre sí, dado que, las hipótesis planteadas y los parámetros característicos tomados en cuenta son diferentes; por otra parte, los modelos empleados generalmente para el estudio de adsorción del sistema sólido-líquido son basados en principios termodinámicos; sin embargo, algunos son netamente empíricos (Khamis, Karaman, Ayyash, & Qtait, 2011). En la Tabla 2 se exponen las ecuaciones de cada uno de los modelos de isotermas de adsorción empleados comúnmente.

Tabla 2.

*Modelos de isotermas de adsorción.*

| Modelo             | Ecuación                                                       | Ecuación lineal                                                                        |
|--------------------|----------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------|
| Langmuir           | $q_e = \frac{q_{max} * K_L * C_e}{1 + K_L * C_e}$              | $\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{bQ_0} + \frac{C_e}{Q_0}$                                   |
| Freundlich         | $q_e = K_F * C_e^{\frac{1}{n}}$                                | $\log q_e = \log K_f + \frac{1}{n} \log C_e$                                           |
| Temkin             | $q_e = \frac{RT}{b} * \ln(K_T C_e)$                            | $q_e = \frac{RT}{b} * \ln(K_T) + \frac{RT}{b} * \ln(C_e)$                              |
| Brunauer (BET)     | $q_e = \frac{BCQ_0}{(C_s - C_e)((1 + (B - 1)\frac{C_e}{C_s})}$ | $\frac{C_e}{q_e(C_s - C_e)} = \frac{1}{Q_s B} + \frac{B - 1}{Q_s B} * \frac{C_e}{C_s}$ |
| Dubin-Radushkevich | $q_e = q_s \exp(-K_{ad} \varepsilon^2)$                        | $\ln(q_e) = \ln(q_s) - K_{ad} \varepsilon^2$                                           |

*Nota:* Diferentes modelos de isotermas de adsorción que se deben seleccionar teniendo en cuenta los parámetros a evaluar en el estudio. Adaptada de (Sadeek, Negm, & Hefni, 2015; Srividya & Mohanty, 2009; Foo & Hameed, 2010; Khamis, Karaman, Ayyash, & Qtait, 2011).

La isoterma de adsorción de Langmuir fue el primer modelo propuesto y desarrollado principalmente para describir la adsorción del sistema sólido-gaseoso sobre carbón activado; no obstante, se ha implementado para cuantificar y contrastar el rendimiento de remoción de una gran variedad de bioadsorbentes (Foo & Hameed, 2010). En su formulación, este modelo empírico supone que el proceso de adsorción se presenta en monocapa, por ende, la adsorción solo puede darse en un número determinado de sitios que deben ser idénticos y equivalentes, sin interacciones laterales y obstáculos estéricos entre las moléculas adsorbidas, es decir, que el proceso de adsorción debe ser homogéneo, por ello cuando una molécula ocupa un sitio, no puede producirse más adsorción; sumado a esto, el modelo de Langmuir asocia la disminución rápida de las fuerzas de atracción intermoleculares con la distancia presente entre cada una de las moléculas (Foo & Hameed, 2010).

La isoterma de Freundlich es la primera relación que describe la adsorción como proceso reversible y no ideal, además el presente modelo no se encuentra restringido por la formación de monocapa, es decir que se puede emplear a la adsorción multicapa con una distribución no uniforme de calor (Foo & Hameed, 2010). Por otro lado, este modelo supone que el proceso de adsorción se presenta en una superficie no homogénea y que la energía liberada en la adsorción varía de forma exponencial (García N. , 2014). Actualmente, la isoterma de Freundlich se aplica ampliamente en sistemas heterogéneos, especialmente para compuestos orgánicos. Finalmente, es importante resaltar que este modelo es experimental y carece de fundamentos termodinámicos (Foo & Hameed, 2010).

En cuanto a la isoterma de Temkin describe las interacciones entre el adsorbato y el adsorbente e ignora los valores de las concentraciones extremadamente bajas y altas, además supone que el calor de adsorción se reduce de manera lineal y no logarítmica, y que las energías de enlace se distribuyen uniformemente; cabe resaltar que la ecuación de Temkin se emplea para predecir el equilibrio de las fases gaseosa, pero en la actualidad ha sido usada para describir la adsorción en fases líquidas lo cual se considera no apropiado (Foo & Hameed, 2010).

En lo que respecta a la isoterma de Brunauer, esta se basa en el cálculo del número de moléculas del adsorbato que son adsorbidas en monocapa, es decir, la cantidad de moléculas necesarias para cubrir la pared del adsorbente en una sola capa (Srividya & Mohanty, 2009). Finalmente, la isoterma de Dubin- Radushkevich es un modelo experimental que se encarga principalmente de



describir el proceso de adsorción con una distribución de energía gaussiana en una superficie heterogénea presentes en un sistema de vapores subcríticos con sólidos de microporos (Rangabhashiyam, Anu, Nandagopal, & Narayanasamy, 2014).

#### 7.1.10. Cinética de adsorción.

La cinética de adsorción es un estudio de carácter químico que monitorea las condiciones experimentales que se relacionan directamente con la velocidad de reacción que ayuda a alcanzar el equilibrio de adsorción en un tiempo razonable (Sen & Bhattacharyya, 2011). La implementación de los modelos cinéticos proporciona información sobre el mecanismo de adsorción y los diferentes estados de transición que se presentan entre el adsorbato y el adsorbente hasta el final del proceso, además permiten describir las interacciones presentes (Febrianto, y otros, 2009). Entre los modelos para entender la cinética de adsorción y la limitante de la velocidad de reacción se encuentra el modelo de pseudo-primer orden y de pseudo-segundo orden (Tabla 3).

Tabla 3.

*Modelos cinéticos de adsorción.*

| Modelo               | Ecuación                          | Descripción                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |
|----------------------|-----------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Pseudo-primer orden  | $\frac{dqt}{dt} = K_1(qe - qt)$   | Describe la tasa de adsorción en los sistemas de fase líquida.<br>$K_1$ : Constante de velocidad de adsorción de Lagergren ( $\text{min}^{-1}$ )<br>$qe$ : Cantidad de soluto adsorbido en equilibrio ( $\text{mg. g}^{-1}$ )<br>$qt$ : Cantidad de soluto adsorbido en un tiempo $t$ ( $\text{mg. g}^{-1}$ ).<br>Se basa en la capacidad que tiene la fase sólida para llevar a cabo la adsorción. |
| Pseudo-segundo orden | $\frac{dqt}{dt} = K_2(qe - qt)^2$ | $K_2$ : Constante de velocidad de adsorción de pseudo-segundo orden ( $\text{g mg}^{-1} \text{min}^{-1}$ )<br>$qe$ : Cantidad de soluto adsorbido en el equilibrio ( $\text{mg. g}^{-1}$ )<br>$qt$ : Cantidad de soluto adsorbido en un tiempo $t$ ( $\text{mg. g}^{-1}$ )                                                                                                                          |

*Nota:* Información tomada de (Febrianto, y otros, 2009)

## 7.2. Marco conceptual

Los contaminantes emergentes son compuestos químicos o naturales no regulados y considerados perjudiciales debido a su alto potencial de afectación al entorno ecológico y a la salud humana, los cuales pueden ser desarrollados recientemente y su ingreso al medio ambiente también los es, como también aquellos que debido a sus bajas concentraciones habían sido ignorados, pero con el uso de nuevas técnicas analíticas se han logrado determinar (Geissen, Mol, Erwin, Umlauf, & Vander, 2015). Estos contaminantes se dividen en diferentes grupos, como los pesticidas y plaguicidas, los fármacos de uso humano y veterinario, los surfactantes, los productos de higiene personal, las drogas ilegales, entre otros (García, Gortáres, & Drogui, 2011). Para efectos de este estudio se enfocó en los fármacos de uso humano, específicamente en el acetaminofén. En el presente trabajo los productos farmacéuticos se definen como sustancias químicas activas que ejercen un efecto terapéutico en el organismo, este grupo está comprendido por los antibióticos, antiinflamatorios, anticonceptivos, analgésicos, antiepilépticos, antipiréticos, entre otros, los cuales, se han encontrado en aguas residuales, superficiales, subterráneas en concentraciones de  $\text{ng.L}^{-1}$  hasta  $\mu\text{g.L}^{-1}$  (Quironga, Pastor, & Merino, 2015).

El acetaminofén denominado también 4-hidroxioacetanilida, 4-acetaminofenol o acetaminofeno, es un derivado sintético del p-aminofenol perteneciente a los fármacos analgésicos y antipiréticos (Intratec, 2019). Su fórmula y peso molecular es  $\text{C}_8\text{H}_9\text{NO}_2$  y 151,16 g/mol respectivamente, y su estructura química se encuentra compuesta por un fenol, una amida y un acetil (Figura 3) (Agencia española de medicamentos y productos sanitarios, 2018).

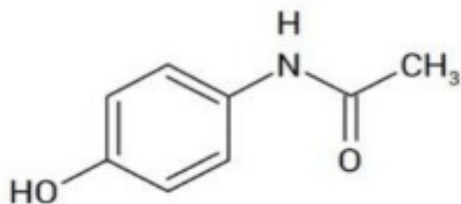


Figura 3. Estructura química del acetaminofén. Tomada de (Intratec, 2019)

Debido a sus propiedades analgésicas y antipiréticas el acetaminofén es utilizado para el alivio de dolores leves o sintomáticos como también para tratamiento de la fiebre y es comercializado como tabletas, tabletas efervescentes y en solución (Intratec, 2019). Este medicamento es inofensivo a dosis bajas, pero tiene un potencial hepatotóxico directo cuando es consumido en

sobredosis, causando daño hepático agudo y muerte por insuficiencia hepática (Intratec, 2019). El acetaminofén alcanza los cuerpos hídricos principalmente a que es excretado mediante la orina en forma glucuroconjugada entre el 60 -80%, sulfoconjugada entre 20- 30% y un porcentaje inferior al 5% en forma inalterada (Farmacia Germana, 2017).

Para tratar estos contaminantes se han desarrollado diferentes técnicas, aunque, en su mayoría suponen un alto costo para realizarlas. La bioadsorción; técnica utilizada para este estudio es un proceso en el que se genera la migración de una molécula presente en una fase fluida hacia una superficie sólida (Gil, Soto, Usma, & Gutiérrez, 2012). En el tratamiento de contaminantes este proceso se da a partir de la unión pasiva del contaminante con materiales naturales conocidos como absorbentes, los cuales tienen la capacidad de enlazar o acumular los contaminantes a partir de la adsorción física o química, es decir, mediante interacciones denominadas fuerzas de Van der Waals o mediante la unión de enlaces químicos, respectivamente. Esta técnica tiene una variedad de ventajas como el bajo costo, la fácil adaptación a las plantas de tratamiento, entre otros (Sala, García, Gonzales, Fascaroli, & Bellú, 2010). Es importante resaltar que su eficiencia puede variar de acuerdo al tipo de bioadsorbente, tiempo de actividad, tamaño de partícula o método de activación de la misma, y para determinar su eficiencia, velocidad de adsorción de acuerdo a las diferentes características nombradas anteriormente y cuantificar la cantidad de sustancia adherida a la superficie dada la concentración en el fluido es importante aplicar los modelos cinéticos y las isothermas de adsorción respectivamente (Febrianto, y otros, 2009).

Los estudios cinéticos de adsorción, son modelos que permiten describir la velocidad y determinar el tiempo con la que se alcanza el equilibrio de adsorción, a partir los modelos pseudo primer y segundo (Febrianto, y otros, 2009). Por otro lado, las isothermas de adsorción describen el comportamiento del adsorbato y absorbente y aportan información sobre la capacidad de adsorción de las biomasas utilizadas, son dos isothermas que permiten obtener esta información, la de Langmuir y Freundlich (Sadeek, Negm, & Hefni, 2015). La isoterma de Langmuir asume que la adsorción se realiza en monocapa, es decir, que se da el equilibrio cuando la monocapa está completa, a lo que se refiere que cuando todos los sitios están ocupados la adsorción se detiene, en el caso de la isoterma de Freundlich, esta asume que la adsorción se da por intercambio iónico y considera que la superficie del adsorbente es enérgicamente heterogénea, es decir, que existen

diversos sitios disponibles para la adsorción y que la capacidad de adsorción está relacionada con la concentración de iones adsorbidos (Rivas, Nuñez, Longoria, & González, 2014)

### 7.3. Marco legal.

Para contextualizar el ámbito legal que se relaciona con el proyecto, se exponen las siguientes normas nacionales en la Tabla 4.

Tabla 4.

*Normatividad relacionada con los contaminantes emergentes.*

| Normatividad                              | Aplicación   | Observación                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  |
|-------------------------------------------|--------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Constitución política de Colombia de 1991 | Artículo 79  | Todas las personas tienen derecho a gozar de un ambiente sano. La ley garantizará la participación de la comunidad en las decisiones que puedan afectarlo. Es deber del Estado proteger la diversidad e integridad del ambiente, conservar las áreas de especial importancia ecológica y fomentar la educación para el logro de estos fines. |
|                                           | Artículo 80  | El estado planificará el estado y aprovechamiento de los recursos naturales, para garantizar su desarrollo sostenible, su conservación, restauración o sustitución                                                                                                                                                                           |
| Decreto 2811 de 1974                      | Artículo 134 | El estado garantizará la calidad del agua para consumo humano y, en general, para las demás actividades en que su uso es necesario                                                                                                                                                                                                           |

*Nota:* Normatividad vigente de Colombia relacionada con la calidad del recurso hídrico, debido a que, en la normatividad actual no se contempla los contaminantes emergentes. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2019).

## 8. Metodología

Esta investigación está fundamentada en un estudio cuantitativo de tipo experimental dado que se realizan cambios en las variables (Tamaño de partícula, activación de biomasa, concentración de acetaminofén, tiempo de retención, tipo y cantidad de biomasa) con el objetivo de conocer el efecto sobre la variable dependiente (Concentración de acetaminofén).

### 8.1. Diagrama metodológico

En la Figura 4 se puede observar el diagrama que resume la metodología aplicada para el desarrollo del proceso.

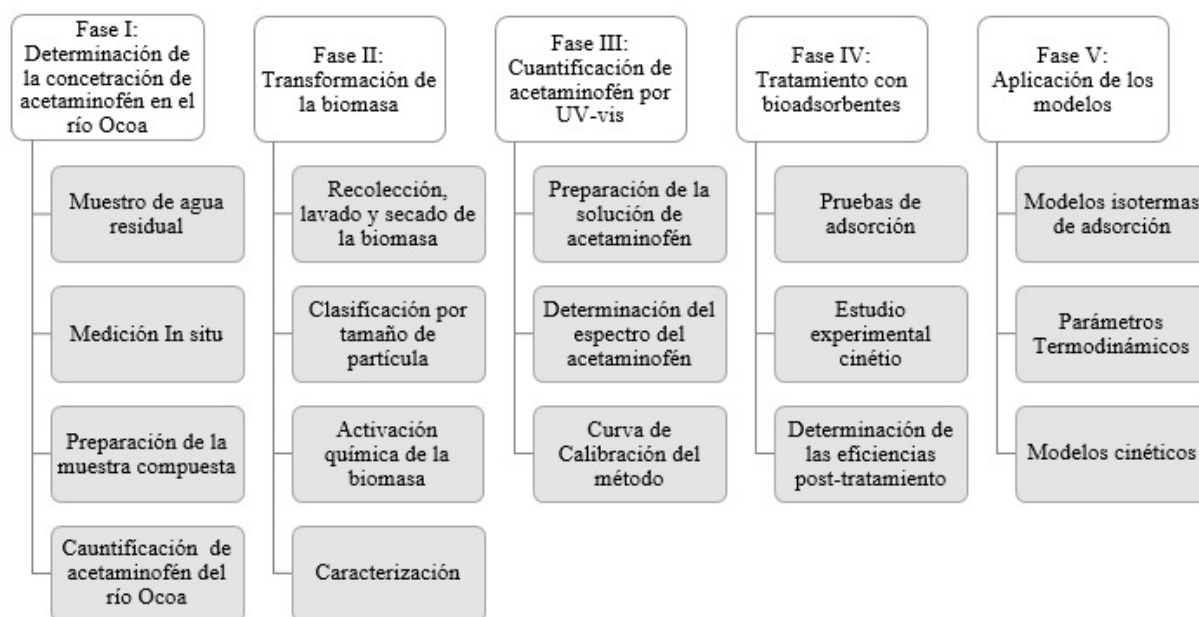


Figura 4. Diagrama metodológico. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)

### 8.2. Fase I. Determinación de la concentración de Acetaminofén del río Ocoa

#### 8.2.1. Muestreo de agua residual.

Las recolecciones de las muestras se realizaron el día 24 de octubre del 2019 en época de niveles de precipitación baja para evitar la dilución del contaminante. La toma de muestra del agua se

realizó de acuerdo a lo estipulado por IDEAM en el *Instructivo para la toma de muestras de aguas residuales*, Anexo 1 “Método volumétrico mediante balde o caneca”. Se tomaron ocho muestras en un intervalo de una hora durante ocho horas iniciando a las 05:00 am hasta la 12:00 pm.

### 8.2.2. Medición In situ.

En el punto de vertimiento, se midieron los parámetros de pH, conductividad y oxígeno disuelto con el medidor multiparamétrico Multiline® multi 3630 IDS SET G, al momento de tomar cada muestra.

### 8.2.3. Preparación de la muestra compuesta.

La muestra compuesta se obtuvo mediante la mezcla de los volúmenes necesarios de cada una de las muestras puntuales, los cuales se calcularon a partir de la Fórmula 1.

$$V_i = \frac{V \times Q_1}{n \times Q_p}$$

Fórmula 1. *Determinación de el Volumen de cada alícuota (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, 2007)*

Donde:

$V_i$ : Volumen de cada alícuota o porción de muestra

$V$ : Volumen total a componer

$Q_1$ : Caudal instantáneo de cada muestra

$Q_p$ : Caudal promedio durante el muestreo

$n$ : número de muestras tomas

### 8.2.4. Cuantificación de Acetaminofén del río Ocoa por espectrofotometría UV-Vis.

Se llevó a cabo el método de adición patrón para conocer la concentración del contaminante en el agua residual del río Ocoa. Se realizaron tres adiciones de  $3 \times 10^{-3}$  ml de la solución de acetaminofén a concentraciones de 20 ppm v/v al agua residual, se midió la absorbancia y se calculó la concentración mediante la aplicación de la ecuación de la recta. Es importante aclarar que fue necesario realizar la adición patrón, debido a que, la matriz de la muestra es muy compleja, es decir, que cuenta con la presencia de más componentes lo cual puede interferir en la cuantificación del analito.

### 8.3. Fase II. Transformación de la biomasa

#### 8.3.1. Recolección, lavado y secado de la biomasa.

Las cáscaras de cacao y plátano fueron suministradas en cantidades mayores a 50 kg por la Asociación de Productores de cacao del Municipio El Dorado y el casino de la Cuarta División de la Séptima Brigada, respectivamente. Recibidas las cáscaras se procedió a retirar los restos de plátano y cacao que se encontraban en las mismas, posteriormente se realizaron cinco lavados con agua destilada para garantizar que queden libre de residuos, para retirar la humedad se realizaron dos secados; el primero al sol durante 6 horas y el segundo en el horno por 24 horas a una temperatura de 80°C (Figura 5).

| Lavado con agua destilada                                                          | Secado al sol (6 h)                                                                | Secado en el horno (24 h a 80°C)                                                     |
|------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------|
|  |  |  |

Figura 5. Proceso de lavado y secado de la biomasa. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)

#### 8.3.2. Clasificación de biomasa por tamaño de partícula.

La biomasa seca se trituró mediante un procesador de alimentos con el objetivo de reducir su tamaño, después se distribuyó su tamaño a través de tamices, los cuales permitieron obtener tres tamaños de partículas, siendo el primero 2 mm (malla 10), el segundo 0,841 mm (malla 20) y el tercero 0,595 mm (malla 30) (Figura 6).



Figura 6. Tamizado de biomasa. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)

### 8.3.3. Activación química de la biomasa.

Según las metodologías propuestas por (Żółtowska, Bartczak, Zembrzuska, & Jesionowski, 2018), (Wysokowski, y otros, 2014) y (Nagda & Ghole, 2009) se realizó la activación de la mitad de la biomasa triturada con peróxido de hidrógeno al 15% v/v en una relación de 80 g de biomasa/L durante tres horas a 250 rpm en un test de jarras con el objetivo de evitar que la lignina y hemicelulosa presente en la biomasa se solubilice en la solución (Jorgensen, 2012); además, aumentar la porosidad de los bioadsorbentes y con ello la capacidad de remoción de los mismos. Posteriormente, la biomasa ya activada y filtrada se secó en horno a 60°C durante 24 horas, para ser almacenada en bolsas herméticas como se muestra en la Figura 7.

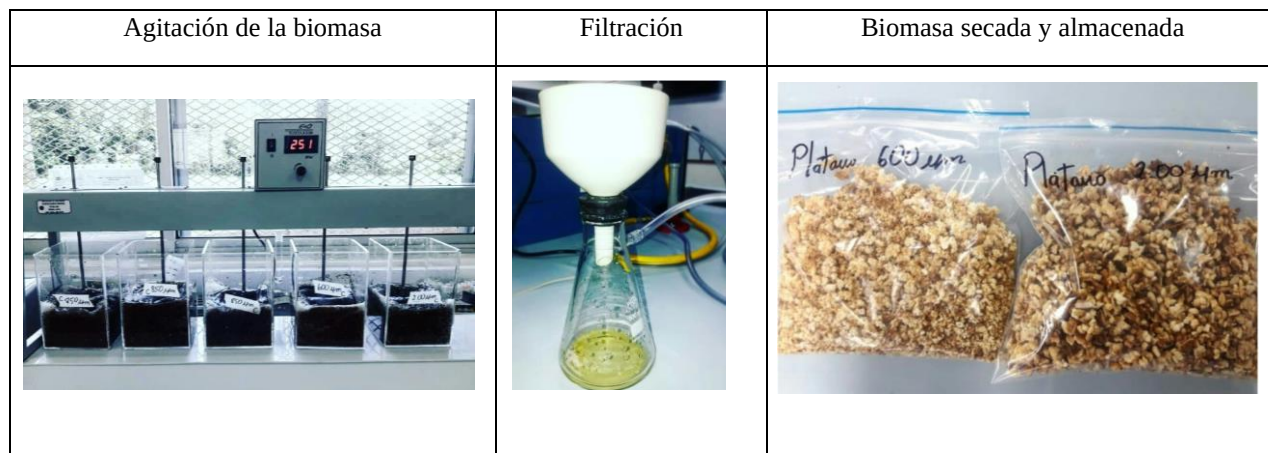


Figura 7. Proceso de activación de la biomasa. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)



### 8.3.4. Caracterización de la biomasa.

La caracterización de la biomasa se realizó a partir de recolección de información secundaria de revistas científicas, repositorios de tesis de diversas universidades, bases de datos de acceso libre y limitadas de la Universidad Santo Tomás. Para la selección de los documentos se tuvo en cuenta el título, introducción, resultados y que el objetivo de estos estuviera orientado a la caracterización fisicoquímica de cáscara de cacao y plátano, además de, la bioadsorción de contaminantes a partir de estas biomásas.

## 8.4. Fase III. Cuantificación de Acetaminofén a partir de espectrofotometría UV VIS

### 8.4.1. Preparación de la solución de Acetaminofén.

La solución de acetaminofén se preparó a partir de dos tabletas de 500 mg pertenecientes al mismo lote, las cuales fueron pesadas de forma individual en la balanza analítica y morterizadas. Posteriormente, se realizó la pesada del polvo, el cual se agregó en una solución de 500 ml compuesta por agua destilada, ácido clorhídrico al 0,1 N y metanol en relación 1:100 y se colocó en baño maría durante 30 minutos para garantizar su disolución, después de dejarse enfriar se realizó la filtración por succión haciendo uso de papel filtro de 10 micras de diámetro para eliminar los excipientes (Figura 8).

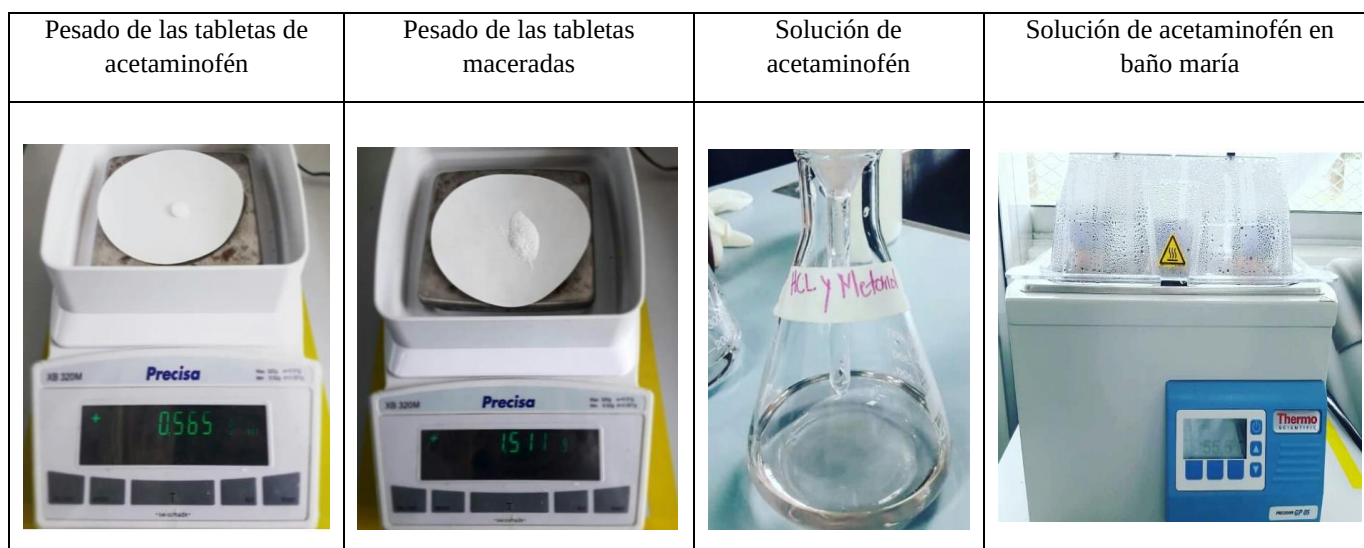


Figura 8. Proceso de preparación de la solución de Acetaminofén. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)

### 8.4.2. Determinación del espectro del Acetaminofén.

La determinación del espectro del acetaminofén se realizó a través de la prueba de barrido mediante espectrofotometría UV/Vis con el espectrofotómetro Spectroquant Prove 600, para esto fue necesario preparar 13 diluciones v/v en balones aforados de 50 ml a concentraciones conocidas de 1, 5, 10, 20, 40, 60, 80, 100, 120, 140, 160, 180 y 200 ppm, las soluciones fueron agregadas en celdas de cuarzo de 4 ml para medir su respectiva absorbancia. Todas las muestras se corrieron contra blancos de agua destilada, CH<sub>3</sub>OH y HCl al 0,1 N.

### 8.4.3. Curva de calibración del método.

Para obtener la curva de calibración se prepararon soluciones con concentraciones de 1, 5, 10, 20, 40, 60, 80, 100, 120, 140, 160, 180 y 200 ppm, a partir de una solución madre de 500 ml con una concentración de 1904 ppm. La curva fue evaluada por medio del coeficiente de correlación y verificación visual de la linealidad.

## 8.5. Fase IV. Tratamiento con bioadsorbentes

### 8.5.1. Pruebas de adsorción.

En esta fase se llevó a cabo la variación en los siguientes parámetros; la concentración, tamaño de partícula, tipo y cantidad de bioadsorbente. Para el primer parámetro se prepararon dos soluciones con concentraciones de 3 y 10 ppm, para el segundo se utilizaron tres tamaños de partícula (2, 0,841 y 0,595 mm). Finalmente, se implementaron dos biomazas como bioadsorbentes (cáscara de cacao y plátano) con cantidades de 20 y 40 gr cada una, como se muestra en la (Figura 9).

| C<br>(ppm) | Tamaño de partícula (mm)         |                                  |                                  |
|------------|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|
|            | 0,595                            | 0,841                            | 2                                |
| 3          | t:3 horas<br>rpm: 250<br>m: 20 g | t:3 horas<br>rpm: 250<br>m: 20 g | t:3 horas<br>rpm: 250<br>m: 20 g |
| 10         | t:3 horas<br>rpm: 250<br>m: 20 g | t:3 horas<br>rpm: 250<br>m: 20 g | t:3 horas<br>rpm: 250<br>m: 20 g |

Figura 9. Diseño de las pruebas de adsorción. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)

Para preparar cada una de las concentraciones a tratar se calculó el volumen necesario de la solución madre (1904 ppm), a partir de la Fórmula 2 para adicionar en 1000 ml de agua destilada, seguidamente se agregó la biomasa y se llevaron las muestras al test de jarras para mezclar a una velocidad de 250 rpm durante tres horas. Para realizar la separación de las fases después del tratamiento fue necesario filtrar a través de un tamiz para retirar la biomasa, luego se dejó en reposo para que las partículas de menor tamaño se precipitaran y de esta manera realizar la filtración mediante el uso de una bomba al vacío y papel filtro. Por otra parte, se realizaron mediciones del oxígeno disuelto, pH y conductividad antes y después del tratamiento.

$$C_1 * V_1 = C_2 * V_2$$

Fórmula 2. Volumen y concentración

### 8.5.2. Estudio experimental cinético.

En el estudio experimental cinético se llevó a cabo la variación en los siguientes parámetros; tiempo, tamaño de partícula, tipo y cantidad de bioadsorbente. Para el primer parámetro se realizaron cinco variaciones cada una con intervalo de 36 minutos, para el segundo utilizaron tres tamaños de partícula (2, 0,841 y 0,595 mm). Finalmente, se implementaron dos biomazas como bioadsorbentes (cáscara de cacao y plátano) con cantidades de 20 y 40 gr cada una como se muestra en la Figura 10.

| t (min) | Tamaño de partícula (mm) |                     |                     |
|---------|--------------------------|---------------------|---------------------|
|         | 0,595                    | 0,841               | 2                   |
| 36      | rpm: 250<br>m: 20 g      | rpm: 250<br>m: 20 g | rpm: 250<br>m: 20 g |
| 72      | rpm: 250<br>m: 20g       | rpm: 250<br>m: 20 g | rpm: 250<br>m: 20 g |
| 108     | rpm: 250<br>m: 20g       | rpm: 250<br>m: 20 g | rpm: 250<br>m: 20 g |
| 144     | rpm: 250<br>m: 20g       | rpm: 250<br>m: 20 g | rpm: 250<br>m: 20 g |
| 180     | rpm: 250<br>m: 20g       | rpm: 250<br>m: 20 g | rpm: 250<br>m: 20 g |

Figura 10. Diseño del estudio experimental cinético. Por Céspedes, E., & Cortés, M., (2020)

Se prepararon soluciones de acetaminofén a una concentración de 10 ppm, luego se agregaron los bioadsorbentes para realizar el mezclado durante periodos de 36, 72, 108, 144 y 180 minutos a una temperatura constante de 24°C. Las muestras resultantes fueron filtradas a través de un tamiz para retirar la biomasa, luego se dejaron en reposo para que las partículas de menor tamaño se precipitaran y de esta manera realizar la filtración mediante el uso de una bomba al vacío y papel filtro. Finalmente, se realizaron mediciones del oxígeno disuelto, pH y conductividad antes y después del tratamiento.

### 8.5.3. Determinación de las eficiencias post-tratamientos.

Para calcular la eficiencia de remoción fue necesario determinar las concentraciones de cada una de las muestras a partir del método de adición patrón y el uso del espectrofotómetro UV-vis. Se aplicaron tres adiciones patrones de  $3 \times 10^{-3}$  ml con concentraciones de 200 ppm para medir la absorbancia y la concentración final, posteriormente, se obtuvo la eficiencia de remoción de acetaminofén de cada uno de los bioadsorbentes mediante la aplicación de la Fórmula 3:

$$n = \frac{C_i - C_f}{C_i} * 100$$

Fórmula 3. *Determinación de Eficiencia*

Donde,

$n$ : Eficiencia de remoción (%)

$C_i$ : Concentración inicial (mg/L)

$C_f$ : Concentración final (mg/L)

## 8.6. Fases V. Aplicación de los modelos

### 8.6.1. Modelos isotermas de adsorción.

Se realizó con el objetivo de determinar cómo las moléculas adsorbidas se distribuyen entre la fase líquida y la sólida cuando el proceso de adsorción alcanza un estado de equilibrio (Rivas, Nuñez, Longoria, & González, 2014). En este proyecto se implementaron los 2 modelos más utilizados según la literatura para determinar el equilibrio de la adsorción de acetaminofén de cada uno de los bioadsorbentes a temperatura constante. Para el modelo de Langmuir se aplicó la Fórmula 4

$$q_e = \frac{q_{max} * K_L * C_e}{1 + K_L * C_e}$$

Fórmula 4. *Modelo Langmuir*

Donde,

$C_e$ : Concentración de equilibrio del adsorbato (mg/L)

$q_e$ : Cantidad de adsorbato contenido en el adsorbente en el equilibrio (mg/g)

$q_{max}$ : Capacidad máxima de cobertura de la monocapa (mg/g) y

$K_L$ : Constante para la isoterma de Langmuir (L/mg)

El modelo de Freundlich se define por la siguiente fórmula:

$$q_e = K_F * C_e^{\frac{1}{n}}$$

Fórmula 5. *Modelo de Freundlich*

Donde,

$C_e$ : Concentración de equilibrio (mg/L)

$q_e$ : Cantidad de adsorbato contenido en el adsorbente en el equilibrio (mg/g)

$K_F$ : Constante para la isoterma de Freundlich (L/mg)

### 8.6.2. Parámetros termodinámicos.

Teniendo en cuenta la aplicación de los modelos de isothermas de adsorción se procedió a calcular la energía libre de Gibbs, mediante la Fórmula 6 que, se expresa en función del cambio de la entalpía y entropía, con el objetivo de determinar si el proceso a llevar a cabo, es espontáneo o no y si es un proceso químico o físico (Figueroa, Moreno, & Hormaza, 2014).

$$\Delta G^\circ = \Delta H^\circ - T\Delta S^\circ$$

Fórmula 6. *Energía libre de Gibbs*

Donde,

$\Delta G^\circ$ : Energía libre de Gibbs

$\Delta H^\circ$ : Variación de entalpía

$\Delta S^\circ$ : Variación de entropía

### 8.6.3. Modelos cinéticos.

Con el objetivo de entender la cinética de adsorción y la limitante de la velocidad que se encuentra condicionada por las propiedades del adsorbente y adsorbato se implementaron los modelos más utilizados en los estudios cinéticos los cuales son: el Modelo de Pseudo-primer orden y el Modelo de Pseudo-segundo orden (Pérez, González, & Delgado, 2011).

Para el modelo de Pseudo-primer orden se aplicó la siguiente fórmula.

$$\frac{dq}{dt} = K_1(q_e - q_t)$$

Fórmula 7. *Pseudo-primer orden*

Donde,

$K_1$ : constante de velocidad de adsorción de Lagergren ( $\text{min}^{-1}$ )

$q_e$ : cantidad de soluto adsorbido en equilibrio (mg /g)

$q_t$ : cantidad de soluto adsorbido en un tiempo t (mg/g)

Para el modelo de Pseudo-segundo orden se aplicó la siguiente fórmula.

$$\frac{dq}{dt} = K_2(q_e - q_t)^2$$

Fórmula 8. *Pseudo-segundo orden*

Donde,

$K_2$ : constante de velocidad de adsorción de pseudo-segundo orden ( $\text{g. mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ )

$q_e$ : cantidad de soluto adsorbido en el equilibrio (mg/g)

$q_t$ : cantidad de soluto adsorbido en un tiempo t (mg/g)

## 9. Resultados y análisis

### 9.3. Determinación de la concentración del río Ocoa

#### 9.3.1. Medición In situ.

Los parámetros de conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, temperatura y pH se midieron In situ al momento de tomar cada muestra. Los valores obtenidos de cada uno de los parámetros mencionados anteriormente se encuentran consignados en la Tabla 5.

En los resultados de la Tabla 5 se puede apreciar que el punto de vertimiento cuenta con valores de conductividad eléctrica comprendidos entre 53,5- 63,2  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , resultados que se encuentran entre las condiciones normales de la mayoría de las aguas dulces naturales según (Beita, 2008). El oxígeno disuelto se encuentra entre valores de 7,30-8,12 mg/L, los cuales se encuentra en términos de calidad de agua aceptable, puesto que, los valores normales en Colombia varían entre 7,0- 8,0 mg/L (Roldán, 2003). En cuanto al pH, este parámetro cuenta con valores ácidos próximos a la neutralidad los cuales se encuentra entre 6,14-7,75, estas condiciones ácidas se deben a la presencia de materia orgánica (Beita, 2008).

Tabla 5.

*Resultados de los parámetros in situ del vertimiento.*

| N° de muestra | Hora     | Parámetros                     |           |                          |      |
|---------------|----------|--------------------------------|-----------|--------------------------|------|
|               |          | CE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) | OD (mg/L) | T ( $^{\circ}\text{C}$ ) | pH   |
| 1             | 05:00 am | 53,7                           | 7,99      | 24,6                     | 6,53 |
| 2             | 06:00 am | 53,5                           | 8,12      | 24,4                     | 6,64 |
| 3             | 07:00 am | 58,2                           | 7,78      | 27,2                     | 6,14 |
| 4             | 08:00 am | 58,9                           | 7,77      | 27,2                     | 6,27 |
| 5             | 09:00 am | 59,3                           | 7,52      | 27,8                     | 6,90 |
| 6             | 10:00 am | 62,4                           | 7,49      | 29,6                     | 6,21 |
| 7             | 11:00 am | 61,9                           | 7,51      | 29,3                     | 6,89 |
| 8             | 12:00 am | 63,2                           | 7,30      | 30,5                     | 7,75 |

Nota: CE hace referencia a conductividad eléctrica y OD es oxígeno disuelto. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)

### 9.3.2. Determinación de la concentración de Acetaminofén en el río Ocoa.

A partir de las 3 adiciones patrón realizadas, se obtuvo la Figura 11 en la cual se puede observar graficada la absorbancia de cada una de estas adiciones y la fórmula de la ecuación de la recta con la que se procedió a calcular la concentración presente en el río Ocoa. Para ello se realizó una extrapolación en el eje x sabiendo que  $y=0$ . La intersección negativa que se observa en el eje x de la Figura 12 pertenece a la cantidad de acetaminofén presente en la muestra del río, la cual, es -2,63 ppm; cabe aclarar que esta concentración es tomada con valor absoluto.

La cuantificación del acetaminofén presente en el río Ocoa se intentó realizar a partir del método de curva de calibración; sin embargo, la presencia de diferentes compuestos en la matriz generó resultados pocos confiables, dado que, las absorbancias que se obtuvieron eran negativas y presentaban variabilidad en cada una de las repeticiones realizadas.

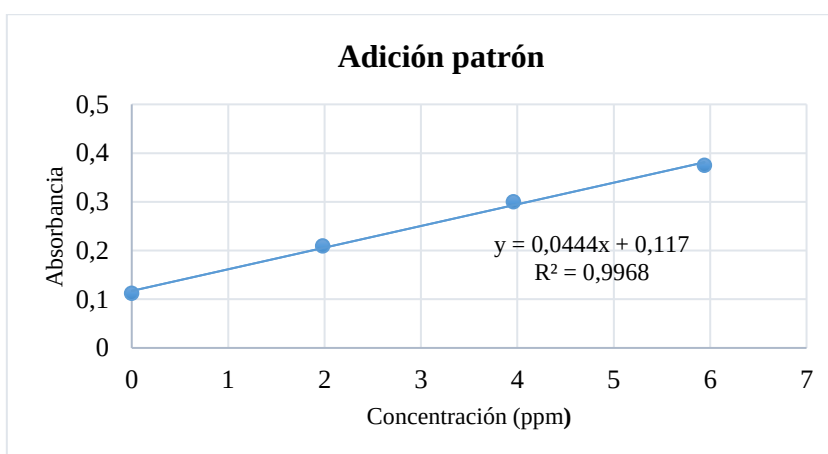


Figura 11. Adición patrón de acetaminofén a la muestra de agua del río Ocoa. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)

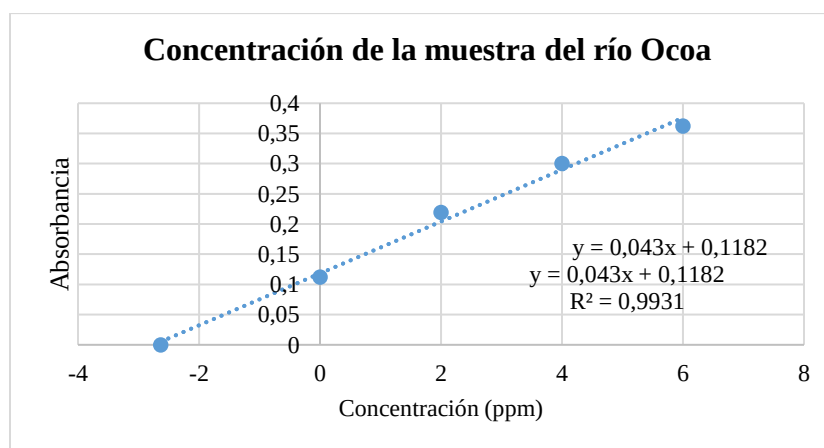


Figura 12. Concentración en la muestra del río Ocoa. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)



En la Figura 13 se expone una comparación entre la concentración de acetaminofén determinada en el río Ocoa de Villavicencio respecto a algunos lugares del mundo. Se puede observar que las concentraciones de acetaminofén en California y Seúl son de mayor relevancia frente a la ciudad de Villavicencio con valores de 1890 y 34,8 ppm respectivamente (Majeti, Meththika, & Atya, 2019), lo cual se debe principalmente a la cantidad de habitantes (39,56 y 10,26 millones) (Datosmacro, 2010) (Archivos de Políticas de Seúl, 2020) y la falta de legislación que regule la concentración de los fármacos en los cuerpos de agua, además de los vertimientos generados por grandes industrias farmacéuticas, hospitales, hogares, actividades ganaderas. Por otro lado, las concentraciones de Bogotá y Lisboa en comparación con las presentes en Villavicencio son menores, dado que, los valores de dichas concentraciones fueron determinadas en los efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales.

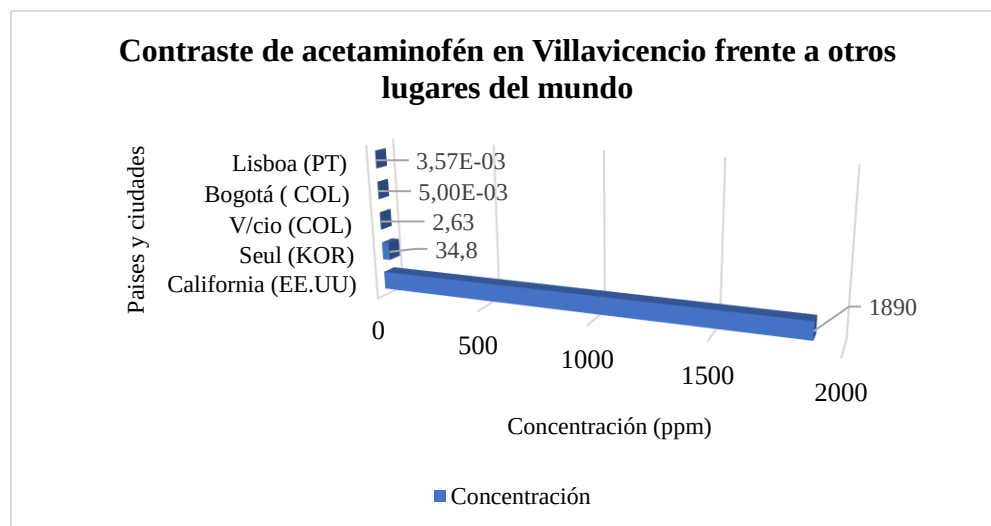


Figura 13. Contraste de acetaminofén en Villavicencio frente a otros lugares del mundo. Información adaptada de (Majeti, Meththika, & Atya, 2019)

## 9.4. Transformación de la biomasa

### 9.4.1. Caracterización de la biomasa.

La gran cantidad de materiales lignocelulósicos están conformados principalmente por hemicelulosa, celulosa, pectina y lignina; dichos compuestos son considerados como polímeros de cadenas largas ramificadas o lineales y en su mayoría se encuentran presentes en las paredes celulares de las plantas y residuos vegetales (Villabona & Gárces, 2014).

### 8.4.1.1 Cáscaras de plátano y cacao

El plátano y el cacao contienen aproximadamente 60% de pulpa y 40% de cáscara, la cual está compuesta principalmente por celulosa, hemicelulosa y lignina, con porcentajes de 25%,15% y 60% para la cáscara de plátano y 17,39%, 6,38% y 32,4% para cáscara de cacao. Por otro lado, la composición de las cáscaras es variable, lo cual depende entre otros factores, al origen y su forma de procesamiento. Algunos autores han informado sobre los resultados obtenidos de las caracterizaciones de dichas biomásas (Tabla 6 y Tabla 7).

Tabla 6.

*Características fisicoquímicas de la cáscara de plátano.*

| Biomasa            | Características | Autores                       |                                    |                   |
|--------------------|-----------------|-------------------------------|------------------------------------|-------------------|
|                    |                 | (Carvajal & Murgueitio, 2017) | (Dormond, Rojas, & Boschini, 2011) | (Pumacahua, 2018) |
| Cáscara de plátano | Humedad (%)     | 88,30                         | 91,62                              | 89,10             |
|                    | Cenizas (%)     | 5,89                          | 6,30                               | 5,37              |
|                    | pH              | 5,37                          | 5,50                               | 5,29              |

*Nota:* Valores de características fisicoquímicas de la cáscara de plátano. Información tomada de (Carvajal & Murgueitio, 2017; Dormond, Rojas, & Boschini, 2011; Pumacahua, 2018)

Tabla 7.

*Características fisicoquímicas de la cáscara de cacao.*

| Biomasa          | Características | Autores                    |                                            |                                  |
|------------------|-----------------|----------------------------|--------------------------------------------|----------------------------------|
|                  |                 | (Villamizar & López, 2016) | (Sangronis, Soto, Valero, & Buscema, 2014) | (Cardona, Sorza, & Posada, 2002) |
| Cáscara de cacao | Humedad (%)     | 6,7                        | 5,08                                       | 6                                |
|                  | Cenizas (%)     | 11,39                      | 8,09                                       | 7,9                              |
|                  | pH              | 6,1                        | 5,68                                       | 5,29                             |

*Nota:* Valores de características fisicoquímicas de la cáscara de cacao. Información tomada de (Cardona, Sorza, & Posada, 2002; Sangronis, Soto, Valero, & Buscema, 2014; Villamizar & López, 2016)

Con los resultados obtenidos de la revisión bibliográfica se logró determinar que la cáscara de plátano tiene un mayor porcentaje de lignina; de acuerdo a lo expuesto por (Villabona & Gárces, 2014) este compuesto le confiere una mejor capacidad de adsorción, lo cual se corrobora con los resultados obtenidos en este estudio. La capacidad de adsorción de la lignina se debe principalmente a los fenoles presente en su estructura como también a la participación de otros

grupos funcionales (carboxílico y fenilpropano) (Chávez & Domine, 2013), estos se asocian a partir de interacciones intermoleculares con los grupos fenólicos, amida y el anillo aromático del acetaminofén (Bernal, Giraldo, & Moreno, 2018).

En cuanto a las cenizas se puede observar que la cáscara de cacao presenta mayor porcentaje respecto a la cáscara de plátano, lo cual puede ser una de las razones que afecta el proceso de adsorción realizado por la cáscara de cacao, debido a que, las cenizas cuentan con componentes inorgánicos dentro de su estructura que interaccionan con los electrones de los anillos aromáticos, afectando la condición no polar de la biomasa (Benaddi, Bandosz, & Jagiello, 2000). Por otra parte, es importante resaltar que el acetaminofén presenta un grupo hidroxilo en su estructura química que le confiere características de ácido débil, y un grupo amida que también le imprime características básicas, y al entrar en contacto con una solución de pH ácido se genera la protonación del átomo de hidrógeno en el acetaminofén, lo cual, asegura la buena capacidad de adsorción en medios ácidos; este comportamiento se presentó en la cáscara de plátano, dado que, esta cuenta con mayor acidez (Żóltowska, Bartczak, Zembruska, & Jesionowski, 2018).

## **9.5. Cuantificación de acetaminofén a partir de espectrofotometría UV-vis**

### **9.5.1. Determinación del espectro de acetaminofén.**

A través del barrido espectral se evidenció que el máximo de absorbancia y la mayor sensibilidad de la misma respecto a las concentraciones se presentó en la longitud de onda  $\lambda = 245$  nm, por lo que se optó trabajar con esta, dicho resultado se asemeja al obtenido en los estudios de (Pérez & Rojas, 2016) y (Freire, 2018). El comportamiento de las ondas utilizadas para la prueba de sensibilidad se puede observar en la Figura 14. Cabe recalcar que se esperaba que la longitud de onda obtenida fuera menor a los 400 nm, puesto que, las muestras no tienen ninguna coloración que se pueda percibir a través del ojo humano.

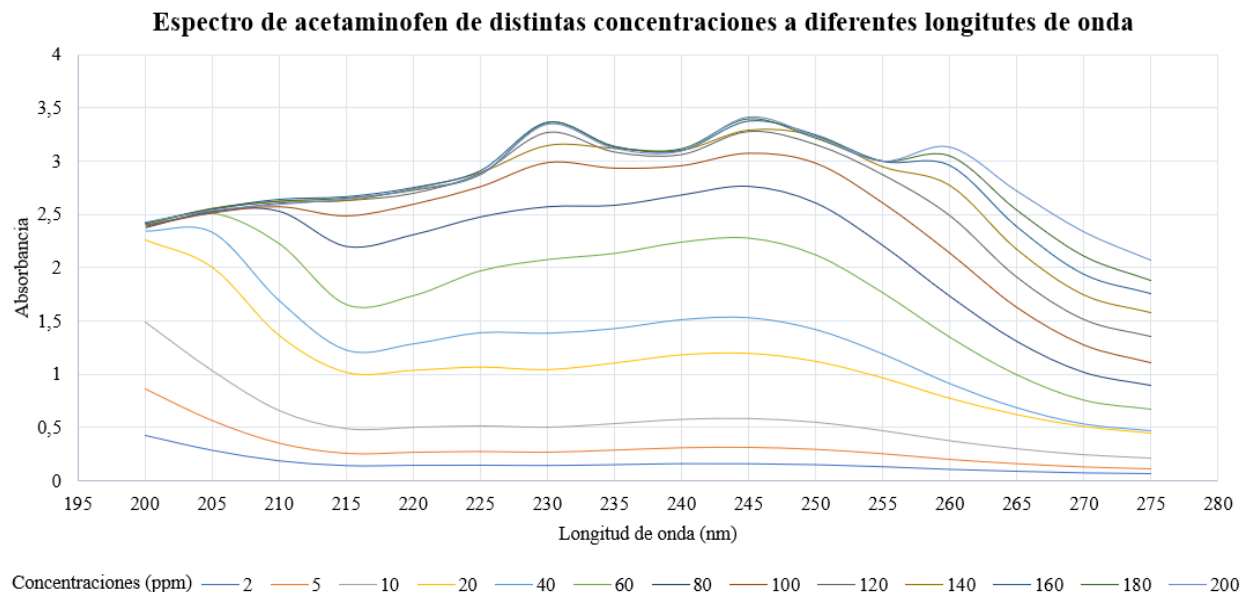


Figura 14. Espectro de acetaminofén a diferentes longitudes de onda. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)

### 9.5.2. Curva de Calibración del método.

Para determinar la linealidad del método se realizó la curva de calibración con los resultados obtenidos con la longitud de onda  $\lambda = 245$  nm (Figura 15). Claramente se evidencia una linealidad en el rango de concentraciones entre 1 y 80 ppm con un  $R^2$  de 0,9923 lo que indica que las medidas son fiables.

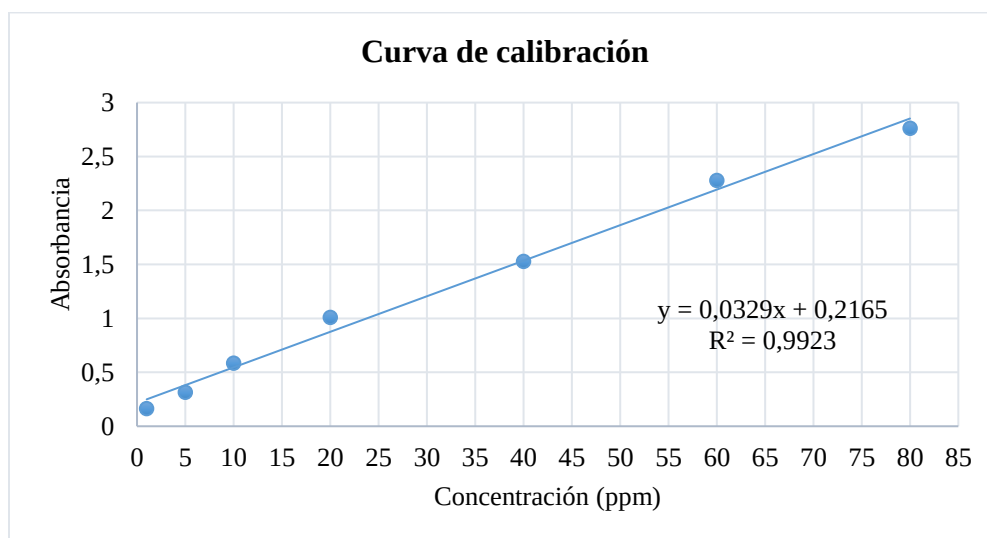


Figura 15. Curva de calibración para la validación del método. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)

## 9.6. Tratamientos con bioadsorbentes

### 9.6.1. Influencia de la dosificación de biomasa y el tamaño de partícula.

En esta fase se determinó la influencia de la cantidad de biomasa en la remoción del acetaminofén. Se realizaron pruebas de adsorción variando concentración, tamaño, tipo y cantidad de bioadsorbente. Los resultados de las eficiencias obtenidas luego del tratamiento se encuentran consignadas en las Tabla 8 y Tabla 9 para concentraciones iniciales de 3 y 10 ppm respectivamente.

En los resultados de las Tabla 8 y Tabla 9 se puede observar que a mayores cantidades de biomasa se logra alcanzar una mayor eficiencia de remoción del acetaminofén después del tratamiento, ya que el aumento de la masa del adsorbente genera a su vez un aumento en la superficie de contacto entre el adsorbente y adsorbato y, por ende, aumenta el número de grupos funcionales capaces de unir las partículas de acetaminofén, lo cual concuerda con el estudio realizado por (Solak & Vakondios, 2014) donde se demostró que un aumento en la masa del adsorbente provoca un aumento en la eficiencia de eliminación de productos farmacéuticos.

Por otro lado, es importante resaltar que el tamaño de partícula en el que se presentan mejores remociones depende del tipo de biomasa empleada, para la cáscara de plátano se obtuvieron mejores eficiencias con el tamaño de partícula más pequeño (0,595 mm), lo cual se debe a que a menor tamaño de partícula se incrementa la superficie específica y los centros activos por unidad de área, de tal forma que a mayor área de la superficie interna aumenta la cantidad de poros del adsorbente por unidad de masa generando un aumento en la cantidad de acetaminofén adsorbido (Herrera, Tejada, & Núñez, 2016); con la cáscara de cacao se obtuvo mejor remoción con un tamaño de partícula de 0,841 mm, estos resultados se evidencian en los dos tratamientos; sin embargo, la mayor remoción se presentó con la cáscara de plátano a una concentración de acetaminofén de 10 ppm, esto se podría relacionar por las interacciones favorables entre los grupos funcionales del acetaminofén y la cáscara de plátano.

Por último, las biomasas activadas tuvieron un mejor proceso de adsorción, según (Atehortua & Gartner, 2013) este comportamiento se debe a la incorporación de nuevos grupos funcionales y a la estructura macroporosa y mesoporosa, con baja área superficial y alto contenido de humedad de las biomasas que al deshidratarse expone una gran cantidad de celdas a los grupos funcionales característicos, los cuales incrementan el área superficial, la porosidad del

bioadsorbente y la cantidad de sitios activos disponibles que facilita la captura del contaminante dispuesto en el fluido (Jiménez, 2011).

Tabla 8.

*Eficiencias post-tratamiento de las muestras con 3ppm de acetaminofén.*

| Biomasa    | Cantidad (g) | Tiempo (h) | TPA (mm) |       |       | % Remoción TPSA (mm) |       |       |
|------------|--------------|------------|----------|-------|-------|----------------------|-------|-------|
|            |              |            | 0,595    | 0,841 | 2     | 0,595                | 0,841 | 2     |
| Cáscara    | 20           | 3          | 47,13    | 60,70 | 58,76 | 33,16                | 44,90 | 38,46 |
| de Cacao   | 40           | 3          | 53,76    | 64,90 | 60,33 | 40,66                | 46,43 | 43,53 |
| Cáscara    | 20           | 3          | 83,70    | 76,80 | 65,10 | 75,36                | 65,06 | 63,26 |
| de Plátano | 40           | 3          | 93,06    | 90,13 | 89,83 | 83,63                | 76,63 | 70,10 |

*Nota:* Eficiencias post- tratamiento calculadas para muestras de 3 ppm de acetaminofén. TPA es tamaño de partícula activado y TPSA se refiere a tamaño de partícula sin activar. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)

Tabla 9.

*Eficiencias post-tratamiento de las muestras con 10ppm de acetaminofén.*

| Biomasa    | Cantidad (g) | Tiempo (h) | TPA (mm) |       |       | % Remoción TPSA (mm) |       |       |
|------------|--------------|------------|----------|-------|-------|----------------------|-------|-------|
|            |              |            | 0,595    | 0,841 | 2     | 0,595                | 0,841 | 2     |
| Cáscara    | 20           | 3          | 85,02    | 87,38 | 86,95 | 80,80                | 82,99 | 84,41 |
| de Cacao   | 40           | 3          | 89,97    | 92,48 | 90,45 | 84,11                | 86,93 | 86,05 |
| Cáscara    | 20           | 3          | 96,37    | 94,92 | 92,34 | 90,89                | 92,55 | 89,92 |
| de Plátano | 40           | 3          | 98,99    | 98,64 | 97,55 | 93,44                | 92,38 | 91,61 |

*Nota:* Eficiencias post- tratamiento calculadas para muestras de 10 ppm de acetaminofén. TPA es tamaño de partícula activado y TPSA se refiere a tamaño de partícula sin activar. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)

### 9.6.2. Influencia del tiempo de contacto entre el adsorbato y el adsorbente.

En esta fase se determinó la influencia del tiempo en la remoción del acetaminofén. Se realizaron pruebas con variaciones en el tiempo de contacto, tamaño de partícula, tipo y cantidad de bioadsorbente. Los resultados de las eficiencias obtenidas luego del tratamiento se encuentran representados en las Figura 16 y Figura 17 para una concentración de 10 ppm, cantidad de biomasa de 20 y 40 g y tamaño de partícula de 0,841 mm para la biomasa de cacao y 0,595 mm para la biomasa de plátano.

Con los resultados que se muestran en la Figura 16 se deduce que a medida que avanza el tiempo de contacto la eficiencia de remoción es mayor. En la cáscara de plátano con cantidad de 20 y 40 g activado y sin activar se observa una adsorción rápida entre el minuto 0-36, esto se debe a que existe una mayor disponibilidad de los sitios activos respecto al volumen de la solución, lo cual provoca que las moléculas del fármaco compitan por dichos sitios activos en la superficie del adsorbente; sin embargo, el tratamiento realizado con una cantidad de biomasa de 40 g activada

presenta una mayor eficiencia (91,29%), dado que, se realiza un aumento de la masa del adsorbente (Freire, 2018). Por otro lado, se afirma que con una cantidad de adsorbente (40 g) y un tiempo de 108 minutos es suficiente para alcanzar el mayor rendimiento de adsorción, puesto que, desde el minuto 108 hasta finalizar el tratamiento el aumento en las eficiencias es poco relevante, lo que puede resultar de la saturación de los sitios activos de las biomásas y de la reducción de las fuerzas impulsoras de la adsorción, contrario a lo que sucede en el minuto 36 (Żółtowska, Bartczak, Zembrzuska, & Jesionowski, 2018).

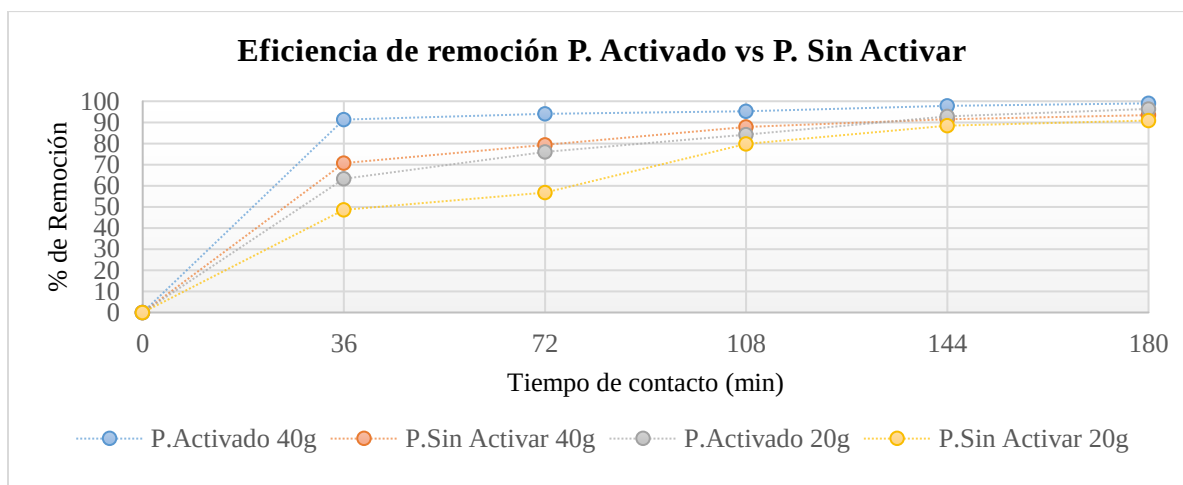


Figura 16. Comparación de las eficiencias de remoción de acetaminofén (10ppm) con 20 y 40 g de cáscara de plátano activado y sin activar. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)

La influencia de los tiempos de contactos para la remoción de acetaminofén empleando cáscara de cacao tuvo un comportamiento similar a los tratamientos realizados con la cáscara de plátano, dado que, la cáscara de cacao con 40 g activado presentó mayor eficiencia de remoción en el minuto 0-36 (70,98%) y entre el minuto 108 hasta finalizar el tratamiento el aumento es poco relevante en todos los tratamiento; sin embargo, se observa que, para cada uno de los tratamientos se presenta un incremento significativo entre el minuto 72-108 (Figura 17).

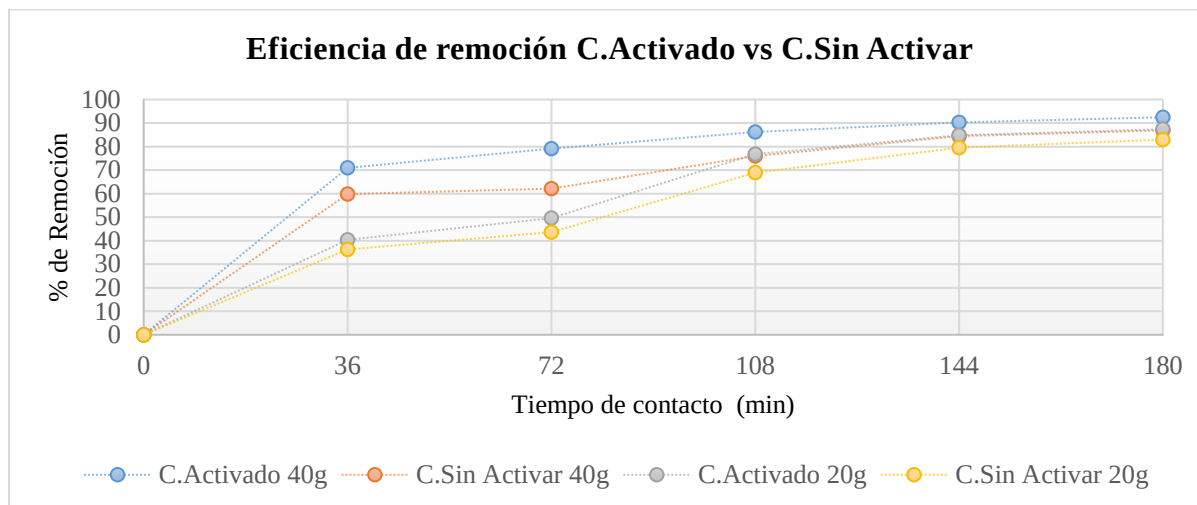


Figura 17. Comparación de las eficiencias de remoción de acetaminofén (10ppm) con 20 y 40 g de cáscara de cacao activado y sin activar Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)

En la Figura 18 están representados los resultados de los tratamientos realizados con 40 gramos de biomasa activada de cáscara de cacao y plátano, puesto que, estos fueron los que presentaron mayor capacidad de adsorción. Se puede evidenciar que la cáscara de plátano tiene una mejor eficiencia para el tratamiento de agua contaminada de acetaminofén con un porcentaje de remoción del 91,29 % a los 36 minutos y 98,99 % al finalizar el tratamiento, mientras que, el tratamiento realizado con cáscara de cacao obtuvo un porcentaje de remoción inicial de 70,98 % y a los 180 minutos de 92,48 %. No obstante, las dos biomásas presentan un proceso rápido de remoción al iniciar el tratamiento lo cual se debe a la disponibilidad de los sitios activos presentes de los bioadsorbentes.

Los resultados obtenidos presentan similitud con los expuestos en otros estudios. (Freire, 2018) empleó cáscara de cacao y bagazo de caña de azúcar para llevar a cabo la remoción de acetaminofén y obtuvo un proceso de adsorción rápida en los primeros 40 minutos del tratamiento con remociones de 80 % y 58,50 % respectivamente. (Roshanfekar Rad, Haririan, & Divsar, 2015) alcanzó el 70% de remoción de acetaminofén dentro de los primeros 30 minutos y más del 90 % con tiempo de contacto de una hora usando nano-zeolitas Na<sub>x</sub>. (Żółtowska, Bartczak, Zembrzuska, & Jesionowski, 2018), indica que el equilibrio de adsorción de acetaminofén se alcanza en los 120 minutos usando quitina y lignina como absorbente.



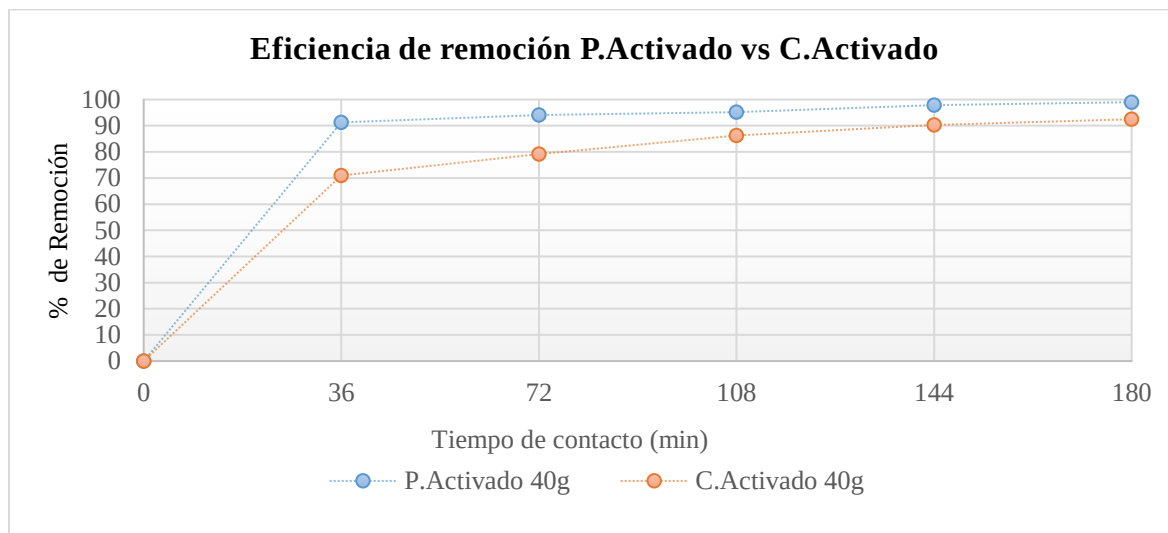


Figura 18. Comparación de las eficiencias de remoción de acetaminofén (10ppm) con 40 g de cáscara de plátano activado y cacao activado. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)

### 9.6.3. Medición de parámetros pre y post tratamiento.

En la Tabla 10 se encuentran expuestos las mediciones de los parámetros de pH, conductividad, temperatura y oxígeno disuelto de los tratamientos realizados con 40 g de cáscara de plátano con tamaño de partícula de 0,595 mm y 40 g de cáscara de cacao con tamaño de partícula de 0,841 mm en soluciones de acetaminofén con concentración de 10 ppm.

Tabla 10.

Resultados de parámetros pre y post tratamiento

| Tipo de Biomasa                  | Pre-Tratamiento |      |                      |           | Post-Tratamiento |      |                      |           |
|----------------------------------|-----------------|------|----------------------|-----------|------------------|------|----------------------|-----------|
|                                  | O. D<br>(mg/L)  | pH   | C.E<br>( $\mu$ s/cm) | T<br>(°C) | O. D<br>(mg/L)   | pH   | C.E<br>( $\mu$ s/cm) | T<br>(°C) |
| Cáscara de Cacao<br>(0,841mm)    | 7,94            | 3,43 | 181,8                | 24,5      | 5,62             | 3,53 | 1906                 | 25,3      |
| Cáscara de Plátano<br>(0,595 mm) | 7,77            | 3,59 | 198,5                | 24,5      | 4,90             | 4,02 | 4600                 | 25,8      |

Nota: CE hace referencia a conductividad eléctrica y OD es oxígeno disuelto. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)

En la Tabla 10 se puede observar que los parámetros de pH y temperatura no presentan cambios significativos; en el caso del pH este se mantiene en un estado de acidez, producto del HCl agregado en el procedimiento, para lograr la disolución del acetaminofén. El HCl es considerado un ácido fuerte con pH inferior a uno (Universidad Nacional Autónoma de México, 2016). Por otro lado, la conductividad eléctrica está relacionada con la presencia de sales y minerales. De

acuerdo al estudio elaborado por (Sangronis, Soto, Valero, & Buscema, 2014), se determinó que las cáscaras de cacao y plátano contienen iones de calcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ), sodio ( $\text{Na}^+$ ), potasio ( $\text{K}^+$ ), magnesio ( $\text{Mg}^{2+}$ ), hierro ( $\text{Fe}^{2+}$ ) y cobre ( $\text{Cu}^{2+}$ ), que según (California State Water Resources Control Board, 2017), al estar disueltos en la solución aumenta la salinidad y por ende mejora la capacidad de conducir corrientes eléctrica. Lo dicho anteriormente se pudo evidenciar con los resultados obtenidos en el tratamiento, dado que, la conductividad eléctrica presentó un aumento 948,40% para la cáscara de cacao y 2217,38% para la cáscara de plátano. En cuanto a la reducción del oxígeno disuelto esta se encuentra relacionada con el aumento de la conductividad eléctrica, puesto que, un aumento de sales y minerales en la solución provoca que el oxígeno disuelto disminuya (California State Water Resources Control Board, 2019). Finalmente, para lograr estabilizar los parámetros mencionados anteriormente se recomienda que posterior a este tratamiento se realice un proceso de oxigenación que permita el aumento del oxígeno disuelto y por ende, la reducción de la conductividad eléctrica.

## **9.7. Aplicación de los modelos**

### **9.7.1. Modelos de isothermas de adsorción.**

Una de las fases fundamentales de la metodología fue el desarrollo de las isothermas de adsorción para determinar el mecanismo de adsorción del proceso y la capacidad de adsorción de las cáscaras de cacao y plátano para el acetaminofén. Para el cumplimiento de este objetivo se aplicaron los dos modelos empleados comúnmente, Langmuir y Freundlich.

#### **9.7.1.1 Isothermas de Freundlich**

La Tabla 11 expone los valores de los parámetros obtenidos de la linealización del modelo de Freundlich que se representan en la Figura 19 y Figura 20; a partir de estos resultados fue posible determinar que el mecanismo de adsorción para el acetaminofén varía respecto al tipo de biomasa, lo cual se puede evidenciar con el parámetro  $n$ , dado que, si  $n$  es inferior a uno, el proceso de adsorción es químico, de lo contrario un valor superior a uno, indica que el proceso de adsorción es físico (Castellar, y otros, 2019). De acuerdo a lo mencionado anteriormente, el mecanismo de adsorción que se presentó utilizando como adsorbente la cáscara de plátano activada fue la adsorción física, puesto que, el valor obtenido de  $n$  es 1,65. Por otro lado, la constante  $K_F$  denota

la capacidad de adsorción del bioadsorbente, por ende, a mayor valor de  $K_F$  mejor será la capacidad de adsorción. El valor de  $K_F$  obtenido para la cáscara de plátano fue más alto con  $0,95 \frac{L}{mg}$ , respecto al de la cáscara de cacao ( $0,69 \frac{L}{mg}$ ) por lo que es posible afirmar que existe una mejor afinidad de la superficie de este bioadsorbente con el acetaminofén (Rivas, Nuñez, Longoria, & González, 2014).

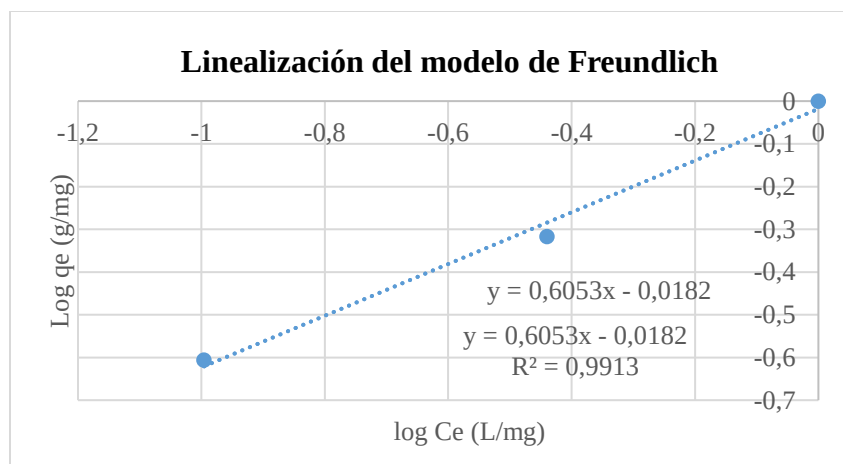
En lo que respecta a los coeficientes de correlación estos determinan que el modelo de Freundlich sólo explica el proceso de adsorción de acetaminofén con la cáscara de plátano, ya que el valor del coeficiente de correlación es más cercano a uno, con un valor de 0,99, con esto se puede inferir que el proceso de adsorción se presenta en una superficie heterogénea dando lugar a la formación de multicapas, los sitios activos de unión más fuerte se ocupan primero, y la fuerza de estos se reduce a medida que el adsorbato ocupa estos sitios (Jorgensen, 2012). Finalmente, los resultados obtenidos se pueden corroborar con los expuestos por (Żółtowska, Bartczak, Zembrzuska, & Jesionowski, 2018), donde la adsorción del acetaminofén se ajusta más al modelo de Freundlich con un  $R^2$  de 0,97.

Tabla 11.

*Parámetros de linealización del modelo de Freundlich.*

| Tipo de Biomasa             | $K_F$ (L/mg) | $n$   | $R^2$ |
|-----------------------------|--------------|-------|-------|
| Cáscara de plátano activada | 0,95         | 1,65  | 0,99  |
| Cáscara de cacao activada   | 0,69         | -0,59 | 0,33  |

*Nota:* Valores de parámetros linealizados del modelo de isothermas Freundlich. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)



*Figura 19.* Linealización de la isoterma de Freundlich para la adsorción de acetaminofén con cáscara de plátano. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)

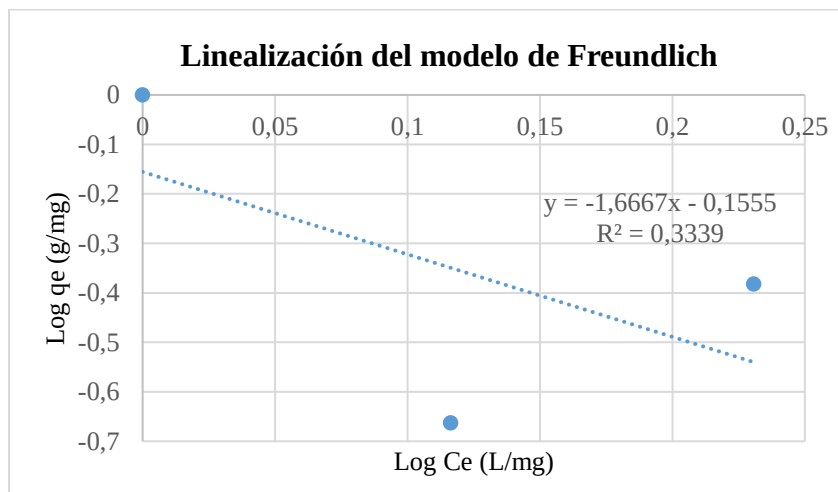


Figura 20. Linealización de la isoterma de Freundlich para la adsorción de acetaminofén con cáscara de cacao. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)

### 9.7.1.2 Isotermas de Langmuir

Los resultados consignados en la Tabla 12 y las representaciones gráficas permiten analizar que la adsorción del acetaminofén con cáscara de cacao se ajusta a la isoterma de Langmuir puesto que se obtuvo un coeficiente de correlación de 0,97, con esto se puede inferir que el proceso de adsorción se presenta en monocapa, que no se presentan interacciones entre las moléculas adsorbidas y que una molécula de adsorbato es retenida por un centro activo del adsorbente (Orihuela, 2015). En cuanto a  $K_L$ , se define como un criterio de la afinidad entre las moléculas del adsorbato y el adsorbente; entre más alto sea el valor de  $K_L$  implica una fuerte unión o afinidad (Figuerola, Moreno, & Hormaza, 2014). Los valores obtenidos de  $K_L$  para la técnica de adsorción realizada con cáscara de cacao y plátano fueron 2,54 y 2,62  $\frac{L}{mg}$  respectivamente, a pesar de que los valores son cercanos, la cáscara de plátano presentó una mejor afinidad con el acetaminofén, lo cual se puede evidenciar con la cantidad máxima adsorbida por cada uno de los bioadsorbentes, siendo 9,89 para la cáscara de plátano y 8,99 para la cáscara de cacao.

Tabla 12.

*Parámetros de linealización del modelo de Langmuir.*

| Tipo de Biomasa             | $q_{max}$ (mg/g) | $K_L$ (L/mg) | $R^2$ |
|-----------------------------|------------------|--------------|-------|
| Cáscara de plátano activada | 9,89             | 2,62         | 0,93  |
| Cáscara de cacao activada   | 8,99             | 2,54         | 0,97  |

Nota: Valores de parámetros linealizados del modelo de isoterma Langmuir. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)

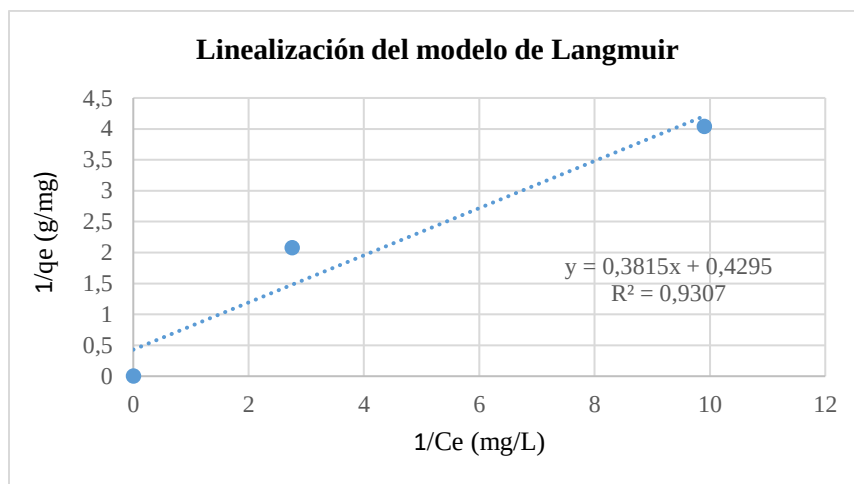


Figura 21. Linealización de la isoterma de Langmuir para la adsorción de acetaminofén con cáscara de plátano. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)

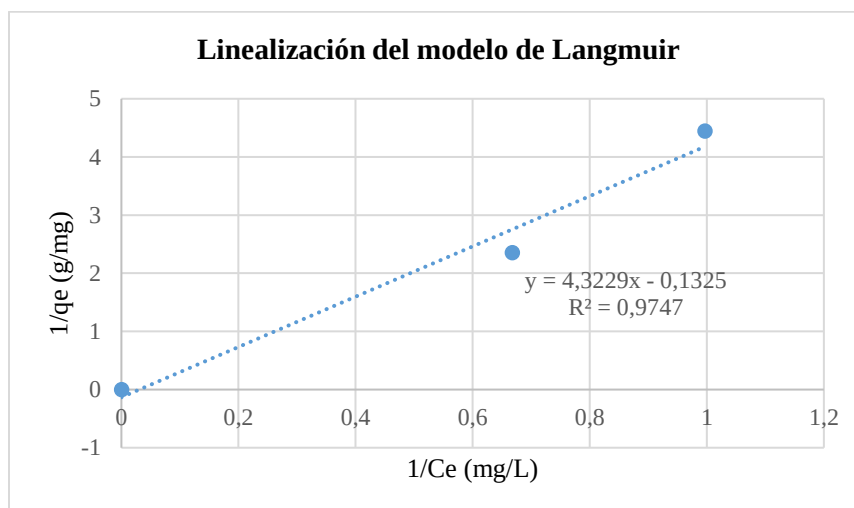


Figura 22. Linealización de la isoterma de Langmuir para la adsorción de acetaminofén con cáscara de cacao. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)

### 9.7.2. Parámetros termodinámicos.

Debido a que existen factores que pueden afectar la velocidad de adsorción es necesario determinar algunos parámetros termodinámicos como la Energía libre de Gibbs, entalpía y entropía, ya que estos reflejan la factibilidad y la naturaleza del proceso de adsorción. Los valores de los parámetros nombrados anteriormente se encuentran consignados en la Tabla 13.

Los resultados muestran que la adsorción del acetaminofén con las dos biomásas es un proceso espontáneo y exotérmico, puesto que los valores de  $\Delta H^\circ$  son inferior a cero, por otro lado, la Energía libre de Gibbs ( $\Delta G^\circ$ ) reafirma los resultados obtenidos en las isotermas de adsorción, ya que, el proceso de adsorción realizado con la cáscara de plátano se da mediante el mecanismo de fisisorción y el de cáscara de cacao por quimisorción, dado que, los valores entre (-20 y 0  $\text{kJ.mol}^{-1}$ ) son característicos de una fisisorción; y los valores entre (-400 y -80  $\text{kJ.mol}^{-1}$ ) hacen referencia a una quimisorción (Andrade, 2018). Finalmente, los valores positivos del parámetro  $\Delta S^\circ$  indicaron que el proceso de adsorción presenta un mayor grado de aleatoriedad, es decir, mayor desorden, lo cual, interviene en las eficiencias de remoción, dado que dicho proceso se caracteriza por fenómenos con un alto grado de ordenamiento; sin embargo, las altas eficiencias de remoción que se obtuvieron en la investigación se pueden justificar por la cercanía de los valores de  $\Delta S^\circ$  a cero (Boshir, Zhou, Hao, & Guo, 2015).

Tabla 13.

*Parámetros termodinámicos de la adsorción.*

| Tipo de biomasa    | Temperatura (K) | $\Delta H^\circ$ ( $\text{kJ.mol}^{-1}$ ) | $\Delta S^\circ$ ( $\text{J.mol}^{-1}.\text{K}^{-1}$ ) | $\Delta G^\circ$ ( $\text{kJ.mol}^{-1}$ ) |
|--------------------|-----------------|-------------------------------------------|--------------------------------------------------------|-------------------------------------------|
| Cáscara de plátano | 297,15          | -0,4005                                   | 0,0025                                                 | -0,34                                     |
| Cáscara de cacao   |                 | -0,1428                                   | 0,0255                                                 | -89,46                                    |

*Nota:* Valores resultantes del cálculo de los parámetros termodinámicos de adsorción. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)

### 9.7.3. Modelos cinéticos.

#### 9.7.3.1 Pseudo-primer orden

Este modelo igual que el de pseudo- segundo orden describe la variación en la concentración del adsorbato en función del tiempo hasta alcanzar un estado de equilibrio. Los parámetros cinéticos de la Tabla 14 se calcularon a partir de las Figura 23 y Figura 24.

Con los valores obtenidos de los parámetros cinéticos se encontró que no existe un buen ajuste al modelo para las biomásas de cáscara de plátano y de cacao, puesto que los valores del coeficiente de correlación de la ecuación de la recta  $R^2$  expuestos en la Tabla 14 no están cercanos a la unidad.

Tabla 14.

*Parámetros del modelo de Pseudo-primer orden.*

| Tipo de Biomasa             | $K$ ( $\text{min}^{-1}$ ) | $R^2$ |
|-----------------------------|---------------------------|-------|
| Cáscara de plátano activada | -0,0217                   | 0,86  |
| Cáscara de cacao activada   | -0,0132                   | 0,90  |

*Nota:* Valores de parámetros del modelo de Pseudo-primer orden. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)

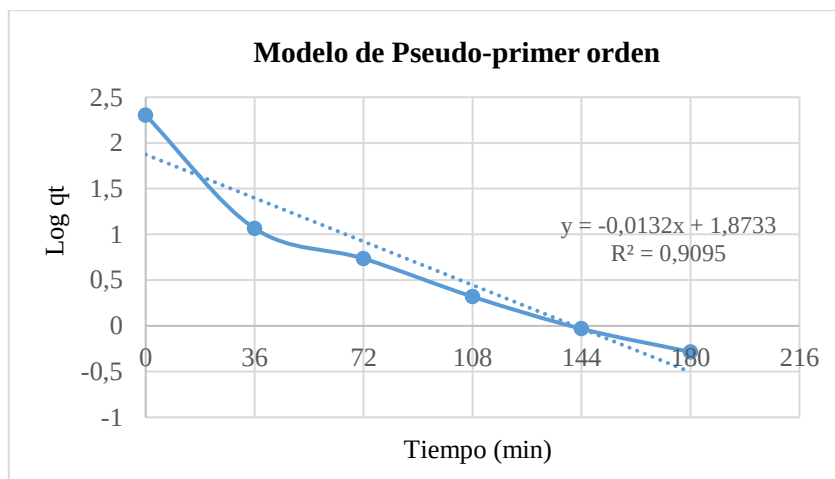


Figura 23. Modelo de Pseudo-primer orden para adsorción de 10 ppm de acetaminofén con cáscara de cacao. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)

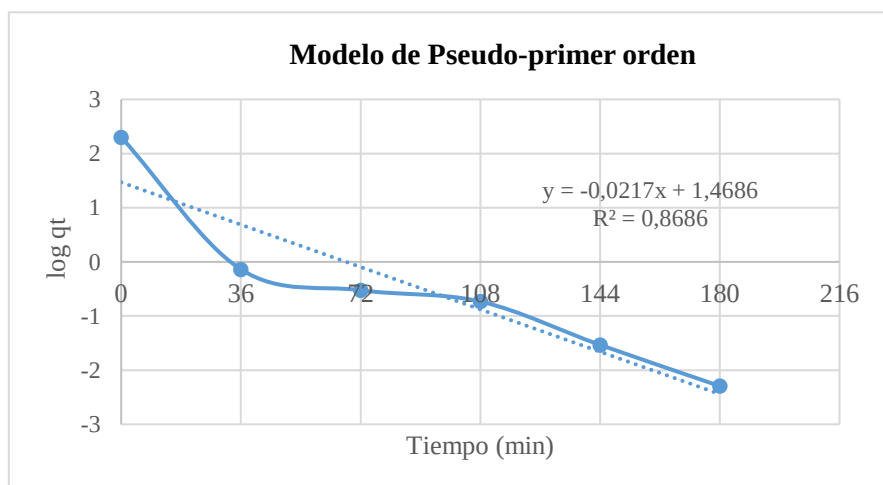


Figura 24. Modelo de Pseudo-primer orden para adsorción de 10 ppm de acetaminofén con cáscara de plátano. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)

### 9.7.3.2 Pseudo-segundo orden

En la Tabla 15 se encuentran expuestos los valores obtenidos de los parámetros a partir de la representación gráfica de los datos experimentales; en el presente modelo se obtuvo un ajuste favorable para la biomasa de cáscara de cacao con un  $R^2$  de 0,98, por lo cual, se infiere que se presentó un proceso de quimisorción entre el adsorbato y el adsorbente durante el tratamiento. Por lo contrario, la cáscara de plátano no se ajustó al modelo de pseudo- segundo orden, lo que indica que no existen procesos químicos en la adsorción, por ende, se reafirma que el proceso que se presentó fue fisisorción dado al buen ajuste en el modelo de Freundlich. Estos resultados se comparan con los obtenidos por (Freire, 2018) y (Żółtowska, Bartczak, Zembruska, & Jesionowski, 2018), en donde la adsorción de acetaminofén se realizó con cáscara de cacao y quitina-lignina respectivamente, los cuales se ajustaron al modelo pseudo segundo orden con un  $R^2$  de 0,99.

Con el ajuste del presente modelo se logró obtener la constante de velocidad  $K$ , dando como resultado una velocidad inicial de adsorción de  $4,75 \cdot 10^{-2} \frac{g}{mg \cdot min}$  para la cáscara de plátano y  $6,7 \cdot 10^{-3} \frac{g}{mg \cdot min}$  para la cáscara de cacao, lo cual permite concluir que el proceso de adsorción con cáscara de plátano fue más rápido y que la adsorción con la cáscara de cacao podría necesitar de un tiempo mayor para alcanzar el equilibrio, por otro lado, respecto al estudio realizado por (Boudrahem, y otros, 2017), donde se empleó carbón activado para la adsorción de acetaminofén a 10 ppm se puede afirmar que el proceso adsorción hecha con este adsorbente convencional es más lenta, comparada con la cáscara de plátano, dado que, tiene una constante de velocidad de  $1,9 \cdot 10^{-2}$ .

Tabla 15.

*Parámetros del modelo de Pseudo-segundo orden.*

| Tipo de Biomasa             | $K (g \cdot mg^{-1} \cdot min^{-1})$ | $R^2$ |
|-----------------------------|--------------------------------------|-------|
| Cáscara de plátano activada | $4,75 \cdot 10^{-2}$                 | 0,79  |
| Cáscara de cacao activada   | $6,7 \cdot 10^{-3}$                  | 0,98  |

*Nota:* Valores de parámetros del modelo de Pseudo-segundo orden. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)

En la Figura 25 se muestra el comportamiento de la adsorción del acetaminofén respecto al tiempo al realizarse el ajuste del modelo de pseudo segundo orden, en donde se puede observar



que la velocidad de adsorción fue mayor a partir del minuto 72, teniendo un crecimiento lineal en la adsorción hasta el final del proceso.

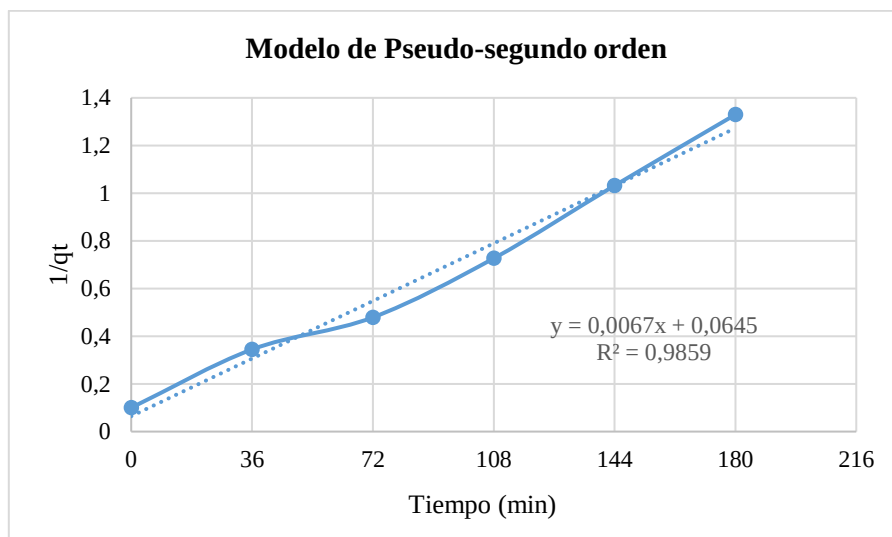


Figura 25. Modelo de Pseudo-segundo orden para adsorción de 10 ppm de acetaminofén con cáscara de cacao. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)

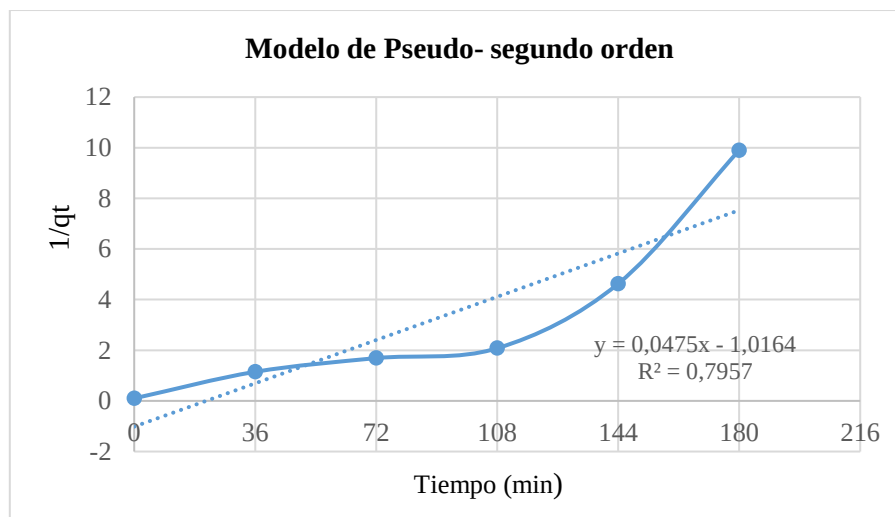


Figura 26. Modelo de Pseudo-segundo orden para adsorción de 10 ppm de acetaminofén con cáscara de plátano. Por Céspedes, E., & Cortés, M. (2020)

## 10. Conclusiones

- El proceso de adsorción a partir de biomاسas activadas presentó mayores eficiencias de adsorción en comparación con las biomاسas inactivas y la cáscara de plátano demostró ser mejor bioadsorbente para el acetaminofén con un 98,99% respecto a la cáscara de cacao 92,48%, lo cual puede ser atribuido a que la estructura de la cáscara del plátano presenta una mayor cantidad de lignina.

- A partir de la variación de cantidad de biomasa se encontró que un aumento en la dosis del bioadsorbente provoca un aumento en la eficiencia de adsorción, al rededor del 3% para la cáscara de plátano y 5% para la cáscara de cacao.

- Se evidenció que un aumento en la concentración del fármaco proporciona mayores eficiencias de remoción del mismo en un orden de 28% para la cáscara de cacao y 15% para cáscara de plátano.

- En relación al tamaño de partícula la adsorción de acetaminofén se presentó mejor con un tamaño de partícula de 0,595 mm para cáscara de plátano y de 0,841 mm para la cáscara de cacao.

- En cuanto al tiempo de contacto se encontró que el equilibrio de adsorción del acetaminofén se alcanza a partir de los 108 minutos con ambas biomاسas, ya que después de este tiempo no se observan cambios de gran relevancia en la cantidad de fármaco adsorbido.

- La adsorción de acetaminofén con cáscara de plátano se describió mejor mediante la aplicación del modelo de isoterma de Freundlich con un coeficiente de correlación de  $R^2$  0,99, mientras que, la adsorción con cáscara de cacao correspondió al modelo de Langmuir con un  $R^2$  de 0,97.

- Los parámetros termodinámicos fueron determinados para la adsorción de los sistemas acetaminofén- cáscara de plátano y acetaminofén- cáscara de cacao, en los dos sistemas, los valores permitieron entender que los procesos se presentaron de manera espontánea, son exotérmicos y el valor positivo de la variación de la entropía indica un menor grado de ordenamiento, lo cual se relaciona con bajas eficiencias de remoción. Sin embargo, se obtuvieron altas eficiencias de remoción, especialmente con la cáscara de plátano, puesto que, su  $\Delta S^\circ$  es el más cercano a cero.

- Mediante la aplicación de los modelos cinéticos se demostró que, la adsorción de acetaminofén a partir de cáscara de cacao se ajustó al modelo de pseudo segundo-orden con un R de 0,98 y que la velocidad de adsorción fue mayor para la adsorción con cáscara de plátano ( $4,75 \cdot 10^{-2} \text{ g.mg}^{-1}.\text{min}^{-1}$ ) en comparación con la de la cáscara de cacao ( $6,7 \cdot 10^{-3} \text{ g.mg}^{-1}.\text{min}$ )

## 11. Recomendaciones

Es importante realizar una caracterización que permita conocer las propiedades físicas y químicas de las cáscaras de cacao y plátano para determinar la influencia de estas en la bioadsorción de contaminantes emergentes.

Realizar una evaluación a escala piloto con el objetivo de determinar si se conservan las eficiencias resultantes en la presente investigación. En caso de obtener resultados similares en los valores de pH en el scale up, se recomienda realizar un tratamiento previo que consista en la adición de un medio base (Sosa cáustica precipitante) al efluente para estabilizar el parámetro del pH y de esta manera cumplir con lo propuesto en la resolución 0631 del 2015 para los vertimientos puntuales de aguas residuales domésticas.

Aplicar diferentes métodos analíticos para la cuantificación del contaminante antes y después del tratamiento que garanticen un amplio espectro para el análisis de mezclas complejas y de esta manera evitar el efecto matriz y asegurar la lectura del contaminante objeto de estudio.

Efectuar pruebas de desorción con el fin de garantizar la reutilización de los bioadsorbentes, de no ser así, determinar posibles tratamientos que puedan ser realizados a los desechos (Cáscara de cacao y plátano) procedentes del tratamiento de remoción de acetaminofén como también mecanismos en pro del medio ambiente para realizar la disposición final y evitar que la contaminación se prolongue a otros componentes del medio ambiente.

Para evitar gastos adicionales y reducir el tiempo de tratamiento, se recomienda no duplicar la cantidad de bioadsorbente ni prolongar el tratamiento a más de 108 minutos, puesto que, no se evidenció un aumento significativo en la eficiencia de remoción del acetaminofén.

Emplear diferentes modelos de isothermas de adsorción como las de Brunauer, Temkin y Dubinin- Radushkevich con el fin de entender de manera más precisa el mecanismo de adsorción, puestos que cada uno de estos modelos incluye variables diferentes.

## 12. Bibliografía

- Acero, M. M., & Dos Santos, M. (2012). *Biosorción una opción eficiente y sustentable para la remediación ambiental*. Mar de Plata: Argentina y ambiente. Obtenido de [https://www.researchgate.net/publication/260871773\\_Biosorcion\\_una\\_opcion\\_eficiente\\_y\\_sustentable\\_para\\_la\\_remediacion\\_ambiental](https://www.researchgate.net/publication/260871773_Biosorcion_una_opcion_eficiente_y_sustentable_para_la_remediacion_ambiental)
- Acevedo, R. L., Severiche, C. A., & Jaimes, J. D. (2017). Efectos Tóxicos del paracetamol en la salud humana y el ambiente. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 8(1), 139-149. Obtenido de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6285712>
- Agencia española de medicamentos y productos sanitarios. (Junio de 2018). *Ministerios de sanidad, política, social e igualdad*. Obtenido de [https://cima.aemps.es/cima/pdfs/es/ft/72112/FT\\_72112.pdf](https://cima.aemps.es/cima/pdfs/es/ft/72112/FT_72112.pdf)
- Alygizakis, N., Gago, P., Viola, B., Pavlidou, A., IHatzianestis, L., & Thomaidis, N. (2016). Occurrence and spatial distribution of 158 pharmaceuticals, drugs of abuse and related metabolites in offshore seawater. *Science of The Total Environment*, 541, 1097-1105. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969715308020>
- Andrade, C. A. (Junio de 2018). *Remoción de oxitetraciclina presente en soluciones acuosas usando cenizas de cáscara de arroz*. Portugal: Repositorio Instituto Politécnico de Leiria. Obtenido de <https://iconline.ipleiria.pt/handle/10400.8/3555>
- Arbeláez, P. A. (1 de Septiembre de 2016). *Contaminantes emergentes en aguas residuales y de río y fangos de depuradora*. Repositorio Universitat Rovira I Virgili. Obtenido de <https://www.tdx.cat/bitstream/handle/10803/334397/Tesi%20Paula.pdf?sequence=1>
- Archivos de Políticas de Seúl. (28 de 02 de 2020). *Archivos de Políticas de Seúl*. Obtenido de <https://seoulsolution.kr/es/content/statistic-seoul>

- Arenas, I., & López, J. L. (Junio de 2004). *Espectrofotometría de absorción*. Repositorio Universidad Nacional Autónoma de México. Obtenido de [http://www.ibt.unam.mx/computo/pdfs/met/espectrometria\\_de\\_absorcion.pdf](http://www.ibt.unam.mx/computo/pdfs/met/espectrometria_de_absorcion.pdf)
- Atehortua, E., & Gartner, C. (Abril de 2013). Estudios preliminares de la biomasa seca de *Eichhornia crassipes* como adsorbente de plomo y cromo en aguas. *Colombiana de Materiales*, 81-92. Obtenido de <https://revistas.udea.edu.co/index.php/materiales/article/view/15084>
- Baena, Y., Pinzón, J., Barbosa, H., & Martínez, F. (2004). Estudio Termodinámico de Transferencia de Acetaminofén desde el Agua el Octanol. *Revista Brasileira de Ciencias Farmacéuticas*, III(40), 413-418. Obtenido de [https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1516-93322004000300018](https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1516-93322004000300018)
- Barbosa, T., Ribeiro, A. L., Menezes, M. M., Napoleão, D. C., & Cabral, J. J. (2019). Analysis of the presence of anti-inflammatories drugs in surface water: A case study in Beberibe river - PE, Brazil. *Chemosphere*, 222, 961-969. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653519301833>
- Becerril, J. E. (10 de Agosto de 2009). Contaminantes emergentes en el agua. *Revista Digital de la Universidad Nacional Autónoma de México*, 2-7. Obtenido de [http://ru.tic.unam.mx/bitstream/handle/123456789/1529/art54\\_2009.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://ru.tic.unam.mx/bitstream/handle/123456789/1529/art54_2009.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Beita, W. (14 de Diciembre de 2008). *Caracterización fisicoquímica de las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón en la Península de Osa, Puntarenas, Costa Rica*. Costa Rica: Repositorio Universidad de Costa Rica. Obtenido de <http://www.kerwa.ucr.ac.cr/handle/10669/334>
- Benaddi, H., Bandosz, T., & Jagiello, J. (2000). Surface functionality and porosity of activated carbons obtained from chemical activation of wood. *Carbon*, 38(5). Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0008622399001347>
- Bernal, V., Giraldo, L., & Moreno, J. C. (2018). Adsorción de acetaminofén sobre carbones activados a diferente pH. Entalpía y entropía del proceso. *Revista Colombiana de Química*, 47(2). Obtenido de <https://revistas.unal.edu.co/index.php/rcolquim/article/view/68213>

- Borja, N. A., García, V., Ojeda, A. Y., Guzmán, E., & Maldonado, H. (Julio de 2015). Equilibrio de biosorción de plomo (II) y caracterización mediante FT-IR y SEM-EDAX en alga *Ascophyllum Nodosum*. *Revista de la sociedad química del Perú*, 81(3). Obtenido de [http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1810-634X2015000300006](http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1810-634X2015000300006)
- Boshir, M., Zhou, J., Hao, H., & Guo, W. (2015). Adsorptive removal of antibiotics from water and wastewater: Progress and challenges. *Science of The Total Environment*, 532, 112-126. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969715301868>
- Botero, A. M., Martinez, D., Boix, C., Rincón, R., Castillo, A., L.P., . . . Hernandez, F. (2018). An investigation into the occurrence and removal of pharmaceuticals in Colombian wastewater'. *Science of the total Environment*, 642, 842-853. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718321636>
- Boudrahem, N., Delpoux, S., Khenniche, L., Boudrahem, F., Benissad, F., & Gineys, M. (2017). Single and mixture adsorption of clofibrilic acid, tetracycline and paracetamol onto Activated carbon developed from cotton cloth residue. *Process Safety and Environmental Protection*, 111, 544-559. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0957582017302690>
- California State Water Resources Control Board. (2 de Noviembre de 2017). *California State Water Resources Control Board*. Obtenido de [https://www.waterboards.ca.gov/water\\_issues/programs/swamp/docs/cwt/guidance/3130sp.pdf](https://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/swamp/docs/cwt/guidance/3130sp.pdf)
- California State Water Resources Control Board. (19 de Marzo de 2019). *California State Water Resources Control Board*. Obtenido de [https://www.waterboards.ca.gov/water\\_issues/programs/swamp/docs/cwt/guidance/3110sp.pdf](https://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/swamp/docs/cwt/guidance/3110sp.pdf)
- Cardona, M., Sorza, J., & Posada, S. (2002). Establecimiento de una base de datos para la elaboración de tablas de contenido nutricional de alimentos para animales. *Revistas Colombianas de Ciencias Pecuarias*, 15(2), 240-246.

- Carvajal, M., & Murgueitio, F. (Junio de 2017). *Caracterización de las proteínas de las cáscara de plátano tipo Williams*. Repositorio Universidad de Guayaquil. Obtenido de <http://repositorio.ug.edu.ec/bitstream/redug/19183/1/TESIS%20CARACTERIZACION%20DE%20LAS%20PROTEINAS%20DE%20LA%20C%3%80SCARA%20DE%20PL%3%80TANO%20TIPO%20WILLIAMS.pdf>
- Castellar, G., Mendoza, E., Angulo, E., Zilena, P., Rosso, M., & Jaramillo, J. (Mayo de 2019). Equilibrio, cinética y termodinámica de la adsorción del colorante DB-86 sobre carbón activado de la cáscara de yuca. *MVZ Córdoba*, 7231-7238. Obtenido de <https://revistamvz.unicordoba.edu.co/article/view/1700/2275>
- Chávez, M., & Domine, M. E. (2013). Lignina, estructura y aplicaciones: Métodos de despolimerización para la obtención de derivados aromáticos de interés industrial. *Avances en ciencia e ingeniería*, 15-46. Obtenido de <https://www.redalyc.org/pdf/3236/323629266003.pdf>
- Correia, B., Freitas, R., & Figueira, E. (2016). Oxidative effects of the pharmaceutical drug paracetamol on the edible clam *Ruditapes philippinarum* under different salinities. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 179, 116-124. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1532045615001222>
- Coy, B., Martínez, Pachón, Boix, Rincón, Castillo, A. M., . . . Hernández. (2018). An investigation into the occurrence and removal of pharmaceuticals in Colombian wastewater. *Science of the Environment*, 642, 842-853. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718321636>
- Datosmacro. (17 de 02 de 2010). *Datosmacro*. Obtenido de <https://datosmacro.expansion.com/paises/usa-estados/california>
- De la Cruz, N. (2013). *Estudio de la eliminación de contaminantes emergentes en aguas mediante procesos de oxidación avanzados*. Barcelona: Repositorio Universitat de Barcelona. Obtenido de [https://www.tdx.cat/bitstream/handle/10803/308120/NDLCG\\_TESIS.pdf?sequence=1](https://www.tdx.cat/bitstream/handle/10803/308120/NDLCG_TESIS.pdf?sequence=1)



- Dormond, H., Rojas, A., & Boschini, C. (2011). Evaluación preliminar de la cáscara de banano maduro como material de ensilaje, en combinación con pasto King Grass (*Pennisetum purpureum*). *INTERSEDES: Revista electrónica de las sedes regionales de la Universidad de Costa Rica*, 12, 17-24.
- Farmacia Germana. (8 de Marzo de 2017). *Farmacia Germana*. Obtenido de <https://www.farmaciegermana.com/blog/toxicidad-del-paracetamol-ii-saturacion-del-metabolismo-hepatico>
- Febrianto, J., Kosasih, A. N., Sunarso, J., Ju, Y.-H., Indraswati, N., & Ismadji, S. (15 de Marzo de 2009). Equilibrium and kinetic studies in adsorption of heavy metals using biosorbent: A summary of recent studies. *Journal of Hazardous Materials*, 162(2), 616-645. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S030438940800928X>
- Federación Médica Colombiana. (05 de Mayo de 2015). *Observamed*. Recuperado el 22 de Febrero de 2019, de <http://federacionmedicacolombiana.org>
- Fekadu, S., Alemayehu, E., & Bart Van der Bruggen, R. D. (2019). Pharmaceuticals in Freshwater Aquatic Environments: A Comparison of the African and European Challenge. *Science of The Total Environment*, 654, 324-337. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718344243>
- Figueroa, D., Moreno, A., & Hormaza, A. (2014). Equilibrio, termodinámica y modelos cinéticos en la adsorción de Rojo 40 sobre tuza de maíz. *Ingenierías Universidad de Medellín*, 105-119. Obtenido de <http://www.scielo.org.co/pdf/rium/v14n26/v14n26a08.pdf>
- Fomina, M., & Gadd, G. M. (2014). Biosorption: current perspectives on concept, definition and application. *Bioresource Technology*, 160, 3-14. Obtenido de <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/24468322/#:~:text=Biosorption%20is%20a%20physico%2Dchemical,environment%20and%20conventional%20biotreatment%20processes.>
- Foo, K. Y., & Hameed, B. (1 de Enero de 2010). Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. *Chemical Engineering Journal*, 156(1), 2-10. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1385894709006147>

- Freire, P. S. (2018). *Remoción de Paracetamol por Biosorción en Tanque Agitado Usando Cáscara de Cacao y Bagazo de Caña de Azúcar*. Cuenca: Universidad de Cuenca. Obtenido de <http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/29294>
- Gadd, G. M. (29 de Julio de 2008). Biosorption: critical review of scientific rationale, environmental importance and significance for pollution treatment. *Chemical Technology and Biotechnology*, 13-28. Obtenido de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/jctb.1999>
- Galvis, R. (2017). Contaminación emergente: sustancias prioritarias y preferentes, productos farmacéuticos, drogas de abuso, disruptores endocrinos, microplásticos y patógenos emergentes. *TecnoAqua*, 24, 66-77. Obtenido de <http://www.emacsa.es/wp-content/uploads/2014/02/TecnoAqua-24-2017-66-77-II.pdf>
- García, C., Gortáres, P., & Drogui, P. (2011). Contaminantes emergentes: efectos y tratamientos de remoción. *Química Viva*, 10(2), 96-105. Obtenido de <https://www.redalyc.org/pdf/863/86319141004.pdf>
- García, M. (Octubre de 2016). *Espectrometría de radiación ultravioleta visible*. Repositorio Universidad Autónoma del Estado de México. Obtenido de <http://ri.uaemex.mx/bitstream/handle/20.500.11799/68318/secme-1814.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- García, N. (Junio de 2014). *Una nueva generación de carbones activados de altas prestaciones para aplicaciones medioambientales*. Oviedo: Repositorio Universidad de Oviedo. Obtenido de [https://digital.csic.es/bitstream/10261/103330/1/Tesis\\_Natalia%20Garc%C3%ADa%20Azenjo.pdf](https://digital.csic.es/bitstream/10261/103330/1/Tesis_Natalia%20Garc%C3%ADa%20Azenjo.pdf)
- Geissen, V., Mol, H., Erwin, K., Umlauf, G., & Vander, M. (2015). Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. *international soil in water conservation research*, 3(1), 57-65. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2095633915000039>

- Gil, J. M., Soto, A. M., Usma, J. I., & Gutiérrez, O. D. (Diciembre de 2012). Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos. *Producción más limpia*, 2, 52-73. Obtenido de <http://www.scielo.org.co/pdf/pml/v7n2/v7n2a05.pdf>
- Gutiérrez, A. B., Peralta, M. d., & Zavala, F. J. (2015). Revisión Global de los Contaminantes Emergentes PBDE y el Caso Particular de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 31(3). Obtenido de [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0188-49992015000300010](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992015000300010)
- Herrera, A., Tejada, C., & Núñez, J. (Junio de 2016). Remoción de plomo por biomásas residuales de cáscara de naranja (*Citrus Sinesnis*) y Zuro de maíz (*Zea mays*). *UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 169-178. Obtenido de <https://revistas.udca.edu.co/index.php/ruadc/article/view/126>
- Hignite, C., & Azarnoff, D. (1976). Drugs and drug metabolites as environmental contaminants: Chlorophenoxyisobutyrate and salicylic acid in sewage water effluent. *Life Sciences*, 2(20), 337-341. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0024320577903290>
- IDEAM, IAvH, Invemar, SINCHI, & IIAP. (Marzo de 2013). *Tomo 3: Contaminación del aire y agua en Colombia e impactos sobre la salud. Informe del Estado del Medio Ambiente y los Recursos Naturales Renovables*. Bogotá: Comité de Comunicaciones y Publicaciones del IDEAM. Obtenido de <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/022651/InformeTomo3.pdf>
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (10 de Septiembre de 2007). *Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial*. Recuperado el 15 de Abril de 2019, de [http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38158/Toma\\_Muestras\\_AguasResiduales.pdf/f5baddf0-7d86-4598-bebd-0e123479d428](http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38158/Toma_Muestras_AguasResiduales.pdf/f5baddf0-7d86-4598-bebd-0e123479d428)
- Intratec. (2019). *Paracetamol Production from p-Nitrochlorobenzene - Cost Analysis - Paracetamol E11A*. (Intratec, Ed.) Estados Unidos: Intratec. Obtenido de <https://books.google.com.co/books?id=ARiWdWAAQBAJ&pg=PP1&lpq=PP1&dq=Paracetamol+Production+from+p-Nitrochlorobenzene+-+Cost+Analysis+-+Paracetamol+E11A&source=bl&ots=p8NplfIORI&sig=ACfU3U2pXQCSqpc0ZvagWsNYKqfcPesYJw&hl=es&sa=X&ved=2ahUKEwi1u69kcbqAhWLg-A>

- Jiménez, V. (2011). *Síntesis, Activación Química y Aplicaciones de Nanoestructuras de Carbono*. Castilla: Repositorio Universitario Institucional de Recursos abiertos de la Universidad de Castilla- La Mancha. Obtenido de <https://ruidera.uclm.es/xmlui/handle/10578/2387>
- Jorgensen, S. E. (2012). *Encyclopedia of Environmental Management* (Vol. 4). Estados Unidos: CRC Press. Obtenido de [https://books.google.com.co/books?id=zlyMQQAACAAJ&dq=Encyclopedia+of+Environmental+Management&hl=es&sa=X&ved=2ahUKEwjU8\\_2ElMbqAhWkc98KHZRTD5kQ6AEwAHoECAAQAg](https://books.google.com.co/books?id=zlyMQQAACAAJ&dq=Encyclopedia+of+Environmental+Management&hl=es&sa=X&ved=2ahUKEwjU8_2ElMbqAhWkc98KHZRTD5kQ6AEwAHoECAAQAg)
- Kekes, T., & Tzia, C. (15 de Mayo de 2020). Adsorption of indigo carmine on functional chitosan and  $\beta$ -cyclodextrin/chitosan beads: Equilibrium, kinetics and mechanism studies. *Journal of Environmental Management*, 262, 2-9. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479720303078>
- Khamis, M., Karaman, R., Ayyash, F., & Qtait, A. (2011). Efficiency of Advanced Membrane Wastewater Acid, Paracetamol and p-Aminophenol. *Journal of Environmental Science and Engineering*(5), 121-137. Obtenido de [https://www.researchgate.net/publication/269847374\\_Efficiency\\_of\\_Advanced\\_Membrane\\_Wastewater\\_Treatment\\_Plant\\_towards\\_Removal\\_of\\_Aspirin\\_Salicylic\\_Acid\\_Paracetamol\\_and\\_p-Aminophenol](https://www.researchgate.net/publication/269847374_Efficiency_of_Advanced_Membrane_Wastewater_Treatment_Plant_towards_Removal_of_Aspirin_Salicylic_Acid_Paracetamol_and_p-Aminophenol)
- Kuyucak, & Volesky. (7 de Marzo de 1989). Accumulation of Cobalt by Marine Alga. *Biochemical Engineering Research*, 7(33), 809-817. Obtenido de <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/18587987/>
- Lorente, R. L. (2017). *Eliminación de contaminantes emergentes presentes en aguas por aplicación de proceso foto-fenton. estudio de acoplamiento por depuración biológica*. Valencia: Universidad Politécnica de Valencia. Obtenido de <https://riunet.upv.es/handle/10251/95204?show=full>
- Majeti, P., Meththika, V., & Atya, K. (2019). *Pharmaceuticals and Personal Care Products: Waste Management and Treatment Technology*. Inglaterra: Butterworth-Heinemann. Obtenido de <https://books.google.com.co/books?id=XkWQDwAAQBAJ&printsec=frontcover&dq=P>

harmaceuticals+and+Personal+Care+Products:+Waste+Management+and+Treatment+Technology&hl=es&sa=X&ved=2ahUKEwiIsMWElcbqAhWRhOAKHTwOCk0Q6AEwAHoECAYQAg#v=onepage&q=Pharmaceuticals%20and

Marchlewicz, A., Guzik, U., & Wojcieszynska, D. (30 de Septiembre de 2015). Over-the-Counter Monocyclic Non-Steroidal Anti-Inflammatory Drugs in Environment—Sources, Risks, Biodegradation. *Water, Air, & Soil Pollution*, 226-355. Obtenido de <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4600096/>

Market research store. (28 de Enero de 2016). *Market research store*. Obtenido de <https://www.globenewswire.com/news-release/2016/02/03/807269/0/en/Acetaminophen-Paracetamol-Market-Set-for-Explosive-Growth-To-Reach-Around-USD-999-4-Million-Globally-by-2020-Growing-at-3-8-CAGR-MarketResearchStore-Com.html>

Mashayekh, A., & Moussavi, G. (2016). Removal of acetaminophen from the contaminated water using adsorption onto carbon activated with NH<sub>4</sub>Cl. *Desalination and Water Treatment*, 57, 12861-12873. Obtenido de <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/19443994.2015.1051588>

Moreno, V. C. (2013). Los Medicamentos de Receta de Origen Sintético y Su Impacto en el Medio Ambiente. *Revista Mexicana de Ciencias Farmacéuticas*, 44(4), 17-29. Obtenido de [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S1870-01952013000400003&script=sci\\_abstract](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S1870-01952013000400003&script=sci_abstract)

Nagda, G., & Ghole, V. (2009). Biosorption of congo red by hydrogen peroxide treated tendu waste. *Iranian Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 195-200. Obtenido de [https://www.researchgate.net/publication/285828349\\_Biosorption\\_of\\_congo\\_red\\_by\\_hydrogen\\_peroxide\\_treated\\_tendu\\_waste](https://www.researchgate.net/publication/285828349_Biosorption_of_congo_red_by_hydrogen_peroxide_treated_tendu_waste)

Nilanjana, Vimala, & Karthika. (7 de Abril de 2008). Biosorption of heavy metals-An Overview. *Indian Journal of Biotechnology*, 7, 159-169. Obtenido de [https://www.researchgate.net/publication/228614323\\_Biosorption\\_of\\_Heavy\\_Metals\\_-\\_an\\_Overview](https://www.researchgate.net/publication/228614323_Biosorption_of_Heavy_Metals_-_an_Overview)

- Novo, A., André, S., Viana, P., Nunes, O., & Manaia, C. (1 de Abril de 2013). Antibiotic resistance, antimicrobial residues and bacterial community composition in urban wastewater. *Water Research*, 47(5), 1875-1887. Obtenido de <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/23375783/>
- Orihuela, I. E. (2015). *Adsorción de disoluciones acuosas : isothermas de absorción y coeficientes de difusión*. Madrid: Repositorio Universidad Complutense de Madrid. Obtenido de <https://eprints.ucm.es/52719/1/5309859314.pdf>
- Peña, C., Sánchez, S., Mora, K., & Bustos, R. (2019). Emerging pollutants in the urban water cycle in Latin America: A review of the current literature. *The Journal of Environmental Management*, 237, 408-423. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479719302579>
- Pérez, E., & Rojas, A. (2016). Validación de un Método para Cuantificación de Acetaminofén en Tabletas de 500 Mg por Espectrofotometría Ultravioleta para la Prueba de Uniformidad de Contenido. *InterSedes: Revista de las Sedes Regionales*(2215-2458), 1-12. Obtenido de <https://www.scielo.sa.cr/pdf/is/v17n35/2215-2458-is-17-35-00044.pdf>
- Pérez, N., González, J., & Delgado, L. (2011). Estudio termodinámico del proceso de adsorción de iones de Ni y V por parte de ligninas precipitadas del licor negro Kraft. *Revista Latinoamericana de Metalurgia y Materiales*, 31(2), 168-181. Obtenido de [http://ve.scielo.org/scielo.php?pid=S0255-69522011000200010&script=sci\\_abstract&tlng=pt](http://ve.scielo.org/scielo.php?pid=S0255-69522011000200010&script=sci_abstract&tlng=pt)
- Pumacahua, B. (2018). *Universidad mayor, real y pontificia de San Francisco Xavier de Chuquisaca*. Obtenido de <http://procesos.tecnologia.usfx.bo/wp-content/uploads/2018/04/OBTENCION-DE-PECTINA-A-PARTIR-DE-LA-CASCARA-DE-PLATANO.pdf>
- Quironga, J. M., Pastor, J., & Merino, A. (2015). Tratamientos avanzados para la eliminación de fármacos en aguas superficiales. *Salud Ambiental*, 12(6), 12-64. Obtenido de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5865704>

- Rangabhashiyam, Anu, N., Nandagopal, G., & Narayanasamy, S. (Marzo de 2014). Relevance of isotherm models in biosorption of pollutants by agricultural byproducts. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(1), 398-414. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2213343714000165>
- Reinoso, J., Serrano, C. Y., & Orellana, D. F. (2017). Contaminantes emergentes y su impacto en la salud. *Revista de la facultad de ciencias médicas Universidad de Cuenca*, 35(2), 55-59. Obtenido de <https://publicaciones.ucuenca.edu.ec/ojs/index.php/medicina/article/view/1723>
- Rivas, C., Nuñez, O., Longoria, F., & González, L. (2014). Isoterma de langmuir y freundlich como modelos para la adsorción de componentes de ácido nucleico sobre WO<sub>3</sub>. *Saber*, 26(1), 43-49. Obtenido de [http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1315-01622014000100008](http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1315-01622014000100008)
- Roldán, G. (2003). *Bioindicación de la Calidad del Agua en Colombia*. Antioquia: Universidad de Antioquia. Obtenido de [https://books.google.com.co/books/about/Bioindicaci%C3%B3n\\_de\\_la\\_calidad\\_del\\_agua\\_en.html?id=ZEjgIKZTF2UC&redir\\_esc=y](https://books.google.com.co/books/about/Bioindicaci%C3%B3n_de_la_calidad_del_agua_en.html?id=ZEjgIKZTF2UC&redir_esc=y)
- Roshanfekr Rad, L., Haririan, I., & Divsar, F. (2015). Comparison of adsorption and photo-Fenton processes for phenol and paracetamol removing from aqueous solutions: Single and binary systems. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 423-428. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1386142514014103>
- Rubio, A., Chica, E., & Peñuela, G. A. (2013). Procesos de tratamiento de aguas residuales para la eliminación de contaminantes orgánicos emergentes. *Revista ambiente y agua*. Obtenido de [https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1980-993X20130003000008&script=sci\\_arttext](https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1980-993X20130003000008&script=sci_arttext)
- Sadeek, S. A., Negm, N. A., & Hefni, H. H. (Noviembre de 2015). Metal adsorption by agricultural biosorbents: Adsorption isotherm, kinetic and biosorbents chemical structures. *International Journal of Biological Macromolecules*, 81, 400-409. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0141813015005668>

- Sala, L. F., García, S. I., Gonzales, J. C., Fascaroli, M. I., & Bellú, S. (2010). Biosorción para la eliminación de metales pesados en aguas de desecho. *Anales de la Real Sociedad Española de Química*, 2(1575-3417), 114-120. Obtenido de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=3235861>
- Sangronis, E., Soto, M. J., Valero, Y., & Buscema, I. (2014). *Cascarilla de cacao venezolano como materia prima de infusiones*. Obtenido de ALAN: Archivos Latinoamericanos de Nutrición: <https://www.alanrevista.org/ediciones/2014/2/art-7/>
- Sanz, M. Á. (2017). *Academia de Farmacia "Reino de Aragón"*. (C. O. Zaragoza, Ed.) Obtenido de <https://www.academiadefarmaciadearagon.es/docs/Documentos/Documento98.pdf>
- Sen, S., & Bhattacharyya, K. (17 de Febrero de 2011). Kinetics of adsorption of metal ions on inorganic materials: A review. *Advances in Colloid and Interface Science*, 162(1), 39-58. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0001868611000030>
- Solak, S., & Vakondios, N. (14 de Marzo de 2014). A comparative study of removal of endocrine disrupting compounds (EDCs) from treated wastewater using highly crosslinked polymeric adsorbents and activated carbon. *Chemical Technology and Biotechnology*, 819-824. Obtenido de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/jctb.4315>
- Srividya, K., & Mohanty, K. (15 de Noviembre de 2009). Biosorption of hexavalent chromium from aqueous solutions by *Catla catla* scales: Equilibrium and kinetics studies. *Chemical Engineering Journal*, 155(3), 666-673. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894709005968>
- Sud, D., & Mahajan, G. (2008). Agricultural waste material as potential adsorbent for sequestering heavy metal ions from aqueous solutions – A review. *Bioresource Technology*, 99(14), 6017-6027. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852407010024>
- Syieluing, W. (2018). Removal of acetaminophen by activated carbon synthesized from spent tea leaves: equilibrium, kinetics and thermodynamics studies. *Powder Technology*, 338, 878-886. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0032591018305734>



- Tejada, C., Quiñonez, E., & Peña, M. (2014). Contaminantes emergentes en aguas: Metabolitos de Fármacos. Una Revisión. *Facultad de Ciencias Básicas*, 10(ISSN 1900-4699), 80-101. Obtenido de <https://revistas.unimilitar.edu.co/index.php/rfcb/article/view/341>
- Tien, C. (1994). *Adsorption Calculations and Modelling*. Boston: Butterworth-Heinemann. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/book/9780750691215/adsorption-calculations-and-modelling>
- Ulrike, H., Uwe, D., & Gudrun, M. (2012). Occurrence and distribution of psychoactive compounds and their metabolites in the urban water cycle of Berlin (Germany). *Water Research*, 46(18), 6013-6022. Obtenido de <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/22967903/>
- Universidad Nacional Autónoma de México. (6 de Octubre de 2016). *Universidad Nacional autónoma de México: Departamento de química*. Obtenido de <https://quimica.unam.mx/wp-content/uploads/2017/05/HDS-Acido-clorhidrico-NOM-018-2015-MARY-MEAG-Hoja-de-datos.pdf>
- Villabona, Á., & Gárces, L. (2014). Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico. *TecnoLógicas*, 18(34), 110-123. Obtenido de [http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S012377992015000100010&script=sci\\_abstract&tlng=es](http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S012377992015000100010&script=sci_abstract&tlng=es)
- Villamizar Jaimes, Y., Rodríguez Guerrero, J., & León Castrillón, L. (2017). Caracterización fisicoquímica, microbiológica y funcional de harina de cáscara de cacao (*Theobroma cacao* L.) variedad CCN-51. 1. *Cuaderno Activa*, 65-75.
- Villamizar, A., & López, L. (24 de Noviembre de 2016). Cáscara de cacao fuente de polifenoles y fibra: simulación de una planta piloto para su extracción. *Revista Científica de la Universidad Francisco de Paula Santander*, 22(1), 75-81.
- Volesky, B. (2007). Biosorption and me. *Water Research*, 41(18), 4017-4029. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135407004344>

- Weber, F. A., Der, T. a., & Bergmann, A. (Diciembre de 2014). *Umwelt Bundesamt*. (German Enviroment Agency) Recuperado el 25 de Marzo de 2019, de <http://www.umweltbundesamt.de/>
- World Health Organization. (Junio de 2019). *World Health Organization*. Obtenido de <https://www.who.int/medicines/publications/essentialmedicines/en/>
- Wu, M., Xiang, J., Que, C., Chen, F., & Gang, X. (2015). Occurrence and Fate of Psychiatric Pharmaceuticals in the urban water system of shanghai, China. *Chemosphere*, 138, 486-493. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653515007158>
- WWAP: World Water Assessment Programme. (2017). *UN World Water Development Report, Wastewater 2017: The Untapped Resource*. París: UNESCO. Obtenido de <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/water/wwap/wwdr/2017-wastewater-the-untapped-resource/#:~:text=The%202017%20edition%20of%20the,the%202030%20Agenda%20for%20Sustainable>
- Wysokowski, M., Klapiszewski, Ł., Moszyński, D., Przemysław, B., Szatkowski, T., Majchrzak, I., . . . Jesionowski, T. (2014). Preparation and Characterization of Multifunctional Chitin/Lignin Materials. *Marine drugs*, 2245-2264. Obtenido de <https://www.hindawi.com/journals/jnm/2013/425726/>
- Yunlong, L., Wenshan, G., Huu Hao, N., Long, N., Faisal, H., Jian, Z., . . . Xiaochang, W. (1 de Marzo de 2014). A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. *Science of The Total Environment*, 473-474, 619-641. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969713015465>
- Zans, M. A. (2017). *Contaminantes Emergentes y Cadena Alimentaria; Productos Farmacéuticos de Cuidado Personal y Drogas de Abuso*. Zaragoza: Colegio Oficial de Farmacéuticos de Zaragoza. Obtenido de <https://www.academiadefarmaciadearagon.es/docs/Documentos/Documento98.pdf>

Żółtowska, S., Bartczak, P., Zembrzuska, J., & Jesionowski, T. (2018). Removal of hazardous non-steroidal anti-inflammatory drugs from aqueous solutions by biosorbent based on chitin and lignin. *Science of the Total Environment*, 612, 1223-1233. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969717323793>