

FACULTAD DE INGENIERÍA

Escuela Académico Profesional de Ingeniería Ambiental

Tesis

**Análisis de la influencia de la resina aniónica
M-600 en la adsorción del lixiviado generado
por el vertedero del Cepasc, Concepción-2023**

Mabel Yosely Alania Arzapalo
Ana Maria Padilla Tocas
Soledad Pilar Rojas Pareja

Para optar el Título Profesional de
Ingeniero Ambiental

Huancayo, 2024

Repositorio Institucional Continental
Tesis digital



Esta obra está bajo una Licencia "Creative Commons Atribución 4.0 Internacional" .

INFORME DE CONFORMIDAD DE ORIGINALIDAD DE TRABAJO DE INVESTIGACIÓN

A : Decano de la Facultad de Ingeniería
DE : Steve Dann Camargo Hinostraza
Asesor de trabajo de investigación
ASUNTO : Remito resultado de evaluación de originalidad de trabajo de investigación
FECHA : 8 de diciembre de 2024

Con sumo agrado me dirijo a vuestro despacho para informar que, en mi condición de asesor del trabajo de investigación:

Título:

"ANÁLISIS DE LA INFLUENCIA DE LA RESINA ANIÒNICA M-600 EN LA ADSORCIÓN DEL LIXIVIADO GENERADO POR EL VERTEDERO DEL CEPASC, CONCEPCIÓN – 2023"

Autores:

1. ALANIA ARZAPALO MABEL YOSELY – EAP. INGENIERÍA AMBIENTAL
2. PADILLA TOCAS ANA MARIA – EAP. INGENIERÍA AMBIENTAL
3. ROJAS PAREJA SOLEDAD PILAR – EAP. INGENIERÍA AMBIENTAL

Se procedió con la carga del documento a la plataforma "Turnitin" y se realizó la verificación completa de las coincidencias resaltadas por el software dando por resultado 20% de similitud sin encontrarse hallazgos relacionados a plagio. Se utilizaron los siguientes filtros:

- Filtro de exclusión de bibliografía SI NO
- Filtro de exclusión de grupos de palabras menores
Nº de palabras excluidas: 10 SI NO
- Exclusión de fuente por trabajo anterior del mismo estudiante SI NO

En consecuencia, se determina que el trabajo de investigación constituye un documento original al presentar similitud de otros autores (citas) por debajo del porcentaje establecido por la Universidad Continental.

Recae toda responsabilidad del contenido del trabajo de investigación sobre el autor y asesor, en concordancia a los principios expresados en el Reglamento del Registro Nacional de Trabajos conducentes a Grados y Títulos – RENATI y en la normativa de la Universidad Continental.

Atentamente,



Asesor de trabajo de investigación

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a Dios por la vida que nos concedió y darme siempre fuerzas para continuar en lo adverso, por guiarme en el camino y atribuirme sabiduría para mejorar día a día.

A mi familia por su amor, confianza, estímulo y apoyo durante los estudios realizados. Al mismo tiempo, quiero agradecer a mi asesor de tesis, por sus conocimientos sus orientaciones, su paciencia y su motivación.

A todas aquellas personas que con su apoyo y estímulo me permitieron superar obstáculos y continuar adelante.

DEDICATORIA

Dedicamos este trabajo de investigación, en primer lugar, a Dios por cuidarnos en todo momento, a nuestros padres y familiares, quienes siempre depositaron su confianza en nosotros para poder lograr nuestro objetivo.

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS	ii
DEDICATORIA	iii
ÍNDICE DE TABLAS	vii
ÍNDICE DE FIGURAS	ix
RESUMEN	xi
ABSTRACT	xii
INTRODUCCIÓN	xiii
CAPÍTULO I: PLANTEAMIENTO DEL ESTUDIO	15
1.1. Planteamiento y formulación del problema	15
1.1.1. Problema General	18
1.1.2. Problemas Específicos	18
1.2. Objetivos	18
1.2.1. Objetivo general	18
1.2.2. Objetivos específicos	19
1.3. Justificación	19
1.3.1. Justificación Ambiental.....	19
1.3.2. Justificación Metodológica	19
1.3.3. Justificación Social	20
1.3.4. Justificación Económica	20
1.4. Hipótesis	21
1.4.1. Hipótesis general	21
1.4.2. Hipótesis específica	21
1.5. Operacionalización de variables.....	22
CAPÍTULO II: MARCO TEÓRICO	23
2.1. Antecedentes de la investigación	23
2.1.1. Antecedentes Internacionales	23

2.1.2.	Antecedentes Nacionales	29
2.1.3.	Antecedentes Regionales y Locales.....	30
2.2.	Bases teóricas	31
2.2.1.	Lixiviados.....	31
2.2.2.	Generación de lixiviados de vertederos	32
2.2.3.	Lixiviados de vertedero y sus características	35
2.2.4.	Composición de lixiviados de vertedero.....	37
2.2.5.	Tratamiento de lixiviados de vertederos	38
2.2.6.	Fundamento de un proceso de intercambio iónico	39
2.2.7.	Tratamiento de lixiviados de vertederos por intercambio iónico	41
2.2.9.	Mecanismos de reacción	45
2.2.10.	Isoterma de adsorción	46
2.2.7	Cinética de adsorción.....	47
2.3.	Definición de términos básicos	48
CAPÍTULO III: METODOLOGÍA		49
3.1.	Método y alcance de la investigación.....	49
3.1.1.	Método General	49
3.1.2.	Método Específico	49
3.1.3.	Tipo de investigación.....	49
3.1.4.	Nivel de investigación.....	49
3.2.	Diseño de la investigación	49
3.3.	Población y muestra.....	50
3.4.	Técnicas e instrumentos de recolección de datos.....	51
3.4.1.	Técnicas utilizadas en la recolección de datos	51
3.4.2.	Instrumentos utilizados en la recolección de datos	51
3.4.3.	Materiales.....	51
CAPÍTULO IV: RESULTADOS Y DISCUSIÓN		58

2.4.	Presentación de resultados	58
2.4.1.	Caracterización de los lixiviados del vertedero de CEPASC.....	58
2.4.2.	Remoción de materia orgánica de los lixiviados utilizando resina	
	aniónica M-600.....	58
2.4.3.	Porcentaje de remoción de materia orgánica en lixiviados del	
	CEPASC usando resina aniónica M-600	61
2.4.4.	Influencia de la masa de resina y el tiempo de contacto en la remoción.....	
	de DQO	62
2.4.5.	Influencia de la masa de resina y el tiempo de contacto en la remoción.....	
	de DBO ₅	65
2.4.6.	Influencia de la masa de resina y el tiempo de contacto en la remoción	
	de STD	68
2.4.7.	Isoterma de adsorción	71
2.4.8.	Cinética de adsorción.....	85
2.5.	Prueba de hipótesis	102
2.5.1.	Análisis de Anova.....	104
2.5.2.	Hipótesis específica	105
2.5.3.	Hipótesis general	106
2.6.	Discusión de resultados	107
	CONCLUSIONES	110
	RECOMENDACIONES	111
	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	112
	ANEXOS.....	119
A.	Monitoreo de lixiviados del CEPAS Concepción	119
B.	Parte experimental.....	120
C.	Reportes de laboratorio.....	122

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Generación de residuos en diferentes países.....	33
Tabla 2. Características y tratabilidad de los lixiviados en función de la edad del vertedero	36
Tabla 3. Caracterización de lixiviado del vertedero CEPASC	58
Tabla 4. Remoción de DQO, DBO ₅ y STD en lixiviados del CEPASC	59
Tabla 5. Porcentaje de remoción de DQO, DBO ₅ y STD en lixiviados del CEPASC ..	61
Tabla 6. Datos de concentración de DQO en 30 min para isoterma.....	71
Tabla 7. Parámetros para el estudio de la isoterma de Langmuir a 30 min.....	71
Tabla 8. Constantes de la Isoterma de Langmuir a 30 min	72
Tabla 9. Parámetros para el estudio de la isoterma de Freundlich a 30 min	73
Tabla 10. Constantes de la isoterma de Freundlich a 30 min	73
Tabla 11. Resumen de las isotermas de Langmuir y Freundlich a 30 min	74
Tabla 12. Datos de concentración de DQO en 60 min para isoterma.....	74
Tabla 13. Parámetros para el estudio de la isoterma de Langmuir a 60 min.....	75
Tabla 14. Constantes de la Isoterma de Langmuir a 60 min	75
Tabla 15. Parámetros para el estudio de la isoterma de Freundlich a 60 min	76
Tabla 16. Constantes de la isoterma de Freundlich a los 60 min	77
Tabla 17. Resumen de las isotermas de Langmuir y Freundlich a los 60 min	77
Tabla 18. Datos de concentración de DQO en 90 min para isoterma.....	78
Tabla 19. Parámetros para el estudio de la isoterma de Langmuir a 90 min.....	78
Tabla 20. Constantes de la Isoterma de Langmuir a 90 min	79
Tabla 21. Parámetros para el estudio de la isoterma de Freundlich a 90 min	80
Tabla 22. Constantes de la isoterma de Freundlich a los 90 min	80
Tabla 23. Resumen de las isotermas de Langmuir y Freundlich a los 90 min	81
Tabla 24. Datos de concentración de DQO en 120 min para isoterma.....	81
Tabla 25. Parámetros para el estudio de la isoterma de Langmuir a 120 min.....	82
Tabla 26. Constantes de la Isoterma de Langmuir a 120 min	83
Tabla 27. Parámetros para el estudio de la isoterma de Freundlich a 120 min	83
Tabla 28. Constantes de la isoterma de Freundlich a los 120 min.....	84
Tabla 29. Resumen de las isotermas de Langmuir y Freundlich a los 120 min	84
Tabla 30. Concentraciones finales de DQO para cinética con 0,5 g de resina	85
Tabla 31. Cinética de pseudo-primer orden con 0,5 g de resina.....	86

Tabla 32. Constantes de la cinética de pseudo-primer orden con 0,5g de resina	86
Tabla 33. Cinética de pseudo-segundo orden con 0,5 g de resina	87
Tabla 34. Constantes de la cinética de pseudo-segundo orden con 0,5g de resina.....	88
Tabla 35. Resumen de las constantes del estudio cinético con 0,5 g de resina	88
Tabla 36. Concentraciones finales de DQO para cinética con 1 g de resina.....	88
Tabla 37. Cinética de pseudo-primer orden con 1 g de resina	89
Tabla 38. Constantes de la cinética de pseudo-primer orden con 1 g de resina	90
Tabla 39. Cinética de pseudo-segundo orden con 1 g de resina.....	90
Tabla 40. Constantes de la cinética de pseudo-segundo orden con 1 g de resina.....	91
Tabla 41. Resumen de las constantes del estudio cinético con 1 g de resina	91
Tabla 42. Concentraciones finales de DQO para cinética con 1,5 g de resina.....	92
Tabla 43. Cinética de pseudo-primer orden con 1,5 g de resina.....	92
Tabla 44. Constantes de la cinética de pseudo-primer orden con 1,5 g de resina	93
Tabla 45. Cinética de pseudo-segundo orden con 1,5 g de resina	94
Tabla 46. Constantes de la cinética de pseudo-segundo orden con 1,5 g de resina.....	94
Tabla 47. Resumen de las constantes del estudio cinético con 1,5 g de resina	95
Tabla 48. Concentraciones finales de DQO para cinética con 2 g de resina.....	95
Tabla 49. Cinética de pseudo-primer orden con 2 g de resina	96
Tabla 50. Constantes de la cinética de pseudo-primer orden con 2 g de resina	96
Tabla 51. Cinética de pseudo-segundo orden con 2 g de resina.....	97
Tabla 52. Constantes de la cinética de pseudo-segundo orden con 2 g de resina.....	98
Tabla 53. Resumen de las constantes del estudio cinético con 2 g de resina	98
Tabla 54. Concentraciones finales de DQO para cinética con 2,5 g de resina	98
Tabla 55. Cinética de pseudo-primer orden con 2,5 g de resina.....	99
Tabla 56. Constantes de la cinética de pseudo-primer orden con 2,5 g de resina	100
Tabla 57. Cinética de pseudo-segundo orden con 2,5 g de resina	100
Tabla 58. Constantes de la cinética de pseudo-segundo orden con 2,5 g de resina.....	101
Tabla 59. Resumen de las constantes del estudio cinético con 2,5 g de resina	101
Tabla 60. Información general del factor	104
Tabla 61. Análisis de varianza del DQO.....	104
Tabla 62. Análisis de varianza del DBO ₅	104
Tabla 63. Análisis de varianza de SDT	105

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Modelo conceptual para la generación de lixiviados	33
Figura 2. Intercambio iónico.	42
Figura 3. Estructura de la resina	43
Figura 4. Remoción de DQO en lixiviados de CEPASC	59
Figura 5. Remoción de DBO ₅ en lixiviados de CEPASC	60
Figura 6. Remoción de STD en lixiviados de CEPASC	60
Figura 7. Porcentaje de remoción de DQO en lixiviados de CEPASC	62
Figura 8. Efectos principales de las variables en la remoción de DQO.....	63
Figura 9. Interacción de variables en la remoción de DQO	64
Figura 10. Gráfico de contorno de remoción de DQO.....	65
Figura 11. Porcentaje de remoción de DBO ₅ en lixiviados de CEPASC	65
Figura 12. Efectos principales de las variables en la remoción de DBO ₅	66
Figura 13. Interacción de variables en la remoción de DBO ₅	67
Figura 14. Gráfico de contorno de remoción de DBO ₅	67
Figura 15. Porcentaje de remoción de STD en lixiviados de CEPASC.....	68
Figura 16. Efectos principales de las variables en la remoción de STD	69
Figura 17. Interacción de variables en la remoción de STD	69
Figura 18. Gráfico de contorno de remoción de STD.....	70
Figura 19. Isotherma de Langmuir a 30 min	72
Figura 20. Isotherma de Freundlich a 30 min	73
Figura 21. Isotherma de Langmuir a 60 min	75
Figura 22. Isotherma de Freundlich a 60 min	77
Figura 23. Isotherma de Langmuir a 90 min	79
Figura 24. Isotherma de Freundlich a 90 min	80
Figura 25. Isotherma de Langmuir a 120 min	82
Figura 26. Isotherma de Freundlich a 120 min	84
Figura 27. Cinética de pseudo-primer orden con 0,5 g de resina	86
Figura 28. Cinética de pseudo-segundo orden con 0,5 g de resina	87
Figura 29. Cinética de pseudo-primer orden con 1 g de resina	89
Figura 30. Cinética de pseudo-segundo orden con 1 g de resina	91
Figura 31. Cinética de pseudo-primer orden con 1,5 g de resina	93
Figura 32. Cinética de pseudo-segundo orden con 1,5 g de resina	94

Figura 33. Cinética de pseudo-primer orden con 2 g de resina	96
Figura 34. Cinética de pseudo-segundo orden con 2 g de resina	97
Figura 35. Cinética de pseudo-primer orden con 2,5 g de resina	99
Figura 36. Cinética de pseudo-segundo orden con 2,5 g de resina	101
Figura 37. Mecanismo de acción de la resina M-600 en la remoción de.....	
materia orgánica.....	46
Figura 38. Prueba de normalidad para el DQO	102
Figura 39. Prueba de normalidad para el DBO ₅	103
Figura 40. Prueba de normalidad para el STD	103

RESUMEN

El trabajo de investigación se centró en porcentaje de remoción de materia orgánica en el proceso de adsorción con resina aniónica M-600 en el lixiviado generado por el vertedero del Centro Ecoturístico de Protección Ambiental “Santa Cruz” (CEPASC), Concepción - 2023. Para ello, se aplicó como metodología de estudio el hipotético – deductivo con un diseño de bloques completamente al azar (DBCA), donde las variables independiente fue la resina aniónica M-600 y sus indicadores de estudio la masa de resina aniónica (0,5g; 1g, 1,5g; 2g y 2,5g) y tiempo de contacto (30 min, 60 min ,90 min y 120 min), mientras que las variables dependiente fue la adsorción de lixiviado de vertedero y sus indicadores son la remoción de materia orgánica (DQO, DBO), isoterma de adsorción y cinética de adsorción. La población del estudio será el lixiviado del vertedero de Concepción y se usó 120 mL de muestra por corrida experimental, al realizar la caracterización de los lixiviados del vertedero se obtuvo que tenía 8749,20 mg/L de DQO y 4404,14 mg/L de DBO₅, los cuales son características de lixiviados de mediano plazo, es decir, de 5 años a 10 años. Asimismo, las pruebas según el diseño obtuvieron que los mejores resultados de reducción de materia orgánica según los parámetros de DQO, DBO₅ y STD los cuales fueron de 95,13%, 95,15% y 16,15%, respectivamente, todo a condiciones de trabajo de 1,5 g de resina, y, en un tiempo de 120 min. Además, se determinó que la isoterma que se adapta mejor al estudio es la de Langmuir con un coeficiente de correlación (R^2) de 0,9494 y capacidad máxima de adsorción de 360,49mg/g. Asimismo, se estableció que la cinética que se realiza es de pseudo-segundo orden debido a que se cuenta con un coeficiente de correlación (R^2) del 0,99 con una constante de velocidad de $0,00075 \text{ g.mg}^{-1}.\text{min}^{-1}$ y la cantidad de adsorción en el equilibrio fue 668 mg/g de resina. Se concluye así que el uso de resinas intercambio iónico es adecuado para tratar lixiviados de vertederos.

Palabras claves: Resina, aniónica, materia orgánica, isoterma, cinética.

ABSTRACT

The research work focused on the percentage of organic matter removal in the adsorption process with anion resin M-600 in the leachate generated by the CEPASC landfill, Concepción - 2023. For this, the hypothetical - deductive study methodology was applied with a completely randomized block design (DBCA), where the independent variables were the anion resin M-600 and its study indicators the mass of anion resin (0,5g; 1g, 1,5g; 2g and 2,5g) and contact time (30 min, 60 min, 90 min and 120 min), while the dependent variables were the adsorption of landfill leachate and its indicators are the removal of organic matter (COD, BOD), adsorption isotherms and kinetics. adsorption. The study population will be the leachate from the Concepción landfill and 120 mL of sample was used per experimental run. When characterizing the landfill leachate, it was obtained that it had 8749,20 mg/L of COD and 4404,14 mg/L of BOD₅ which are characteristics of medium-term leachates, that is, from 5 years to 10 years. Likewise, the tests according to the design obtained the best results of reduction of organic matter according to the parameters of COD, BOD₅ and STD which were 95,13%; 95,15% and 16,15% respectively, all under conditions of work of 1.5 g of resin, and in a time of 120 min. In addition, it was determined that the isotherm that best adapts to the study is the Langmuir one with a correlation coefficient (R^2) of 0,9494 and maximum adsorption capacity of 360.49mg/g, likewise it was established that the kinetics that were performed is pseudo-second order because it has a correlation coefficient (R^2) of 0,99 with a rate constant of 0,00075 g.mg⁻¹.min⁻¹ and the amount of adsorption at equilibrium was 668 mg/g resin. Thus, concluding that the use of ion exchange resins is suitable for treating landfill leachate.

Keywords: Resin, anionic, organic matter, isotherm, kinetics.

INTRODUCCIÓN

A nivel global, se generan, aproximadamente, 11 200 millones de toneladas de residuos sólidos al año, los cuales contribuyendo cerca del 5% de las emisiones mundiales de gases de efecto invernadero. A pesar de los esfuerzos internacionales por reducir, reutilizar y reciclar materiales, la cantidad de desechos sigue en aumento, impulsada por el crecimiento de la población. Actualmente, los vertederos abiertos son la opción predominante para el almacenamiento de residuos. No obstante, esta práctica tiene un impacto ambiental considerable. La construcción de vertederos requiere grandes extensiones de terreno, lo que afecta negativamente la flora y fauna circundantes. Además, los lixiviados generados en estos vertederos contienen compuestos como ácidos húmicos y fúlvicos, que son difíciles de biodegradar. Estos compuestos pueden contaminar tanto las aguas subterráneas como las superficiales debido a su alta concentración de organismos patógenos.

En Perú, según el Ministerio del Ambiente (MINAM, 2021), hay 1 685 zonas donde los residuos sólidos no se entierran en vertederos, lo que acarrea consecuencias negativas para el medio ambiente y la salud humana. Asimismo, según el Instituto Nacional de Estadística y Ciencias de la Información (INEI, 2020), reporta que el 57,5% de los residuos sólidos domiciliarios son orgánicos. Estos residuos orgánicos son especialmente problemáticos porque los principales compuestos en formar los lixiviados.

Además, según estudios, se sabe que el tratamiento de lixiviados es un desafío ambiental importante debido a la complejidad química de estos líquidos, que, frecuentemente, incluyen compuestos orgánicos refractarios. Los métodos tradicionales de tratamiento a menudo tienen limitaciones en su capacidad para tratar estos contaminantes complejos. En este contexto, las resinas aniónicas emergen como una solución prometedora, ya que están diseñadas para eliminar compuestos iónicos negativos, como los ácidos húmicos y fúlvicos, predominantes en los lixiviados. Las resinas aniónicas ofrecen una alta selectividad y eficacia en la remoción de estos compuestos, superando las limitaciones de los métodos tradicionales. Cabe mencionar que el uso de resinas aniónicas no solo proporciona una solución efectiva para la reducción de contaminantes orgánicos, sino que, también, ofrece ventajas adicionales en términos de sostenibilidad y eficiencia operativa. Estas resinas pueden ser regeneradas y reutilizadas, optimizando así los recursos y reduciendo los costos operativos a largo plazo. Además, su capacidad para integrarse con otras tecnologías de tratamiento, como la adsorción y la oxidación química,

permite una estrategia de tratamiento más completa y adaptable.

Debido a todo lo mencionado, el presente trabajo se basará en investigar el tratamiento de lixiviados del vertedero de CEPAS, utilizando resinas aniónicas para la remoción de materia orgánica, y analizará la determinación de isothermas y cinética. La investigación se desarrolla en cuatro capítulos:

Capítulo I: presenta el planteamiento del problema, los objetivos, la justificación del estudio y la identificación de variables.

Capítulo II: ofrece una revisión bibliográfica, incluyendo antecedentes, marco teórico y marco conceptual.

Capítulo III: detalla la parte experimental desarrollada en el laboratorio, describiendo la metodología, el diseño experimental, así como los equipos y materiales utilizados.

Capítulo IV: expone los resultados y la discusión de estos, presentando los datos obtenidos mediante gráficos y tablas, y la contrastación de hipótesis.

Finalmente, se presentan las conclusiones y recomendaciones del trabajo, junto con los anexos que evidencian el desarrollo del estudio.

CAPÍTULO I: PLANTEAMIENTO DEL ESTUDIO

1.1. Planteamiento y formulación del problema

Se anticipa que la generación anual global de Residuos Sólidos Municipales (RSM) se superará para 2025 en 2.2 mil millones de toneladas métricas con los efectos combinados del crecimiento económico, la urbanización, el crecimiento demográfico y los estilos de vida cambiantes [1]. La gestión de desechos se encuentra entre los principales desafíos del mundo, mientras que la mayoría de los países implementan el vertido de cargas de RSM en patios abiertos [2]. Se informa que los vertederos sin ingeniería o los basureros abiertos son una práctica común en los países de ingresos bajos y medianos (LMIC) debido a su menor costo operativo. Sin embargo, estas prácticas pueden permitir que el lixiviado fluya directamente hacia los cuerpos de agua y el suelo más cercanos, lo que presenta efectos adversos para la salud humana y el medio ambiente [3].

Tanto en los países industrializados como en los países en desarrollo, diariamente, se generan grandes cantidades de desechos sólidos. Como método económico y rentable, el vertido es un mecanismo preferido frente a otras opciones como la reutilización mediante el reciclaje, la incineración y el compostaje para la eliminación de los residuos sólidos industriales y municipales (RSM) generados por el aumento de la población [4]. Además de sus ventajas económicas, los rellenos sanitarios, también, minimizan los riesgos ambientales asociados con la eliminación de desechos sólidos y brindan condiciones controladas para la descomposición de los desechos en material relativamente inerte y estabilizado [5]. Uno de los principales problemas ambientales asociados a los vertederos es la producción de lixiviados. Cuando el agua de lluvia se filtra en un vertedero, el medio líquido entra en contacto con los desechos sólidos en descomposición, así como solubiliza nutrientes y contaminantes. Esta corriente de líquido altamente contaminada se conoce como lixiviados [6]. La composición de los lixiviados varía mucho de un vertedero a otro y, también, a lo largo del tiempo en un vertedero en particular. Estas variaciones pueden deberse a una variedad de factores, como el tipo de desecho aceptado, el entorno del vertedero, la técnica de llenado, etc. A pesar de estas variaciones, la composición general de los lixiviados puede incluir grandes cantidades de materia orgánica, amoníaco, nitrógeno, sales inorgánicas y algunas cantidades de sales

orgánicas cloradas y metales pesados [7]. La presencia de estos compuestos tóxicos y/o recalcitrantes en los lixiviados presenta problemas en su disposición directa a cuerpos de agua naturales o si se infiltran en aguas subterráneas.

América Latina y el Caribe (ALC) es una región en la que los basureros a cielo abierto siguen siendo el sitio de disposición final de más del 30 % de los RSM [8]. El vertido es la tecnología seleccionada para la gran mayoría de la cantidad restante, mientras que tecnologías más sofisticadas, como el compostaje o la incineración, aún no se han aplicado en la región. A pesar del retraso en la mejora del sistema de gestión de residuos, un conjunto de decisiones aprobadas en los últimos años respalda el mayor interés de los formuladores de políticas en los países de ALC por reducir los vertidos ilegales. En primer lugar, muchos países cumplieron con la reducción de sus emisiones de GEI vinculadas a la deficiente gestión de residuos como uno de los compromisos de las Partes No-Anexo I del Acuerdo de Copenhague en 2009 [9]. Estas iniciativas fueron posteriormente mejoradas y ampliadas en forma de contribuciones determinadas a nivel nacional (NDC) presentadas por cada nación en el marco del Acuerdo de París [10]. En segundo lugar, se han implementado medidas para reducir la vulnerabilidad y el riesgo de las vías informales de gestión de residuos a través de legislación, monitoreo, y normas de seguridad y salud en el trabajo [11]. Finalmente, la legislación ambiental para la disposición de residuos se ha actualizado para dar cuenta de la creciente sofisticación de las tecnologías de disposición final [12].

En el caso de Perú, solo se registraron 29 rellenos sanitarios en 2017. En cambio, a mediados de 2018, se reportaron más de 1.400 vertederos a cielo abierto, repartidos por todo el país (Personal técnico, Ministerio del Medio Ambiente, comunicación personal, mayo de 2018). En 2015, Perú dispuso de 7.59 Mt de RSU, de los cuales el 49.3 % se envió a rellenos sanitarios, mientras que el resto permanece sin reportar [13]. Es significativo que, si se excluye el área metropolitana de Lima de las estadísticas, solo el 7.6 % de los residuos se depositan en vertederos. De hecho, a noviembre de 2017, 10 de las 25 regiones del Perú aún carecen de infraestructura de relleno sanitario [14].

La gestión sostenible de los residuos sólidos urbanos (RSU) es un desafío para el Perú. Este es un país de ingreso medio alto que ha disfrutado de una alta tasa de

crecimiento económico durante más de una década (a pesar de una desaceleración en 2017). Como resultado, hay una clase media creciente, una urbanización y un consumo crecientes que conducen a cantidades cada vez mayores de desechos. Los municipios carecen de los recursos y la capacidad para abordar sus crecientes volúmenes de RSU de manera sostenible e integrada y para invertir en infraestructura de reciclaje. El sector privado carece del entorno propicio y los incentivos para aprovechar las oportunidades comerciales relacionadas con los desechos [15].

Actualmente, solo el 42 % de los desechos irrecuperables terminan en los vertederos del país y menos del 15 % de los desechos reciclables se reciclan (la tasa de reciclaje total es inferior al 4 %). Más de la mitad de los RSU son orgánicos, pero menos del 1% se composta. La mayoría de los residuos sólidos se vierten en vertederos no gestionados sin un tratamiento adecuado, lo que genera problemas de salud y ambientales [15].

En Perú, el crecimiento de la población y el desarrollo económico han llevado a un crecimiento promedio de las emisiones totales de gases de efecto invernadero (GEI) de todos los sectores de 2.1 % por año desde 1980. La participación del sector de desechos en las emisiones totales de GEI de Perú es del 6 % y sigue aumentando. Las emisiones de los desechos sólidos municipales se han más que triplicado entre 1980 y 2010, y se prevé que aumenten aún más en casi un 40 % entre 2010 y 2030. Casi la mitad de todas las emisiones relacionadas con los RSU se generan en el área metropolitana de Lima-Callao [15].

Para el caso específico, es la generación de lixiviados en el proceso de compostaje en el CEPASC “Santa Cruz”, debido a que no existe un tratamiento adecuado que pueda prevenir los problemas de contaminación ambiental. Por otra parte, en el área en la que se desarrolla el proceso de compostaje, carece de un techo lo que ocasiona que se incremente el lixiviado con las lluvias en los meses de diciembre a abril dando lugar a infiltraciones que llegan a contaminar el suelo y posiblemente la capa freática.

Para resolver dichos problemas, se han aplicado varios procesos de tratamiento para tratar lixiviados estabilizados tales como degradación biológica aeróbica y anaeróbica, oxidación química, precipitación, coagulación-floculación, adsorción y proceso de intercambio iónico. Este último implicado con un intercambio reversible

de iones entre las fases sólida y líquida. Por ejemplo, las partículas sólidas de intercambio iónico pueden intercambiar sus iones móviles con iones cargados de manera similar del medio circundante. Las partículas sólidas de intercambio iónico se pueden clasificar como partículas inorgánicas naturales (zeolitas) y resinas orgánicas sintéticas (resina aniónica), que se desarrollaron a partir de polielectrolitos de alto peso molecular [16]. Además, los estudios sobre la eliminación de materia orgánica de los lixiviados de vertederos estabilizados utilizando resina de intercambio aniónico en el proceso de tratamiento principal siguen siendo limitados y no están bien documentados. Lo mismo es cierto para los estudios relacionados con las isothermas, los modelos cinéticos y las curvas de avance del tratamiento de intercambio iónico. Por lo tanto, este estudio determinará la dinámica de adsorción de los lixiviados a través de resina de intercambio aniónico M-600.

1.1.1. Problema General

¿Cuál es el porcentaje de remoción de materia orgánica en el proceso de adsorción con resina aniónica M-600 en el lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción - 2023?

1.1.2. Problemas Específicos

¿Qué concentración de materia orgánica presenta en el lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción - 2023?

¿Cuál es la influencia de la masa de resina aniónica M-600 en la adsorción del lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción – 2023?

¿Cuál es la influencia del tiempo de contacto en la adsorción del lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción – 2023 con resina aniónica M-600?

¿Qué modelo de isoterma y modelo cinético describe mejor la adsorción con resina aniónica M-600 del lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción - 2023?

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo general

Analizar el porcentaje de remoción de materia orgánica en el proceso de adsorción con la resina aniónica M-600 en el lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción - 2023

1.2.2. Objetivos específicos

Determinar la concentración de materia orgánica presente en el lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción - 2023

Determinar la influencia de la masa de resina aniónica M-600 en la adsorción del lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción – 2023

Determinar la influencia del tiempo de contacto en la adsorción del lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción – 2023 con resina aniónica M-600

Determinar el modelo de isoterma y el modelo cinético que describa mejor la adsorción con resina aniónica M-600 del lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción - 2023

1.3. Justificación

1.3.1. Justificación Ambiental

Los lixiviados generados en vertederos pueden contener compuestos orgánicos refractarios, como ácidos húmicos y fúlvicos, que son difíciles de biodegradar y tienen el potencial de contaminar aguas subterráneas y superficiales. Las resinas aniónicas se destacan por su eficacia en la remoción de estos compuestos, protegiendo así las fuentes de agua y los ecosistemas acuáticos. Al reducir la concentración de contaminantes en los lixiviados y cumplir con las normativas estatales, se minimiza el riesgo de contaminación de cuerpos de agua cercanos y se preserva la calidad del agua. Además, este tratamiento ayuda a mitigar los efectos negativos asociados con la acumulación de desechos, como la contaminación del suelo, así como el riesgo para la flora y fauna local. Este enfoque contribuye a una gestión más sostenible de los vertederos, reduciendo el impacto ambiental global.

1.3.2. Justificación Metodológica

Las resinas aniónicas han demostrado ser altamente efectivas en la remoción de compuestos orgánicos refractarios, como los ácidos húmicos y fúlvicos, que son

difíciles de eliminar con métodos tradicionales. Este enfoque específico de tratamiento aborda de manera eficiente los retos asociados con la compleja composición de los lixiviados. Las resinas aniónicas ofrecen una adaptabilidad a las características particulares de los lixiviados, ya que pueden ser diseñadas para tratar diferentes tipos de contaminantes. Esta capacidad proporciona flexibilidad en el tratamiento de lixiviados con composiciones variadas, asegurando una respuesta eficaz a diversos tipos de contaminación. Los resultados y conocimientos derivados de esta investigación son de gran relevancia para futuras investigaciones en la remoción de materia orgánica en los lixiviados de vertederos, así como en aguas residuales y/o industriales. Además, el estudio sienta una base sólida para el avance en el desarrollo de procesos más eficientes y sostenibles para el tratamiento de lixiviados de vertederos, lo que redundará en beneficios tanto para el medio ambiente como para la sociedad en general.

1.3.3. Justificación Social

La presencia de compuestos orgánicos tóxicos y patógenos en los lixiviados de vertederos puede afectar negativamente la salud de las comunidades cercanas a estas. Por ello, la utilización de resinas aniónicas para eliminar estos contaminantes reduce el riesgo de exposición a sustancias nocivas, protegiendo así la salud de la población, especialmente, en áreas densamente pobladas o en desarrollo donde el acceso a agua limpia es crucial. Un tratamiento eficaz de los lixiviados contribuye a un entorno más limpio y saludable, mejorando la calidad de vida y reduciendo la contaminación, y los olores asociados con los vertederos. Además, la implementación de tecnologías avanzadas para el tratamiento de lixiviados demuestra un compromiso con la protección ambiental y la salud pública, lo que puede aumentar la conciencia comunitaria, y fomentar la participación en prácticas sostenibles y la cooperación en la preservación del entorno.

1.3.4. Justificación Económica

Aunque la implementación de resinas aniónicas puede requerir una inversión inicial, su uso puede generar ahorros económicos a largo plazo al disminuir los costos asociados con la contaminación y el tratamiento de aguas. Además, las

resinas aniónicas, al ser regenerable y reutilizables, mejoran la eficiencia del proceso y reducen la necesidad de nuevas materias primas, optimizando así los recursos económicos. Asimismo, estas resinas pueden combinarse con otros métodos de tratamiento, como la oxidación química, para lograr una remoción más efectiva de materia orgánica. Esta integración de tecnologías no solo mejora la eficiencia del tratamiento, sino que, también, puede reducir la necesidad de procesos adicionales, lo que conlleva menores costos operativos.

1.4. Hipótesis

1.4.1. Hipótesis general

Ho: El porcentaje de remoción de materia orgánica en el proceso de adsorción con la resina aniónica M-600 en el lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción – 2023 no es significativamente.

Ha: El porcentaje de remoción de materia orgánica en el proceso de adsorción con la resina aniónica M-600 en el lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción – 2023 es significativamente.

1.4.2. Hipótesis específica

Ho1: La masa de resina aniónica M-600 no influye significativamente en la adsorción del lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción – 2023.

Ha1: La masa de resina aniónica M-600 influye significativamente en la adsorción del lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción – 2023.

Ho2: El tiempo de contacto no influye significativamente en la adsorción del lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción – 2023.

Ha2: El tiempo de contacto influye significativamente en la adsorción del lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción – 2023.

1.5. Operacionalización de variables

Variable		Descripción conceptual	Definición operacional	Dimensiones	Indicadores	Escala de medición
Variable independiente	Resina aniónica M-600	Las resinas de intercambio aniónico son cationes poliméricos con un anión lábil e intercambiable (6)	La resina aniónica serán medidas teniendo en cuenta su variación de masa expresado en gramos.	Masa	Peso	Gramos (g)
				Tiempo de contacto	Tiempo	Minutos (min)
Variable dependiente	Adsorción de lixiviado de vertedero	La adsorción es el estudio de la isoterma y cinética del lixiviado de vertedero que es un agua residual con alto contenido de materia orgánica y nitrógeno amónico que se forma como resultado de la filtración del agua de lluvia y la humedad a través de los desechos en los vertederos (7).	La dinámica de adsorción de lixiviado de vertedero será medida teniendo en cuenta el estudio de la isoterma y cinética de adsorción, así también se medirá la concentración inicial y final de la materia orgánica.	Isoterma de adsorción	Peso	Gramos (g)
				Cinética de adsorción	Tiempo	Minutos (min)
				Concentración de la materia orgánica	DQO DBO STD	mg/L
				Remoción de la materia orgánica	Porcentaje	%

CAPÍTULO II: MARCO TEÓRICO

2.1. Antecedentes de la investigación

2.1.1. Antecedentes Internacionales

En el artículo científico de Zamri y compañeros en el año 2017, titulado “Tratamiento Semiaeróbico de lixiviados de vertedero estabilizados mediante resina de intercambio iónico: estudio isotérmico y cinético”, investigaron la capacidad de tratamiento de la resina de intercambio iónico (Indion MB 6 SR) para la eliminación de cromo (VI), aluminio (III), zinc (II), cobre (II), hierro (II) y fosfato (PO_4^{3-}), demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$) y color de lixiviados semiaeróbico estabilizados por ensayo discontinuo. Se probó un rango de dosificación de resina de intercambio iónico para determinar la eficiencia de eliminación de los parámetros de lixiviado. Se observó que los datos de equilibrio estaban mejor representados por el modelo de Langmuir para iones metálicos y que Freundlich se ajustaba idealmente a DQO, $\text{NH}_3\text{-N}$ y color. Se encontró que el modelo de difusión intrapartícula, los modelos de isothermas de pseudo primer y pseudo segundo orden se ajustaban idealmente a la correlación de los datos experimentales. Los hallazgos revelaron que los modelos podrían describir el comportamiento cinético de intercambio iónico de manera eficiente, lo que sugiere una perspectiva integral para la investigación futura en este campo [17].

En el artículo científico de Pathak y compañeros del año 2013, titulado “Tratamiento de lixiviados de vertederos para la eliminación de materia orgánica, sustancias extintoras de UV y nitrógeno orgánico utilizando resinas de intercambio aniónico”, evaluaron la aplicabilidad de las resinas de intercambio aniónico para eliminar la materia orgánica, la sustancia que apaga los rayos UV y el nitrógeno orgánico de los lixiviados de los vertederos. Se utilizaron muestras de lixiviados basadas en diferentes edades y métodos de tratamiento. Se encontró que las resinas de intercambio aniónico funcionaron de manera efectiva para todos los lixiviados estudiados. Se descubrió que las resinas eliminaban más sustancias absorbentes de UV biorrefractarias en comparación con el carbono orgánico total (TOC), lo que sugiere que las resinas de intercambio aniónico podrían emplearse para eliminar las sustancias absorbentes de UV. Múltiples

regeneraciones de la resina mostraron una ligera pérdida en la capacidad de eliminar UV y carbono orgánico. El fraccionamiento de las muestras de lixiviados mostró una eliminación eficaz de la fracción de ácido húmico (HA), que es responsable de la mayor parte de la extinción de los rayos UV. También, se descubrió que la resina elimina eficazmente la fracción hidrófila biorrefractaria (Hpi) que tiende a persistir incluso después de que la fracción HA se haya biodegradado. La filtración por membrana (corte de peso molecular de 1000 Da y 3000 Da), junto con resinas de intercambio iónico, lograron una mejor eliminación de materia orgánica y sustancias absorbentes de UV254. Además, esto mejoró significativamente el rendimiento de las resinas. También, se observó una eliminación significativa de nitrógeno orgánico usando intercambio aniónico, aunque fue menor que UV y TOC. Se logró eliminar alrededor del 80 % del nitrógeno orgánico asociado con la fracción Hpi biorrefractaria utilizando intercambio aniónico, lo que sugiere que el intercambio iónico es una alternativa viable para eliminar el nitrógeno orgánico [5].

En el artículo científico de Bashir et al. (2010) titulado “Efectos de las resinas de intercambio iónico en diferentes formas de iones móviles en el tratamiento semiaeróbico de lixiviados de vertederos”, investigaron la capacidad de las resinas de intercambio iónico sintéticas que transportan diferentes iones móviles para eliminar el color, la demanda química de oxígeno (DQO) y el nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$) del lixiviado estabilizado. En este estudio, se utilizó la resina sintética INDION 225 Na como intercambiador catiónico e INDION FFIP MB como intercambiador aniónico. INDION 225 Na se utilizó en forma de hidrógeno (H^+) y en forma de sodio (Na^+), mientras que la resina INDION FFIP MB se utilizó en forma de hidróxido (OH^-) y en forma de calcio (Cl^-). Los resultados indicaron una mejor eliminación de color, DQO y $\text{NH}_3\text{-N}$ al usar INDION 225 Na en forma de H^+ en comparación con la forma de Na^+ , mientras que no se observaron diferencias de rendimiento al usar INDION FFIP MB en forma de OH^- o Cl^- . La aplicación de resina catiónica seguida de resina aniónica logró 97 %, 88 % y 94 % de eliminación de color, DQO y $\text{NH}_3\text{-N}$. Las cantidades residuales fueron 160 Pt-Co, 290 mg/L y 110 mg/L de color, DQO y $\text{NH}_3\text{-N}$ respectivamente [16].

En el artículo científico de Bashir et al. (2015), titulado “La competencia de diversas estrategias aplicadas en el tratamiento de lixiviados de vertederos municipales tropicales”, evaluaron la efectividad de varias técnicas en el tratamiento de lixiviados de vertederos maduros generados a partir de vertederos en Malasia, un país tropical. Se analizaron procesos de tratamiento como biológico, intercambio iónico, coagulación-floculación, adsorción, procesos de oxidación avanzada (POA) y flotación. La eficiencia de cada proceso se analizó en función de la demanda química de oxígeno (DQO), el color y el porcentaje de eliminación de $\text{NH}_3\text{-N}$. El tratamiento de intercambio iónico mediante secuencia catiónica/aniónica logró la mejor eliminación de color (96.8 %), DQO (87.9 %) y $\text{NH}_3\text{-N}$ (93.8 %) del lixiviado en comparación con otros métodos de tratamiento. La coagulación-floculación y los POA fueron exitosos para la remoción de DQO y color del lixiviado. Sin embargo, ninguno de los dos pudo tratar eficazmente el $\text{NH}_3\text{-N}$. El tratamiento biológico pudo eliminar el $\text{NH}_3\text{-N}$ (71 %) de manera efectiva, pero fue pobre en términos de eliminación de DQO (29 %) y color (22 %). La adsorción a través de un nuevo compuesto de carbono y minerales exhibió una mejor eliminación tanto de DQO (68.4 %) como de $\text{NH}_3\text{-N}$ (92.6 %) del lixiviado estabilizado [18].

En el artículo científico de Bolto y compañeros del año 2002, titulado “Eliminación de materia orgánica natural por intercambio iónico”, exploraron una gama de intercambiadores de aniones para la eliminación de materia orgánica natural (NOM), tanto aislada de las aguas superficiales como después del fraccionamiento en cuatro fracciones en función de las propiedades hidrofóbicas e hidrofílicas. Las resinas de estructura abierta y alto contenido de agua se confirman como las de mejor rendimiento, siendo muy eficientes en la eliminación de cualquier material cargado, especialmente el de tamaño molecular más pequeño. Las resinas de amonio cuaternario que contienen grupos polares son especialmente eficaces. Es beneficiosa la presencia de un grupo OH vecino cercano al nitrógeno cuaternario, heteroátomos en el puente entre el sitio de intercambio y el esqueleto del polímero, un grupo amino secundario como sitio de intercambio o una proporción baja de carbono a nitrógeno cuaternario. Parece que se requiere un equilibrio adecuado de regiones polares y no polares en la estructura de la resina. Los grupos amino débilmente básicos pueden tener

una mayor afinidad por los contraiones hidrofílicos que los grupos de amonio cuaternario, pero generalmente hay menos sitios cargados en la resina a pH neutro. Sin embargo, las resinas de base débil tienen captaciones de NOM casi tan altas como las resinas de base fuerte con un contenido de agua similar. Se encontró que el contenido de agua era el parámetro más importante, aunque el efecto era menos pronunciado para las resinas de base fuerte. Para resinas de base débil de baja densidad de carga, se propone un mecanismo no electrostático que involucra la unión de hidrógeno de las especies ácidas no disociadas en la NOM a los grupos amino no protonados en las resinas [19].

En el artículo científico de Boyer en el año 2015, titulado “Eliminación de materia orgánica disuelta mediante resina de intercambio iónico magnético”, este artículo proporciona una revisión de vanguardia sobre los usos de la resina de intercambio de iones magnéticos (MIEX) en el tratamiento de agua potable y aguas residuales, con énfasis en la eliminación de materia orgánica disuelta (DOM) del agua potable y aguas residuales, regeneración eficiencia, remoción de químicos inorgánicos y orgánicos sintéticos, comparación con otras resinas de intercambio aniónico e integración con otros procesos físico-químicos. A través de pruebas en frascos de laboratorio, pruebas en plantas piloto e instalaciones a gran escala para varias fuentes de agua potable, la resina MIEX puede lograr una eliminación del 30 % al 80 % del carbono orgánico disuelto (DOC), a menudo más que el alumbre o la coagulación férrica. Además, se ha demostrado que la resina MIEX elimina fracciones hidrofílicas, transfóbicas e hidrofóbicas de DOM y una amplia gama de fracciones de peso molecular de DOM. Como resultado, el pretratamiento con MIEX da como resultado reducciones sustanciales en la formación de trihalometanos y ácidos haloacéticos tras la cloración. La resina MIEX puede lograr una eliminación de bromuro en el rango de 10 % a 50 %, con una mayor eliminación de bromuro en aguas con DOC bajo, alcalinidad y sulfato bajos. Sin embargo, las resinas de intercambio aniónico disponibles comercialmente son más selectivas para el bromuro que la resina MIEX. La resina MIEX se ha investigado en combinación con coagulación, adsorción con carbón activado, separación por membrana, ablandamiento con cal y ozonización. Se ha demostrado que el pretratamiento MIEX reduce los requisitos químicos aguas abajo y mejora el funcionamiento

de los procesos aguas abajo. Esto es más evidente en el caso de la coagulación y la ozonización, donde la dosis de coagulante puede reducirse entre un 50 % y un 75 % y la concentración de ozono puede aumentar entre un 40 % y un 65 %. En general, el pretratamiento MIEX muestra reducciones menores en el ensuciamiento de la membrana. La investigación futura debe continuar investigando la integración del tratamiento MIEX con otros procesos [20].

En el artículo científico de Mojiri y compañeros, en el año 2013, titulado “Tendencias en Métodos Físicoquímicos para el Tratamiento de Lixiviados de Rellenos Sanitarios”, los objetivos de este estudio fueron la revisión de métodos físicoquímicos para el tratamiento de lixiviados de vertederos. Se estudian las vías físicoquímicas para el tratamiento de lixiviados de vertedero como precipitación química, oxidación química, coagulación-floculación, filtración por membrana, intercambio iónico, adsorción y tratamiento electroquímico. La precipitación química se usa generalmente como pretratamiento para eliminar el nitrógeno amónico de alta concentración; la oxidación de fenton es uno de estos procesos de oxidación avanzados con alta eficiencia y bajos costos de capital; la coagulación-floculación se ha utilizado para la eliminación de compuestos orgánicos no biodegradables y metales pesados de los lixiviados de vertederos; la nanofiltración (NF) es un filtro de membrana y ha encontrado un lugar en la eliminación de compuestos orgánicos recalcitrantes y metales pesados de los lixiviados de los vertederos; la adsorción es la técnica más utilizada para la eliminación de compuestos orgánicos recalcitrantes de los lixiviados de los vertederos; el método de intercambio iónico ofrece una serie de beneficios que incluyen la capacidad de manejar cargas de choque y operar en un rango más amplio de temperaturas. Las propiedades del lixiviado del vertedero, la aplicabilidad y las limitaciones técnicas, las alternativas de descarga de efluentes, la rentabilidad, los requisitos reglamentarios y el impacto ambiental son factores importantes para la selección de la técnica de tratamiento más adecuada para el tratamiento de lixiviados del vertedero [21].

En el artículo científico de Mojiri en el año 2011, titulado “Revisión sobre biorreactores de membrana, intercambio iónico y métodos de adsorción para el tratamiento de lixiviados de vertederos”, los objetivos de este estudio fueron la revisión del biorreactor de membrana, el intercambio iónico y el método de

adsorción para el tratamiento de lixiviados de vertederos. El biorreactor de membrana (MBR) se puede utilizar para el tratamiento de lixiviados de vertederos y aguas residuales. Los parámetros operativos más importantes en MBR que tienen un impacto en la eliminación de nutrientes y en la propensión al ensuciamiento son el tiempo de retención de sólidos (o lodos) (SRT) y el tiempo de retención hidráulica (HRT). Los procesos de intercambio iónico/adsorción se pueden desarrollar como tratamiento posterior a un biorreactor de membrana (MBR) debido al alto grado de clarificación posible. La zeolita tiene una alta capacidad de intercambio catiónico (CEC) y, por lo tanto, un alto potencial para una aplicación para la eliminación de nitrógeno amoniacal de las aguas residuales. Numerosas investigaciones demostraron que el método de intercambio iónico, utilizando zeolita y resina de intercambio iónico, podría reducir el nitrógeno, el fósforo, los compuestos orgánicos (DQO y DBO_5) y los metales pesados de los lixiviados de los vertederos. El carbón activado se considera uno de los adsorbentes más efectivos. La aplicación de adsorción con carbón activado es eficaz para la eliminación de compuestos no biodegradables de los lixiviados de los vertederos [22].

En el artículo científico de Sun y compañeros, en el año 2018, titulado “Eliminación por adsorción de materia orgánica refractaria en lixiviados de vertederos de residuos sólidos municipales biotratados mediante resinas de intercambio aniónico”, las materias orgánicas refractarias (ROM) son las materias orgánicas dominantes en los lixiviados de los vertederos de RSU tratados con biorreactores de membrana, que suelen ser resistentes a la degradación microbiana. Para que el efluente final cumpla con los requisitos de descarga, se deben usar sistemas de membrana avanzados, que son costosos y generalmente para el tratamiento de agua potable. El enfoque de intercambio de aniones podría ser otra opción para eliminar la ROM del lixiviado. En este estudio, las isotermas y la cinética de adsorción se realizaron para ilustrar el mecanismo de adsorción de las resinas de intercambio aniónico, 717 y D301R-Cl, para eliminar la ROM del lixiviado. Los resultados demostraron que las isotermas de adsorción para ambas resinas estaban mejor representadas por el modelo de Langmuir. Las capacidades de adsorción medidas de las resinas 717 y D301-Cl fueron $39.84 \text{ mg DQO g}^{-1}$ y $35.84 \text{ mg DQO g}^{-1}$ de resina seca,

respectivamente. La cinética de adsorción de ROM en ambas resinas siguió un modelo de pseudo segundo orden y las constantes de velocidad medidas fueron $0.00278 \text{ g mg}^{-1} \text{ min}^{-1}$ y $0.00236 \text{ g mg}^{-1} \text{ min}^{-1}$ para las resinas 717 y D301R-Cl, respectivamente. Además, el análisis de difusión intrapartícula indicó que la adsorción de ROM estaba controlada por las difusiones de película e intrapartícula. Según los espectros UV/Vis y el análisis EEM de fluorescencia, las sustancias de tipo húmico UV se adsorbieron preferentemente en ambas resinas, aunque más en la resina D301R-Cl que en la resina 717. Además, los estudios en columna mostraron que la adsorción de ROM en las resinas 717 y D301R-Cl se puede dividir en dos fases: adsorción monocapa y adsorción multicapa, mientras que la desorción mostró un patrón similar, pero una eficiencia diferente debido a la propiedad única de la resina. Los resultados sugirieron que las resinas podrían eliminar la ROM de los lixiviados de manera eficiente, mientras que el progreso práctico debe optimizarse aún más [23].

En la tesis de Alonso (2013), titulada “Contribución al tratamiento de lixiviados de vertedero de residuos sólidos urbanos mediante procesos de oxidación avanzada”, el objetivo principal fue contribuir al conocimiento sobre la aplicabilidad de los POAs como tratamiento previo al método convencional de remediación de lixiviados de vertedero de residuos sólidos urbanos; se persigue, por lo tanto, la degradación de los compuestos orgánicos persistentes y su transformación en compuestos más sencillos y susceptibles de ser tratados por medio de procesos biológicos. De entre los distintos POAs, en esta tesis, se han seleccionado los procesos Fenton, foto-Fenton y electro-oxidación, cuyo análisis ha sido aplicado al tratamiento de lixiviados de vertedero, así como a disoluciones de contaminantes primarios con objeto de facilitar el conocimiento de los mecanismos y reacciones implicadas en la degradación [24].

2.1.2. Antecedentes Nacionales

En la tesis de Quispe Percca del año 2021, titulada “Sistemas de Tratamientos de Lixiviado de Vertederos para Eliminar Contaminantes Fisicoquímicos. Revisión Sistemática 2021”, tuvo como objetivo evaluar los sistemas de limpieza lixiviado del vertedero, para ello, es que se analizó la efectividad de la remoción de contaminantes física y química. Se trabajó con métodos de análisis y recopilación de documentos 58 artículos científicos. Los resultados se tratan por

contaminación orgánica a través de tratamiento biología, fisicoquímico y la combinación de ambos dando resultados de eliminación del 95%, el 98.3% y el 98% de las necesidades de DQO, respectivamente, para ello, se usaron diversos tipos de reactores como un reactor anóxico/aeróbico, el UASB desnitrificante, proceso de peróxido de hidrogeno y persulfato sonolítico, con condiciones de temperatura dentro de 29.5 ° C con tiempo de retención hidráulico (TRH) 10,5 días, pH 5,25. Para la contaminación inorgánica 99,92%, 97,5% y 95% de nitrógeno de amonio, se aplicarán los procesos de coagulación, carbono activado, fotobiorreactores de columna con condiciones de trabajo de temperatura son de 25,25 ° C, pH 7,25 agitación de 100 RPM [25].

En la tesis de Bonilla y Chaca del año 2020, titulada “Manejo de Lixiviados y Emisiones Generadas en los Rellenos Sanitarios a Nivel Nacional e Internacional: Revisión Sistemática”, el cual se hizo con el propósito de conocer características de gestión de lixiviados y emisiones de vertederos mediante el uso de diversos tratamientos. Para ello, se hizo una revisión sistemática basada en 21 artículos publicados en las revistas de Scielo, ciencia directa y Scopus, De acuerdo con los resultados de las pruebas, se encontró que es la tecnología más eficaz para la gestión de fugas y emisiones de lixiviados de rellenos sanitarios en el Perú son biológicos con 100% de eficiencia, con tratamiento físico, químico y fisicoquímico obtenido 0%. Por otro lado, en el mundo, la tecnología más efectiva es el tratamiento biológico es de 50%, seguido del tratamiento químico con un 32% y tratamiento fisicoquímico con 18% [26].

2.1.3. Antecedentes Regionales y Locales

En la tesis de Martínez del año 2018, titulada “Tratamiento de lixiviados en la etapa de compostaje mediante el proceso de coagulación con mucílago de *Opuntia Ficus Indica*”, con la finalidad de disminuir parámetros de carga orgánica, es así como la experimentación incluyó los resultados del porcentaje de remoción de DQO y la turbiedad, realizando la variación de parámetros como concentración de coagulante, tiempo de contacto y pH. En la caracterización de una muestra inicial, dio que tenía el 8,21 de pH; la temperatura de 14 °C, ST de 7 982 mg/L, DQO de 5 088 mg/L, DBO de 2 925 mgO₂/L y turbiedad de 377 UNT. Después de las pruebas experimentales se determinó que las condiciones de trabajo óptimo es de concentración 1g/L, pH neutro y tiempo de contacto de

30 min dando resultados de 5034,3 mg/L DQO hasta 2854,3 mg/L de DQO alcanzando un 57,2% de remoción de DQO y, de igual manera, con respecto a la turbiedad la mayor reducción con la misma dosis fue desde 375,8 UNT hasta 41,1 UNT, alcanzando una remoción de 89,06% de la turbiedad [27].

En la tesis de Liberato del año 2020, titulado “Microorganismos eficientes y su efecto en el tratamiento de lixiviados generados en el proceso de compostaje en el centro ecoturístico de protección ambiental “Santa Cruz” - CEPASC, Concepción, 2019”, tuvo como objetivo determinar el efecto del uso de microorganismos eficientes en el tratamiento de lixiviados generados en el proceso de compostaje, para ello, se aplicó una investigación de tipo aplicativo y se caracterizó los lixiviados dando como resultados de DBO₅, DQO, Sólidos Suspendidos Totales, conductividad eléctrica y pH, siendo 4592 mg/L, 74 737.7 mg/L, 476 mg/L, 5 970 µS/cm y 6.31 respectivamente. Y para sus variables, se tomaron dosis de los microorganismos eficientes en 10%, 15%,20%, de las cuales después del tratamiento dieron resultados que se disminuyó hasta 1 127 mg/L de DBO₅ y 1 627 mg/L DQO con dosis de 20% [28].

2.2. Bases teóricas

2.2.1. Lixiviados

Los lixiviados son líquidos que se generan cuando el agua (por ejemplo, lluvia o agua subterránea) pasa a través de materiales sólidos, como residuos en vertederos, suelos contaminados o minas. Este proceso de percolación arrastra y disuelve sustancias químicas, metales pesados, compuestos orgánicos y otros contaminantes presentes en esos materiales, creando un líquido que puede ser altamente contaminante [29].

Debido a su composición, los lixiviados pueden representar un riesgo significativo para el medio ambiente si no se gestionan adecuadamente, ya que pueden contaminar suelos, aguas subterráneas y cuerpos de agua superficiales [29].

2.2.1.1. Tipos de lixiviados

- Lixiviados de vertederos: producidos por la descomposición de residuos sólidos en vertederos, contienen contaminantes como compuestos orgánicos, metales pesados, y sustancias tóxicas. [29]
- Lixiviados de rellenos sanitarios: similares a los de vertederos, pero

generados en sitios con mayor control ambiental, aún pueden contener sustancias tóxicas y contaminantes [29].

- Lixiviados de minas: generados durante la extracción de minerales, suelen tener altas concentraciones de metales pesados y sustancias químicas tóxicas [29].
- Lixiviados de suelos contaminados: formados cuando el agua arrastra contaminantes de suelos en sitios industriales o agrícolas, incluyendo pesticidas, metales pesados y compuestos orgánicos [29].

2.2.2. Generación de lixiviados de vertederos

El lixiviado es el efluente líquido generado por la interacción del agua de lluvia y los productos de degradación de los desechos. Se produce una combinación de procesos físicos (precipitación, percolación, escorrentía, infiltración, evaporación), químicos (oxidación, complejación, precipitación, disolución) y biológicos (acetogénesis, metanogénesis, nitrificación) para transformar los materiales de desecho en una amplia variedad de compuestos que luego se transfieren al agua de lluvia que se filtra como se muestra en la Fig. 1 [7]. El lixiviado de vertedero es una mezcla compleja altamente contaminada de material biodegradable y no biodegradable [30].

Estos lixiviados pueden ser muy peligrosos para el medio ambiente si no se controlan adecuadamente, ya que tienen el potencial de contaminar el suelo, el agua subterránea y los cuerpos de agua cercanos. Por ello, los vertederos modernos suelen estar diseñados con sistemas de recolección y tratamiento de lixiviados para minimizar su impacto ambiental [30].

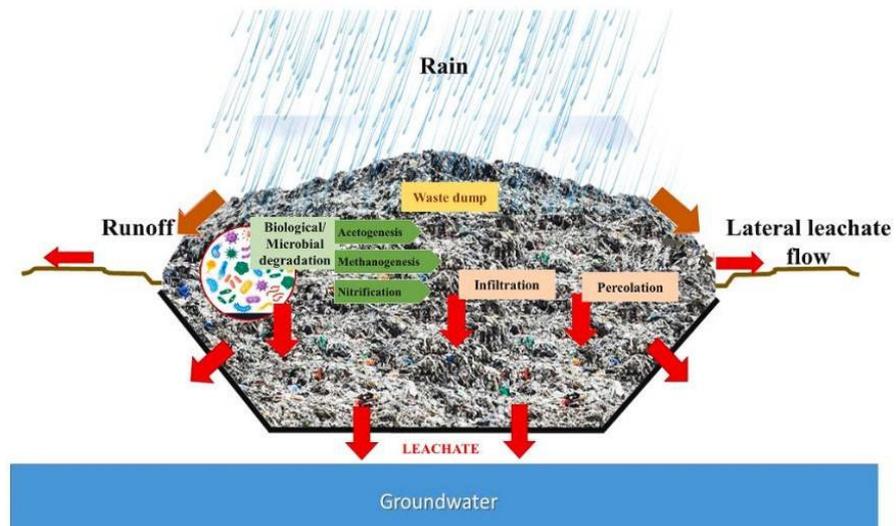


Figura 1. Modelo conceptual para la generación de lixiviados.

Tomado de [3]

La generación de desechos de los rellenos sanitarios y el volumen de lixiviados generados a través de varios rellenos sanitarios en todo el mundo se resumen en la Tabla 1. Una cantidad considerable de desechos generados en muchos países, explícitamente en países en desarrollo, termina en los rellenos sanitarios, lo que contribuye directamente a generar grandes volúmenes de lixiviados.

Tabla 1. Generación de residuos en diferentes países.

País	Generación de residuos (x10⁶ ton/año)	Cantidad de residuos depositados en vertedero (toneladas/día)	Año de operación del vertedero o año de evaluación de residuos	Volumen de lixiviado
Australia	13.75	20 257	2017	
Dinamarca	4.51	104.1	2017	
Francia	35.19	21 153	2017	
Italia	29.57	18 978	2017	
España	22.02	30 857	2017	
Brasil	78.4	NA	2017	
	79.89	NA	2017	
India	168.4	NA	2017	
China	215	3.29 x10 ⁵	2017	
Suecia	4.55	54.79	2017	
Unión Europea	26	NA	2012	49 mt – 246 mt

Vertedero KM-32, Laos		500	2015		
Vertedero de Nonthaburi Tailandia	14.67	1300	2015		
Gohagoda, Sri Lanka		130	2011	30	304
Karadiyana, Sri Lanka		575	2017	95	000

Nota. Tomado de [3]

Se han identificado cinco fases de degradación de residuos según la variación de parámetros en un vertedero. Estas se pueden enunciar como fase aeróbica inicial, fase ácida anaeróbica, fase metanogénica inicial, fase metanogénica estabilizada y fase húmica de descomposición. En la fase aeróbica inicial, los microorganismos consumen el oxígeno presente en los desechos recién enterrados para producir dióxido de carbono (CO₂), aumentando la temperatura de los desechos a través de sus reacciones biológicas exotérmicas [31].

La segunda fase está dominada por las bacterias acetogénicas, hidrolíticas y fermentativas, que convierten los ácidos grasos volátiles de cadena larga (AGV) en ácido acético y los polímeros grandes en monómeros más simples. Debido al bajo pH del lixiviado, varios compuestos, como los metales pesados, tienden a aumentar su solubilidad en el lixiviado. Así, el contenido de ácidos volátiles, que degradan eficientemente la materia orgánica y los metales pesados tienden a aumentar en la fase. Las concentraciones de DQO y DBO junto con la relación DBO: DQO registran sus valores máximos. La concentración de amoníaco presenta una gran proporción de nitrógeno total en esta fase ácida anaeróbica [32].

En la fase metanogénica inicial, las bacterias metanogénicas convierten los ácidos acumulados de la fase ácida en metano y dióxido de carbono, lo que aumenta la tasa de producción de metano. El pH de los lixiviados aumenta a medida que se consumen los ácidos generados en la fase anterior. Se puede observar la disminución de las concentraciones de DQO y DBO y una disminución de la relación DBO: DQO debido a la descomposición de la materia orgánica. Los niveles de concentración de nitrógeno amoniacal ocupan la mayoría del contenido total de nitrógeno en el lixiviado de la fase metanogénica [3].

La fase metanogénica estabilizada es la cuarta fase donde se lleva a cabo la hidrólisis de sustancias poliméricas (celulosa y hemicelulosa) controlando la producción de metano. Los valores de pH de los lixiviados del vertedero aumentan con el envejecimiento del vertedero debido al consumo de ácidos generados. La relación DBO: DQO cae significativamente con la reducción de materia orgánica en el lixiviado [33]. Los procesos de hidrólisis y fermentación de las proteínas presentes en los desechos dan cuenta del alto contenido de N-amonio en vertederos antiguos estabilizados. Se pueden observar bajas concentraciones de metales pesados donde las condiciones de pH alto inducen la precipitación de metales pesados. La fase metanogénica luego continuará durante un período de tiempo muy largo que va desde años hasta décadas [33].

La fase húmica final de la descomposición es una fase anaeróbica en la que los componentes orgánicos, incluidas las proteínas, los lípidos y los carbohidratos, finalmente se degradan en fracciones húmicas y fúlvicas. Los grupos funcionales característicos que tienen nitrógeno (N) y azufre (S) están presentes en las fracciones húmicas. Se sabe que el antiguo lixiviado en esta fase tiene estructuras comparativamente complejas [34].

Factores como la lluvia, la infiltración, la evapotranspiración, la intrusión de aguas subterráneas y la escorrentía superficial son cruciales para decidir el volumen de lixiviado generado [7]. La cantidad y calidad de los lixiviados generados en un vertedero, también, dependen en gran medida de las condiciones climáticas; por ejemplo, se han observado lixiviados de baja concentración o diluidos en la estación húmeda. La naturaleza de los residuos y las reacciones químicas que tienen lugar afectan directamente a la calidad de los lixiviados. Las reacciones de oxidación, síntesis, descomposición y reemplazo dentro de las pilas de desechos forman numerosos contaminantes que se transfieren fácilmente al agua de lixiviación [7].

2.2.3. Lixiviados de vertedero y sus características

El lixiviado se forma cuando el agua penetra en los desechos en un vertedero y transfiere ciertas formas de contaminantes [35]. Los lixiviados de vertederos municipales contienen contaminantes que se pueden clasificar en cuatro grupos clave, a saber, contaminantes y sustratos orgánicos, compuestos inorgánicos,

metales pesados, sólidos disueltos totales (SDT) y color [36]. Según su edad, los lixiviados de vertederos se pueden dividir en tres grupos clave (Tabla 2), a saber, jóvenes, intermedios y viejos Vaccari et al. [37] afirman que en los vertederos “jóvenes” (es decir, la fase ácida), el lixiviado se caracteriza por niveles bajos de pH, altas concentraciones de ácidos volátiles y materia orgánica simplemente degradada. En los rellenos sanitarios maduros (es decir, la fase metanogénica), la producción de metano lixiviado y el pH son altos, y los materiales orgánicos presentes son principalmente fracciones húmicas y fúlvicas [38].

Tabla 2.

Características y tratabilidad de los lixiviados en función de la edad del vertedero

Edad (años)	Joven 0-5	Intermedio 5-10	Viejo >10
pH	<6.5	6.5 – 7.5	> 7.5
DQO (mg/L)	>10 000	5 000 – 10 000	<5 000
DBO₅/DQO	0,5 - 1	0,1 – 0,5	>0,1
NH₃-N (mg/L)	<400	-	>400
H.M	Medio a bajo	Bajo	Bajo
AGV/HFA	AGV (80%)	AGV (5 %-30 %) +HFA	HFA (80%)
Biodegradabilidad	Alto	Media	Bajo

Nota. H.M, metales pesados; AGV, ácidos grasos volátiles; HFA, ácidos húmicos y fúlvicos. Tomado de [38].

a) Contaminantes orgánicos e inorgánicos y metales pesados

La composición orgánica de los lixiviados varía según las características de los desechos, la antigüedad del vertedero y las condiciones climáticas [36]. Los residuos sólidos urbanos y los lixiviados de vertederos contienen una amplia variedad de compuestos orgánicos [39]. En los lixiviados de los vertederos, la materia orgánica disuelta constituye el 80 % de los compuestos orgánicos totales y generalmente se compone de sustancias húmicas refractarias y ácidos grasos volátiles. Dichos compuestos

orgánicos refractarios pueden no degradarse eficientemente mediante tratamientos biológicos convencionales. Los compuestos orgánicos disueltos pueden indicarse por DBO_5 y DQO. Además, se pueden encontrar contaminantes orgánicos persistentes en los lixiviados de los vertederos. Scandelai et al. [39] indicaron que diversos compuestos orgánicos de media y baja polaridad, como aminas, alcoholes, ácidos carboxílicos, aldehídos, benzotiazolonas, cetonas, fenoles, bencenos clorados, fosfatos, compuestos nitrogenados, plaguicidas e hidrocarburos aromáticos y poliaromáticos, han sido observado con frecuencia en lixiviados. Los contaminantes de preocupación emergente (productos farmacéuticos, productos para el cuidado personal, surfactantes, plastificantes, retardadores de fuego, pesticidas y nanomateriales), también, se encuentran en muchos vertederos municipales, lo que requiere atención en su gestión [40].

2.2.4. Composición de lixiviados de vertedero

Los lixiviados generados por la degradación de los desechos sólidos varían ampliamente en términos de composición. Además, el riesgo de obtener un lixiviado concentrado depende de una serie de factores que controlan su cantidad y calidad, como la percolación del agua a través de los desechos, los procesos bioquímicos en la celda de los desechos y el grado de compactación de los desechos. Por lo general, los parámetros de los lixiviados varían según la antigüedad del vertedero. Por ejemplo, el lixiviado joven (1 año – 2 años) se caracteriza por una fracción orgánica alta de peso molecular relativamente bajo, como ácidos orgánicos volátiles, DQO alto, carbono orgánico total (COT), DBO_5 y $DBO_5/DQO > 0.6$. En contraste, el lixiviado viejo (>10 años) se caracteriza por una demanda química de oxígeno (DQO) relativamente baja (<4,000 mg/L), ligeramente básica ($pH > 7.5$) y baja biodegradabilidad ($DBO_5/DQO < 0.1$) [41]. Aparte de eso, el ácido húmico y fúlvico y el NH_3-N , también, se producen en gran medida en esta etapa debido a la descomposición anaeróbica. Después del período de vertido, el contenido de DBO_5 se degradará durante la etapa de estabilización. Por lo tanto, la relación DBO_5/DQO disminuye con el tiempo porque la porción no biodegradable de DQO permanece sin cambios en este proceso. Alternativamente, el clima, la cobertura del vertedero y el tipo de residuos en el vertedero desempeñaron un papel importante en la tasa de

generación de lixiviados. Un vertedero que se encuentra en una región cálida y árida tiende a generar una menor cantidad de lixiviados debido a la baja precipitación, por lo que la generación de lixiviados es alta en una región de clima tropical debido a que la mayor precipitación se infiltra en la celda del vertedero [7].

La utilización de materiales de cobertura durante el desarrollo de la celda ya sea como capa intermedia o final, es uno de los métodos para proteger los desechos enterrados en el vertedero para permitir la biodegradación de los desechos sólidos en los desechos. La utilización de materiales de cubierta de tipo impermeable solo aumentará la cantidad de lixiviado confinado, por lo que se obstaculiza el movimiento de lixiviado dentro de la celda y se reduce la eficacia de la celda de vertedero. En pocas palabras, tener diferentes características de lixiviado requiere una comprensión profunda de la capacidad de tratamiento del lixiviado para reducir de manera efectiva los contaminantes peligrosos en el lixiviado [42].

2.2.5. Tratamiento de lixiviados de vertederos

Los métodos de tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios se clasifican en métodos de tratamiento físico-químicos y biológicos con numerosos procesos individuales en ambas categorías [3]. La reducción de sólidos suspendidos, partículas coloidales, material flotante, color y compuestos tóxicos por flotación, coagulación/floculación, adsorción, oxidación química y extracción por aire son procesos físicos y químicos. Los tratamientos físico-químicos de los lixiviados de vertedero se utilizan, además, en la línea de tratamiento (pretratamiento o última depuración) o para tratar un contaminante específico (stripping de amoníaco) [7].

- Flotación: utilizada para separar partículas en fase líquida mediante la introducción de burbujas de gas. Aunque pocos estudios se enfocan en la flotación para lixiviados, se ha demostrado que puede eliminar compuestos no biodegradables en lixiviados de residuos sólidos urbanos con resultados positivos [43].
- Coagulación-floculación: este proceso desestabiliza y agrupa partículas finas para facilitar su eliminación por filtración o sedimentación. Es ampliamente utilizado como pretratamiento o como fase final en el

tratamiento de lixiviados, especialmente para eliminar materia orgánica no biodegradable en lixiviados de vertederos antiguos [43].

- Precipitación química: un pretratamiento eficaz para reducir el nitrógeno amoniacal, utilizado ampliamente en el tratamiento de lixiviados [43].
- Adsorción: emplea carbón activado para capturar moléculas orgánicas en aguas residuales. Es una tecnología común en la industria del agua potable y cada vez más en el tratamiento de lixiviados de vertederos, especialmente cuando se combina con tratamiento biológico [43].
- Oxidación química: método en estudio para tratar efluentes con compuestos refractarios, incluyendo lixiviados. Los Procesos de Oxidación Avanzada (AOPs) están ganando interés por su eficacia en este ámbito [43].

2.2.6. Fundamento de un proceso de intercambio iónico

Un sistema de intercambio iónico es una técnica utilizada para separar y purificar solutos específicos de una solución, basándose en la interacción entre una fase sólida insoluble y una fase líquida que contiene el soluto a separar. En este proceso, la fase sólida, generalmente, una resina de intercambio iónico incorpora el soluto a su estructura sin sufrir cambios permanentes en su composición. Este intercambio de iones ocurre entre especies iónicas de la misma carga eléctrica, donde la fase sólida puede ser una red cristalina o un gel [44].

Los sistemas de intercambio iónico se clasifican según el tipo de iones que intercambian. Si los iones involucrados son positivos, se utiliza un material de intercambio catiónico; si son negativos, se emplea un material aniónico. Por ejemplo, cationes como el calcio, magnesio, bario, estroncio y radio pueden ser removidos de una solución acuosa utilizando resinas catiónicas. De manera similar, aniones como el fluoruro, nitrato, arseniato, seleniato, cromato, ácidos húmicos y fúlvicos pueden ser separados mediante resinas aniónicas [44].

Las resinas sintéticas son los materiales de intercambio iónico más comúnmente utilizados en el tratamiento de aguas debido a su durabilidad, y a la posibilidad de diseñarlas con estructuras y funciones específicas que se adaptan a diversas aplicaciones. Estas resinas suelen presentarse en forma de esferas, lo que optimiza

sus propiedades mecánicas e hidráulicas, mejorando así la eficiencia del proceso de intercambio [21].

El proceso de intercambio iónico entre la resina y la solución acuosa comprende varias etapas: difusión, adsorción, atracción electrostática y equilibrio ácido-base. Este proceso es completamente reversible, lo que permite que, bajo las condiciones adecuadas de acidez o basicidad, el equilibrio pueda desplazarse en sentido contrario. Esto da lugar a la regeneración de la resina, devolviéndola a su forma química original, ya sea ácida, básica o salina. La capacidad de las resinas de intercambio iónico para ser regeneradas y reutilizadas a lo largo de múltiples ciclos es una característica crucial que contribuye a la economía del proceso [21].

La eficiencia y la rentabilidad de los procesos de tratamiento que utilizan intercambio iónico dependen, en gran medida, del número de ciclos de regeneración que se pueden lograr con una resina específica bajo condiciones de operación determinadas. Este factor es esencial en el diseño y la optimización de sistemas de intercambio iónico, ya que influye directamente en los costos operativos y en la vida útil del material de intercambio [21].

Las resinas catiónicas y aniónicas están diseñadas para tener una alta afinidad por ciertos iones, lo que les permite realizar intercambios selectivos. Por ejemplo, una resina catiónica fuerte tendrá grupos funcionales que intercambian fácilmente iones positivos en una amplia gama de pH, mientras que una resina catiónica débil será más específica, operando eficientemente solo en ciertos rangos de pH [45].

La reversibilidad del proceso es una de las ventajas más destacadas del intercambio iónico, ya que permite la regeneración de las resinas y su reutilización en múltiples ciclos, lo que reduce los costos asociados al tratamiento de aguas y mejora la sostenibilidad del proceso. La capacidad de regeneración está directamente relacionada con la estructura y funcionalidad de la resina, así como con las condiciones operativas, como la temperatura, el pH y la concentración de los solutos [45].

Además, las resinas de intercambio iónico están diseñadas para soportar una amplia gama de condiciones operativas, lo que las hace versátiles en diversas aplicaciones industriales y ambientales. Estas resinas pueden ser utilizadas no solo

para la purificación de agua, sino, también, para la industria farmacéutica, alimentaria y química, donde es crucial separar y purificar compuestos específicos [21].

El intercambio iónico es particularmente efectivo en el tratamiento de aguas residuales y potables, donde se requiere la eliminación de contaminantes específicos, como metales pesados y compuestos orgánicos, que no son fácilmente eliminados por otros métodos de tratamiento. En estos contextos, las resinas de intercambio iónico pueden ser diseñadas para tener una alta selectividad y capacidad de adsorción, lo que les permite remover eficientemente los contaminantes y cumplir con los estándares de calidad del agua [21].

La economía del proceso de intercambio iónico depende de varios factores, incluyendo la vida útil de las resinas, la eficiencia de la regeneración y la capacidad de la resina para mantener su rendimiento a lo largo de múltiples ciclos. Los costos de operación, también, están influenciados por la necesidad de regenerar las resinas con soluciones químicas específicas, que deben ser manejadas y desechadas de manera segura para minimizar el impacto ambiental [44].

En resumen, el intercambio iónico es un proceso altamente eficiente y versátil para la separación y purificación de solutos en soluciones acuosas. Su éxito depende de la selección adecuada de la resina de intercambio, el control de las condiciones operativas y la capacidad para regenerar las resinas de manera efectiva. La capacidad de las resinas para ser reutilizadas a lo largo de muchos ciclos de regeneración no solo mejora la rentabilidad del proceso, sino que, también, contribuye a su sostenibilidad ambiental. Este método continúa siendo una herramienta valiosa en una variedad de industrias, proporcionando soluciones efectivas para el tratamiento de aguas y la purificación de compuestos específicos [44].

2.2.7. Tratamiento de lixiviados de vertederos por intercambio iónico

El intercambio iónico es un intercambio reversible de iones entre las fases sólida y líquida donde no hay un cambio permanente en la estructura del sólido. Este tratamiento es capaz de eliminar de manera efectiva los rastros de impurezas metálicas para cumplir con los estándares de descarga cada vez más estrictos en

los países desarrollados. Antes del intercambio iónico, el lixiviado debe someterse primero a un tratamiento biológico [21].

Las partículas sólidas de intercambio iónico se pueden clasificar como partículas inorgánicas naturales (zeolitas) y resinas orgánicas sintéticas, que se desarrollaron a partir de polielectrolitos de alto peso molecular [16]. El desarrollo de resinas de intercambio iónico y la caracterización de materiales de intercambio iónico naturales ha demostrado una amplia gama de posibles aplicaciones de la tecnología en el tratamiento de aguas y aguas residuales [21].

La técnica de intercambio iónico ofrece una serie de beneficios que incluyen la capacidad de manejar cargas de choque y operar en un rango más amplio de temperaturas. Los procesos de adsorción/intercambio de iones se pueden avanzar como tratamiento posterior a un biorreactor de membrana (BRM) debido al alto grado de clarificación posible. Además, los procesos de sorción mediante intercambiadores de iones selectivos son candidatos ideales para la reducción del amoníaco y el fosfato disueltos a niveles cercanos a cero, siempre que el adsorbente sea selectivo para el amoníaco y/o el fosfato, sea rentable y se pueda regenerar y reutilizar de manera eficiente. Algunos de los intercambiadores de iones naturales más populares y ampliamente disponibles son las zeolitas, que consisten en una estructura molecular de aluminosilicato con sitios de enlace catiónico débiles. Las zeolitas naturales se han evitado en procesos de alta pureza o donde la consistencia es vital debido a las irregularidades e impurezas del material. Las zeolitas son aluminosilicatos hidratados que comprenden sílice y tetraedros de aluminio que están unidos entre sí por enlaces covalentes químicos con átomos de oxígeno comunes [22].

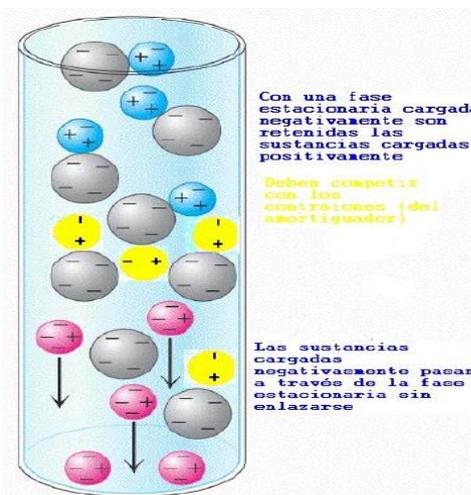


Figura 2. Intercambio iónico.

Nota. Tomado de [21]

2.2.8. Resinas de intercambio iónico

Las resinas de intercambio iónico comerciales son polímeros funcionales y se clasifican como resinas de ácido fuerte, resinas de ácido débil, resinas de base fuerte y resinas de base débil; la naturaleza [46].

La Figura 3 muestra esquemáticamente la distribución de poros internos en la perla de resina para una resina no isoporosa típica. Contiene una fracción de macroporos que son canales principales para la difusión más rápida de especies reactivas y colonias de microporos que albergan una gran parte de los sitios de intercambio iónico responsables de la alta capacidad en términos de mmol/g de resina. La resina puede ser completamente macroporosa como un caso limitante y, en consecuencia, tener un área superficial y una capacidad relativamente bajas en comparación con una resina completamente microporosa como en otro caso limitante que puede tener una gran capacidad, pero velocidades más bajas. La mayoría de las resinas pertenecen a casos intermedios que contienen tanto macroporos como microporos y su distribución es crucial para el funcionamiento y la eficacia de la resina para cualquier reacción específica.

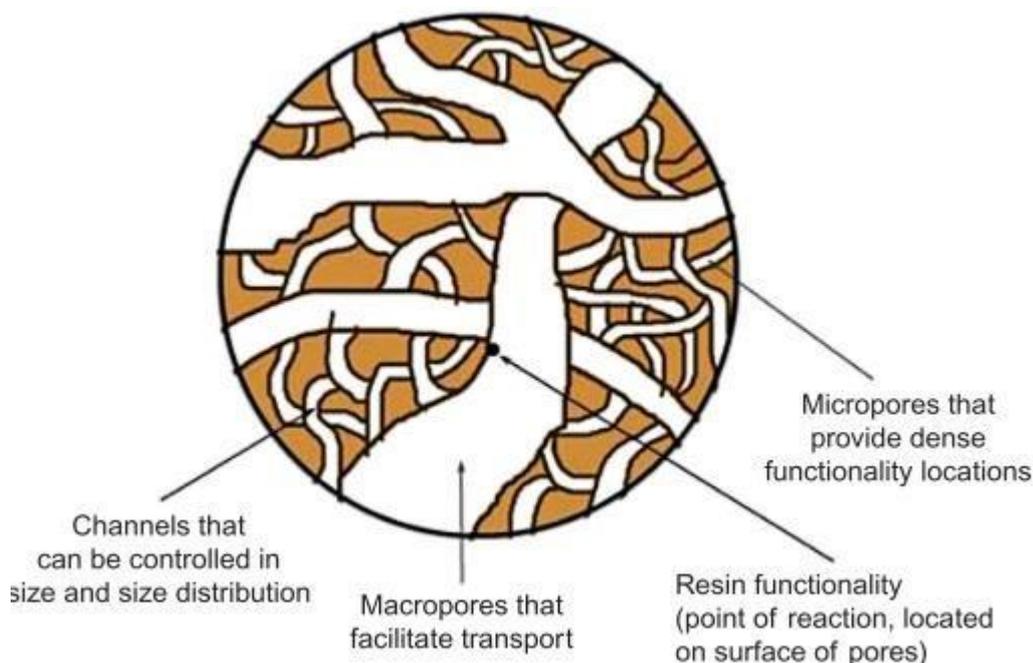


Figura 3. Estructura de la resina.

Nota. Tomado de [46]

Desde un punto de vista práctico, las resinas catiónicas fuertemente ácidas y las resinas aniónicas de base fuerte son principalmente útiles como catalizadores, mientras que todos los tipos de resinas son útiles para diferentes tipos de aplicaciones de separación o purificación. Las resinas de ácido fuerte tienen un grupo principalmente de ácido sulfónico y funcionan de la misma manera que el catalizador de ácido sulfúrico homogéneo a través de la disociación del ácido; especie H^+ . Las resinas de ácido débil tienen ácido carboxílico que se disocia débilmente y de nuevo se asemeja a un ácido débil en su acción. Las resinas de ácido fuerte se usan comúnmente en reacciones como esterificaciones y alquilaciones. Las resinas de base fuerte pueden tener un grupo hidroxilo similar a las bases homogéneas y las resinas de base débil tienen funcionalidad amina con nitrógeno que tiene un par de electrones solitarios que actúan como un grupo de base libre. También, en este caso, las resinas de base fuerte se comportan de manera similar a una base fuerte soluble como NaOH y se ha informado sobre su uso para reacciones como la hidrólisis de éter o en la reacción de condensación. Algunos procesos industriales importantes que emplean resinas de intercambio iónico como catalizadores incluyen la producción de solventes como el metil terc-butil éter (MTBE), la producción de alcoholes como el sec- y terc-butanol, el isopropanol, la producción de ésteres como el acetato de metilo, el sec -acetato de butilo, ésteres de isopropilo, fabricación de cetonas como la metilisobutilcetona (MIBK) y alquilfenoles, etc.

- Lewatit® MonoPlus M 600

La Lewatit® MonoPlus M 600 es una resina intercambiadora de aniones, geliforme, fuertemente básica (tipo II), con una distribución granulométrica uniforme (monodispersa), a base de un copolímero de estireno divinilbenceno, diseñada para todas las aplicaciones de desmineralización. Las bolas monodispersas son química y mecánicamente muy estables. La extremadamente alta monodispersidad (coeficiente de igualdad: máx. 1.1) y el extremadamente bajo contenido en finos, de máx. 0.1 % (< 0.400 mm) dan una baja pérdida de presión en comparación con las resinas estándar.

2.2.8.1. Condiciones que afectan la resina

En diferentes estudios, se señala que las reacciones de intercambio iónico dependen de varios factores, entre los cuales se encuentran:

- Temperatura: cambios bruscos en la temperatura pueden afectar las condiciones hidráulicas y la cinética de las reacciones. En caso de producirse, es necesario ajustar los flujos. A temperaturas bajas, pueden originarse caídas de presión. [44]
- Concentración de la especie en solución: una mayor concentración en la solución de entrada puede provocar una saturación más temprana en comparación con soluciones de menor concentración. [44]
- Naturaleza del ion: algunos intercambiadores de iones presentan una mayor selectividad hacia ciertos iones específicos, lo que influye en la eficacia del intercambio. [44]
- pH: este factor influye en la reacción de intercambio según el tipo de intercambiador. Si el intercambiador es fuerte, operará a cualquier pH, pero si es débil, el intercambio ocurrirá solo a un pH específico. [44]

2.2.9. Mecanismos de reacción

La remoción de materia orgánica en lixiviados de vertederos con las resinas de intercambio iónico presenta un mecanismo de acción difícil de entender dado a que es un proceso que aún no se termina de entender; sin embargo, algunos estudios mencionan que está basado en el fraccionamiento de la materia orgánica (MO) disuelta la cual es aniónica en pH neutro, la MO se divide en tres fracciones: hidrofóbica fuerte, hidrofóbica débil e hidrofílica, los cuales a través de un intercambio de iones entre la resina (fase sólida) y el agua (fase líquida), se libera los cloruros y socios al agua, así como las fracciones de materia orgánica se adhieren a los poros de la resina [45].

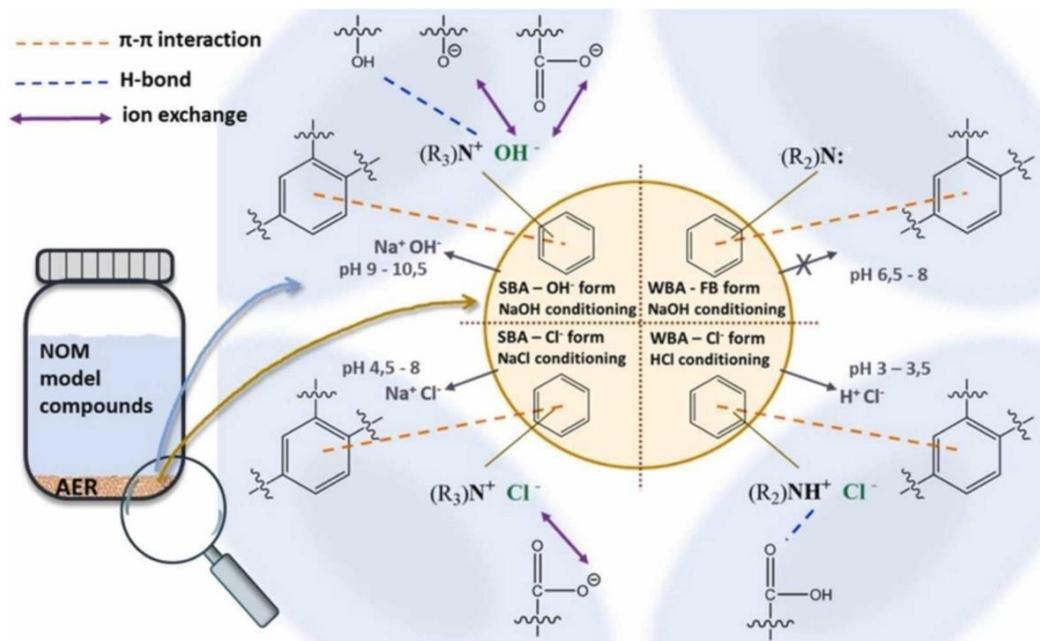


Figura 4. Mecanismo de acción de la resina M-600 en la remoción de materia orgánica

Nota. La imagen se obtuvo del estudio de Rahmani y Mohoseni en el año 2017

2.2.10. Isoterma de adsorción

a. Isoterma de Langmuir

La isoterma brinda la “información más importante para indicar cómo se distribuyen las moléculas de adsorbato entre la fase líquida y la fase sólida cuando el proceso de adsorción alcanza un estado de equilibrio” [17].

b. Isoterma de Langmuir:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m K_e} + \frac{C_e}{q_m}$$

Donde:

C_e : es la concentración de adsorbato en el equilibrio (mg/g)

q_e : capacidad de adsorción en el equilibrio (mg/g)

q_m : capacidad máxima de adsorción (mg/g)

K_e : constante de la isoterma de Langmuir relacionada a la capacidad de adsorción

Las características esenciales de la isoterma de Langmuir se pueden expresar mediante una constante adimensional llamada factor de separación R_L

$$R_L = \frac{1}{1 + K_e C_o}$$

Donde:

K_e : constante de la isoterma de Langmuir

C_o : concentración inicial (mg/g)

c. Isoterma de Freundlich

La isoterma de Freundlich da una expresión que abarca la heterogeneidad de la superficie y la distribución exponencial de los sitios activos junto con sus energías [17].

Freundlich

$$\log q_e = \log K_f + \frac{1}{n} \log C_e$$

Donde:

K_f : capacidad de adsorción (L/mg)

$\frac{1}{n}$: intensidad de adsorción

2.2.7 Cinética de adsorción

d. Estudio cinético de Pseudo primer orden

La cinética de adsorción describe la tasa de absorción de iones en las resinas de intercambio aniónico y esta tasa controla el tiempo de equilibrio [17].

Primer orden:

$$\frac{dq_t}{dt} = k (q - q)$$

dt 1 e t

Donde:

q_t : es el adsorbato adsorbido sobre el adsorbente en el tiempo t (mg/g)

q_e : es la capacidad de adsorción en equilibrio (mg/g)

e. Estudio cinético de Pseudo segundo orden

Segundo orden:

$$\frac{dq_t}{dt} = k (q - q)^2$$

$$dt = 2 e^{-t}$$

Donde:

q_t : es el adsorbato adsorbido sobre el adsorbente en el tiempo t (mg/g)

q_e : es la capacidad de adsorción en equilibrio (mg/g)

2.3. Definición de términos básicos

- a) Lixiviados de vertedero: el lixiviado de los vertederos es un agua residual con alto contenido de materia orgánica y nitrógeno amónico que se forma como resultado de la filtración del agua de lluvia y la humedad a través de los desechos en los vertederos [47].
- b) Lixiviados: es el efluente líquido generado por la interacción del agua de lluvia y los productos de degradación de los desechos [30].
- c) Fase húmica: es la fase final de la descomposición es una fase anaeróbica en la que los componentes orgánicos, incluidas las proteínas, los lípidos y los carbohidratos, finalmente se degradan en fracciones húmicas y fúlvicas [34].
- d) Resina: es un término genérico que se utiliza para designar al polímero o al material precursor del polímero y/o la mezcla o formulación del mismo que contiene diversos aditivos o componentes químicamente reactivos [46].
- e) Adsorción: es un fenómeno en la que los átomos o moléculas de gases, líquidos o sólidos se disuelven en otra sustancia [17].
- f) Isoterma: es una relaciona gráfica, la cual se lleva a cabo a una temperatura constante, contenido en humedad de equilibrio de un producto con la actividad termodinámica, ya que, en el equilibrio, este último parámetro es igual a la humedad relativa del aire que rodea al producto [17].
- g) DQO: nos indica la cantidad de contaminantes presentes en una muestra de agua que pueden ser oxidados [34].
- h) DBO: hace referencia a los contaminantes, pero los cuales pueden ser solo biodegradados [34].

CAPÍTULO III: METODOLOGÍA

3.1. Método y alcance de la investigación

3.1.1. Método General

En cuanto al método general, se usó el de hipotético – deductivo para poder tener así los datos que se necesitó para el procesamiento de la información [48]. Esto dado a que se planteó hipótesis sobre la influencia de resina aniónica en la remoción de materia orgánica de los lixiviados del CEPAS, las cuales serán corroboradas con el análisis de los resultados obtenidos después del tratamiento planteado con 5 cantidades distintas de resina y 4 tiempos de contacto.

3.1.2. Método Específico

La metodología fue cuantitativa, debido a que se el estudio se centró en obtener datos numéricos [48], tales como la concentración de materia orgánica (DQO, DBO₅ y STD) del lixiviado antes y después del tratamiento con resina aniónica.

3.1.3. Tipo de investigación

El tipo de diseño fue aplicativo, pues se aplicó todos los conocimientos adquiridos y procesados en los antecedentes a la parte práctica o desarrollo [49]. Para ello, se determinó 5 cantidades de resina aniónica las cuales serán usadas para tratar los lixiviados del CEPAS, además de considerar 4 tiempos de contacto en el cual se desarrollará el proceso, para de esta manera determinar la resultados e información.

3.1.4. Nivel de investigación

Nivel explicativo, ya que se dio a conocer y entender cómo es que las variables masan de resina y tiempo de contacto influyen en la remoción de materia orgánica de los lixiviados del CEPAS.

3.2. Diseño de la investigación

El diseño de investigación que se utilizó fue el diseño de bloques completamente al azar (DBCA) con un arreglo factorial de 5x4.

En un tiempo de 30 min.

Réplicas**Masa de la resina aniónica M-600 (g)**

	0,5	1	1,5	2	2,5
1	RMO1	RMO1	RMO1	RMO1	RMO1
2	RMO2	RMO2	RMO2	RMO2	RMO2
3	RMO3	RMO3	RMO3	RMO3	RMO3

En un tiempo de 60 min.

Réplicas	Masa de la resina aniónica M-600 (g)				
	0,5	1	1,5	2	2,5
1	RMO1	RMO1	RMO1	RMO1	RMO1
2	RMO2	RMO2	RMO2	RMO2	RMO2
3	RMO3	RMO3	RMO3	RMO3	RMO3

En un tiempo de 90 min

Réplicas	Masa de la resina aniónica M-600 (g)				
	0,5	1	1,5	2	2,5
1	RMO1	RMO1	RMO1	RMO1	RMO1
2	RMO2	RMO2	RMO2	RMO2	RMO2
3	RMO3	RMO3	RMO3	RMO3	RMO3

En un tiempo de 120 min.

Réplicas	Masa de la resina aniónica M-600 (g)				
	0,5	1	1,5	2	2,5
1	RMO1	RMO1	RMO1	RMO1	RMO1
2	RMO2	RMO2	RMO2	RMO2	RMO2
3	RMO3	RMO3	RMO3	RMO3	RMO3

Donde:

RMO: remoción de la materia orgánica

Para la cinética de adsorción:

3.3.Población y muestra

3.3.1. Población

La población estará formada por los lixiviados generados por la descomposición de los residuos orgánicos dentro de la pila de compostaje en el Centro Ecoturístico de Protección Ambiental “Santa Cruz” – CEPASC de Concepción.

3.3.2. Muestra

Hallando el tamaño de muestra para poblaciones infinitas se determinó el número de muestra.

$$n = \frac{Z^2 x p x q}{E_2}$$

n: Tamaño de muestra aproximado, Z: Valor asociado al nivel de confianza, E: Error de la estimación, P: Proporción de éxito, Z: Para nuestro caso se trabajará a un nivel de confianza del 95 % cuyo valor es de 1,96

$$n = \frac{1,96^2 \times 0,95 \times 0,050}{0,039^2}$$

$$n = 119,97 \text{ mL}$$

$$n \cong 120 \text{ mL}$$

La cantidad de lixiviado que se utilizó para el desarrollo de cada corrida experimental fue de 120 mL.

3.4. Técnicas e instrumentos de recolección de datos

3.4.1. Técnicas utilizadas en la recolección de datos

- Muestreo de lixiviados
- Observación in situ
- Desarrollo de corridas experimentales
- Análisis de laboratorio

3.4.2. Instrumentos utilizados en la recolección de datos

- Cadena de custodia de parámetros de campo
- Reportes de laboratorio de concentraciones iniciales y finales de materia orgánica en los lixiviados
- Revisión de trabajos de investigación publicados en repositorios universitarios, Scielo, Sciencedirect

3.4.3. Materiales

Monitoreo

- Cooler
- Botellas de 500 mL de vidrio ámbar

- Botella de 7 L de plásticos
- Botellas de 1L
- GPS
- Brazo muestreador
- Pizarras
- Multiparámetro

Experimental

- Horno
- Desecador
- Crisoles
- Lunas de reloj
- Vasos de precipitación de 250 mL
- Agitadores magnéticos
- Papel filtro

3.4.4. Procedimientos

3.4.4.1. Etapa de Pre-campo

- a) Se revisó que los materiales para almacenar la muestra se encuentren esterilizados y acondicionaron adecuadamente.
- b) Se alistó la cadena de custodia, registros necesarios como tableros, lapicero, plumones y pizarras para hacer anotaciones necesarias mencionados en el protocolo.
- c) Además de los equipos de campo, para ello, se verificó que estén debidamente calibrados y en sus maletas de transporte.
- d) Se alistaron los EPPs necesarios para la recolección de muestras como zapatos o botas de seguridad, lentes, mascarilla y guantes desechables.

3.4.4.2. Etapa de Campo

- a) En este estudio, la muestra de lixiviado se obtuvo del vertedero del CEPASC, ubicado en la provincia de Concepción.
- b) El sitio fue elegido porque el vertedero del CEPASC no cuenta con un tratamiento adecuado.

- c) Luego de ubicado el lugar, se prepararon los materiales necesarios para la muestra como: recipiente, cooler, rótulos, registro de campo y cadena de custodia.
- d) Para la toma de muestra in situ, se hizo uso de un pHmetro, así como una cámara fotográfica.
- e) Para la recolección de la muestra inicial, se realizó un muestreo aleatorio simple, el cual será llenado en una botella debidamente esterilizado a una capacidad de 250 mL.
- f) Luego, se hizo la toma de muestra a una cantidad de 9 litros para las corridas experimentales.

3.4.4.3. Etapa de Experimentación

- A. Determinación de la materia orgánica en el lixiviado.
 - a) Las muestras de lixiviados fueron almacenadas en botellas de 250 mL previamente esterilizadas.
 - b) Seguidamente, se aseguró que estén debidamente cerradas y se llenó en una caja de Tecnopor la cual se cerró y envolvió con flim de plástico.
 - c) Finalmente, se envió las muestras al laboratorio para el análisis respectivo de su concentración inicial del lixiviado del CEPAS.
- B. Determinación de la influencia de la masa de resina y tiempo de contacto se siguió el procedimiento mencionado en el trabajo de Zamri y compañeros en el año 2017.
 - a) Lewatit MonoPlus M-600 es una resina comercialmente disponible y económicamente razonable (anión), se utilizará como resina madre para el tratamiento de lixiviado.
 - b) La resina se acondicionó para su uso: primero, se lavó a contracorriente con agua desionizada para eliminar partículas finas y de baja densidad.
 - c) Seguido por dos ciclos de agotamiento llevados a cabo usando hidróxido de sodio 2 M y ácido clorhídrico 2 M con enjuagues intermedios y finalmente con agua destilada.
 - d) Luego, las resinas se transferirán a un recipiente de polietileno limpio y se secaran en un desecador para evitar que la humedad, y los contaminantes se filtraran.

- e) Una vez que se obtuvo la resina adaptada se pesó 0,5 g; 1g; 1,5g; 2g y 2,5 g para llevar a cabo cada tratamiento
- f) Seguido a ello, midió 120 mL de lixiviado y se colocó en matraces cónicos de 250 mL.
- g) Posteriormente, se adicionó la resina pesada y se llevó a un agitador magnético en él se colocó el vaso y se trabajó a 350 rpm.
- h) Este se dejó trabajando por diferentes tiempos de 30 min, 60 min, 90 min y 120 min.
- i) Al final del intervalo de tiempo, se eliminó el adsorbente por filtración y se determinaron las concentraciones finales de materia orgánica.
- j) Dichas muestras filtradas fueron almacenadas y enviadas al laboratorio para su análisis respectivo.
- k) A partir de los resultados que se obtuvieron, se puede hallar los porcentajes de remoción de STD, DBO₅ y DQO, esto mediante la siguiente fórmula:

$$\% \text{ de remoción} = \frac{(C_o - C_f) \times 100}{C_o}$$

Dónde:

C_0 : Concentración inicial del parámetro, es decir en un tiempo 0

C_t : Concentración final del parámetro en un determinado tiempo

C. Determinación de la isoterma de adsorción

Se determinó la isoterma tomando en consideración las 5 cantidades de resina que fueron 0,5 g; 1g; 1,5g; 2g y 2,5g y los 4 tiempos de 30 min, 60 min, 90 min y 120 min con muestras de 120 mL de lixiviado, agitación constante de 350 rpm y filtrado de la muestra cuando el tiempo culmine para poder ser analizada.

Con los resultados ya obtenidos, se aplicaron las siguientes formulas:

Isoterma de Langmuir

Se sabe que el modelo de la isoterma de Langmuir es:

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_{max}} + \frac{1}{q_{max}bC_e} \quad (1)$$

C_e , concentración de equilibrio (mg/L)

q_e : cantidad de la sustancia adsorbida en el equilibrio por la cantidad de adsorbente (mg/g)

q_{max} : capacidad de adsorción (mg/g),

b : constante de equilibrio de adsorción (L/mg).

La cantidad de DQO adsorbida en el equilibrio:

$$q_e = \frac{v(c_i - c_e)}{w} \quad (2)$$

Dónde:

V: volumen de solución (0,120 L),

c_i , c_e son la concentración inicial (8749,2 mg/L) y final del DQO en mg/L

w es el peso de las resinas en gramos.

La forma de una ecuación lineal general es:

$$y = ax + b \quad (3)$$

Donde b es la constante y a es la pendiente de la ecuación lineal, comparando la ecuación lineal general con la ecuación de Langmuir se tiene que:

$$y = \underline{1}; x = \underline{1}; a = \underline{1} \quad y b = \underline{1} \quad (4)$$

q_e C_e q_{maxb} q_{max}

Por lo tanto, la ecuación linealizada de Langmuir que se obtiene de los datos experimentales nos permitirá conocer las constantes del modelo (q_{max} y b).

Isoterma de Freundlich

La linealización de la isoterma de Freundlich está dada por:

$$\log q_e = \log K_f + \frac{1}{n} \log C_e \quad (5)$$

Se sabe que:

C_e : es la concentración de equilibrio (mg/L),

q_e : es la cantidad adsorbida en el equilibrio por la cantidad del adsorbente (mg/g)

K_f : constantes de Freundlich (mg/g)

n : son las constantes de Freundlich relacionadas con la capacidad de adsorción y la intensidad de adsorción.

La forma de una ecuación lineal general es:

$$y = ax + b \quad (3)$$

Donde b es la constante y a es la pendiente de la ecuación lineal, comparando la ecuación lineal general con la ecuación de Freundlich se tiene que:

$$y = \log q ; x = \log C ; a = 1 y b = \log K \quad (6)$$

D. Determinación de la cinética de adsorción

Se determinó la cinética tomando en consideración las 5 cantidades de resina que fueron 0,5 g; 1g; 1,5g; 2g y 2,5g y 4 tiempos de 30 min, 60 min, 90 min y 120 min con muestras de 120 mL de lixiviado, agitación constante de 350 rpm y filtrado de la muestra cuando el tiempo culmine para poder ser analizada.

Una vez con los resultados de los análisis, se aplicarán las siguientes formulas:

Cinética de Pseudo-primer orden

Se tiene la siguiente ecuación linealizada de pseudo primer orden:

$$\ln (q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t \quad (7)$$

Donde:

q_t : es concentración en el tiempo

q_e : Concentración en equilibrio se sabe que dicho valor es el obtenido de la concentración final menor porque representa la mayor remoción

k_1 : Constante cinética

t: tiempo

La forma de una ecuación lineal general es:

$$y = ax + b \quad (3)$$

Donde b es la constante y a es la pendiente de la ecuación lineal, comparando la ecuación lineal general con la ecuación de Pseudo primer orden se tiene que:

$$y = \ln(q_e - q_t) \quad x = t; \quad a = k_1t \quad y \quad b = \ln q_e \quad (8)$$

Cinética de Pseudo-segundo orden

Se tiene la siguiente ecuación linealizada de pseudo segundo orden:

$$\frac{1}{q} = \frac{1}{kq} + \underline{q^t} \quad (9)$$

$$t \quad 2e \quad e$$

q_t : es concentración en el tiempo

q_e : Concentración en equilibrio se sabe que dicho valor es el obtenido de la concentración final menor porque representa la mayor remoción

k_2 : Constante cinética

La forma de una ecuación lineal general es:

$$y = ax + b \quad (3)$$

Donde b es la constante y a es la pendiente de la ecuación lineal, comparando la ecuación lineal general con la ecuación de Pseudo segundo orden se tiene que:

$$y = \underline{1} \quad x = t; \quad a = \underline{1} \quad y \quad b = \quad 1 \quad (10)$$

qt

qe

$\overline{k2qe2}$

3.4.4.4. Etapa de Gabinete

- a) Se procedió la información obtenida de los reportes de los laboratorios, de las concentraciones finales de DQO, DBO y STD.
- b) Se realizó el análisis de varianza más conocida como ANOVA para realizar la comprobación de las hipótesis.

CAPÍTULO IV: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

2.4. Presentación de resultados

2.4.1. Caracterización de los lixiviados del vertedero de CEPASC

La caracterización inicial del lixiviado del vertedero de Concepción se realizó en los parámetros de conductividad, pH, temperatura, STD, turbiedad, DBO₅ y DQO, dando como resultados:

Tabla 3

Caracterización de lixiviado del vertedero CEPASC

PARÁMETRO	UNIDAD	RESULTADO
pH	Unidades de pH	6,28
Temperatura	°C	18,40
Conductividad	uS/cm	17000
Sólidos disueltos totales	mg/L	8000
Turbidez	NTU	118
DQO	mg/L	8749,20
DBO ₅	mg/L	4404,14

Nota. Elaboración propia

De los parámetros analizados, se puede observar que se encuentran en concentraciones altas debido a lo mencionado por Vaccari y compañero en el año 2019 sobre la relación entre la edad de los lixiviados de los botaderos, y sus características es significativa para poder determinar su edad y así, de esta manera, poder definir que método de tratamiento se debe aplicar para su liberación al medio ambiente evitando que afecte alguna fuente natural. Por ello, tomando en consideración la Tabla 2, podemos decir que los lixiviados del vertedero de CEPASC en Concepción son de una edad de mediano plazo (5 años-10 años) dado a que su pH es menor a 6,5 y la concentración de DQO está entre 5000 mg/L y 10000 mg/L, además la relación de DQO/DBO es de 0,5.

2.4.2. Remoción de materia orgánica de los lixiviados utilizando resina aniónica M-600

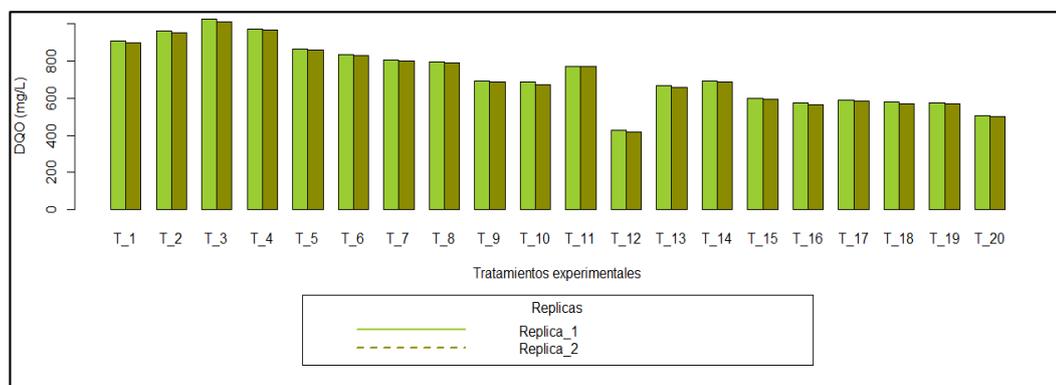
Después del tratamiento con la resina aniónica se obtuvo como resultados lo mostrado en la Tabla 4.

Tabla 4*Remoción de DQO, DBO₅ y STD en lixiviados del CEPASC*

Tratamiento	Tiempo de contacto (min)	Masa de resina (g)	Replica I			Replica II		
			DQO	DBO	STD	DQO	DBO	STD
1	30	0,5	909,22	462,38	7300	899,70	450,60	7400
2	60	0,5	964,80	489,52	7200	953,71	481,53	7300
3	90	0,5	1025,42	521,84	7400	1009,83	512,55	7300
4	120	0,5	972,32	481,43	7500	965,50	467,39	7600
5	30	1	863,75	431,11	7200	858,92	422,68	7400
6	60	1	836,03	415,78	7200	830,41	409,41	7300
7	90	1	805,42	402,81	7100	799,84	398,82	7200
8	120	1	796,14	395,73	7000	790,98	390,88	7100
9	30	1,5	690,92	346,45	7800	685,44	341,17	7800
10	60	1,5	688,71	345,16	7500	671,93	340,59	7600
11	90	1,5	773,42	388,42	7200	770,55	379,99	7100
12	120	1,5	425,68	215,57	6700	418,49	211,73	6800
13	30	2	669,16	336,47	7400	660,52	330,17	7400
14	60	2	692,83	348,95	7000	688,64	344,56	7100
15	90	2	600,24	304,73	7200	592,47	300,22	7400
16	120	2	572,64	289,42	6900	565,56	275,48	7000
17	30	2,5	589,13	290,36	7300	584,65	285,42	7200
18	60	2,5	578,52	287,49	7100	571,84	284,51	7200
19	90	2,5	572,74	288,46	7200	568,99	282,77	7300
20	120	2,5	506,05	249,26	7000	500,17	246,02	7100

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 4, se puede observar que la mayor remoción de materia orgánica en las dos réplicas realizadas según los parámetros de DQO, DBO₅ y STD logro obtener como concentraciones finales de 435,68 mg/L; 215,57 mg/L y 6700 mg/L respectivamente en la réplica I, mientras que en la réplica II fue de 418,49 mg/L; 211,73 mg/L y 6800 mg/L de DQO, DBO₅ y STD respectivamente, todo ello a condiciones de trabajo de tiempo de contacto de 120 min y masa de 1,5 g de resina.

**Figura 5.** Remoción de DQO en lixiviados de CEPASC

Nota. Elaboración propia

En la Figura 4, se puede observar que la mayor remoción del parámetro de DQO se obtuvo en el tratamiento 12 pues existe una diferencia significativa en el tamaño de sus barras en comparación al resto de tratamiento. Esto debido a que logra remover el DQO hasta una concentración final de 435,68 mg/L y 418,49 mg/L en ambas réplicas. Además, el tratamiento que tuvo la menor remoción fue el 3 debido a que es el que presenta las barras más grandes, pues solo removió hasta obtener concentraciones de 1025,42 mg/L y 1009,83 mg/L en ambas réplicas.

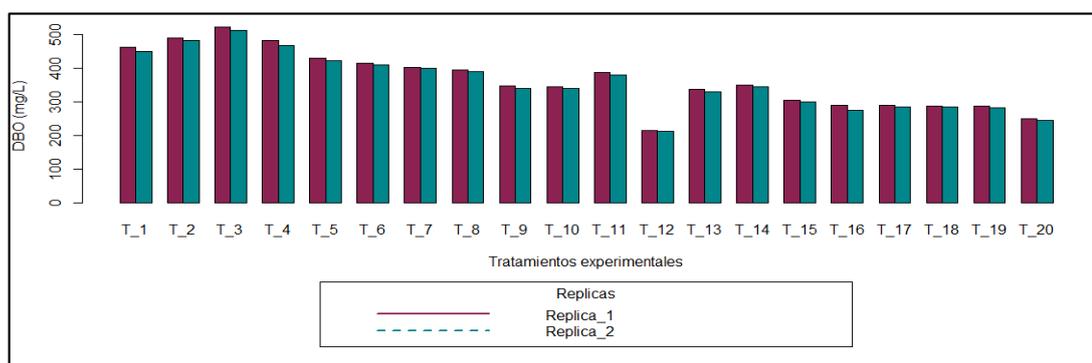


Figura 6. Remoción de DBO₅ en lixiviados de CEPASC

Nota. Elaboración propia

En la Figura 5, se puede observar que la mayor remoción del parámetro de DBO₅ se obtuvo en el tratamiento 12 pues existe una diferencia significativa en el tamaño de sus barras en comparación al resto de tratamiento. Esto debido a que logra remover el DBO₅ hasta una concentración final de 215,57 mg/L y 211,73 mg/L en ambas réplicas. Además, el tratamiento que tuvo la menor remoción fue el 3 debido a que es el que presenta las barras más grandes, pues solo removió hasta obtener concentraciones de 521,84mg/L y 512,55mg/L en ambas réplicas.

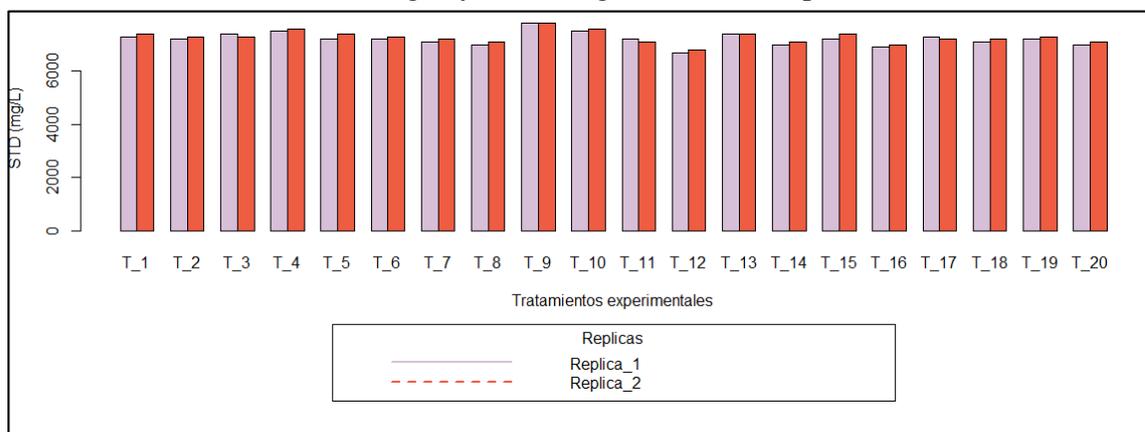


Figura 7. Remoción de STD en lixiviados de CEPASC

Elaboración propia

En la Figura 6, se puede observar que la mayor remoción del parámetro de STD se obtuvo en el tratamiento 12 pues existe una diferencia en el tamaño de sus barras en comparación al resto de tratamiento. Esto debido a que logro remover los STD hasta una concentración final de 6700 mg/L y 6800 mg/L en ambas réplicas. Además, el tratamiento que tuvo la menor remoción fue el 9, debido a que es el que presenta las barras más grandes, pues solo removió hasta obtener concentraciones de 7800mg/L en ambas réplicas.

2.4.3. Porcentaje de remoción de materia orgánica en lixiviados del CEPASC usando resina aniónica M-600

Para el caso de la primera réplica para DQO en condiciones de masa 0,5 g, tiempo de contacto 30 min; reemplazando en la ecuación el resultado es:

$$\% \text{ de remoción} = \frac{(8749,20 - 909,22)}{8749,20} \times 100$$

$$\% \text{ de remoción} = 89,61\%$$

De igual forma, los cálculos se desarrollaron para todas las condiciones de trabajo y los diferentes parámetros. No obstante, para la réplica 2 se consideró una concentración DQO, DBO₅ y STD de 8569,70mg/L; 4398,70mg/L y 8100mg/L, debido a que esta réplica se trabajó días después de la primera. Asimismo, una vez obtenidos los porcentajes de remoción de todos los parámetros en ambas réplicas, se realizó un promedio entre ellas dando como resultados lo expuesto en la tabla 5.

Tabla 5.

Porcentaje de remoción de DQO, DBO₅ y STD en lixiviados del CEPASC

Tratamiento	Tiempo de contacto (min)	Masa de resina (g)	% de remoción de DQO	% de remoción de DBO	% de remoción de STD
1	30	0,5	89,55	89,63	8,70
2	60	0,5	88,92	88,97	9,94
3	90	0,5	88,25	88,25	8,69
4	120	0,5	88,81	89,22	6,21
5	30	1	90,05	90,30	9,32
6	60	1	90,38	90,63	9,94
7	90	1	90,73	90,89	11,18
8	120	1	90,84	91,06	12,42
9	30	1,5	92,05	92,19	3,10
10	60	1,5	92,14	92,21	6,21
11	90	1,5	91,08	91,27	11,17

12	120	1,5	95,13	95,15	16,15
13	30	2	92,32	92,43	8,07
14	60	2	92,02	92,12	12,42
15	90	2	93,11	93,13	9,32
16	120	2	93,43	93,58	13,67
17	30	2,5	93,22	93,46	9,93
18	60	2,5	93,36	93,50	11,18
19	90	2,5	93,41	93,51	9,94
20	120	2,5	94,19	94,37	12,42

Nota. Elaboración propia

De la Tabla 5, se puede mencionar que el mayor porcentaje de remoción de los parámetros de de DQO, DBO₅ y STD, se obtuvieron en el tratamiento 12 con 95,13%; 95,15% y 16,15% respectivamente. Esto a condiciones de trabajo de masa de resina 1,5 g, tiempo de contacto de 120 min. Mientras que el tratamiento 3 obtuvo menores porcentajes de remociones de 88,25 % de DQO y 89,29% de DBO₅, esto a condiciones de trabajo de 0,5 g de resina y 90 min de tiempo de contacto y en el caso de los STD los menores resultados se obtuvieron en el tratamiento 9, pues solo se obtuvo un 3,10% de remoción, esto a condiciones de trabajo de 1,5 g de resina, 30 min de tiempo de contacto.

2.4.4. Influencia de la masa de resina y el tiempo de contacto en la remoción de DQO

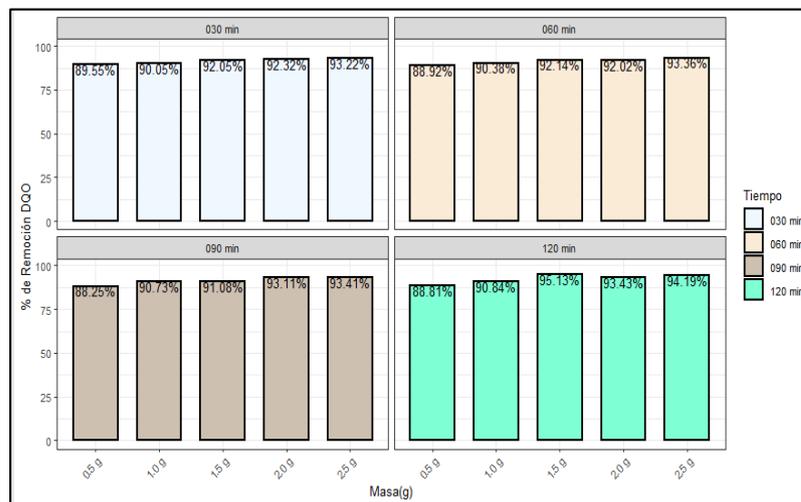


Figura 8. Porcentaje de remoción de DQO en lixiviados de CEPASC

Nota. Elaboración propia

En la Figura 7, se puede observar que el mayor porcentaje de remoción del parámetro de DQO se obtuvo a condiciones de trabajo de masa de resina 1,5 g, tiempo de contacto de 120 min pues se obtuvo resultados de 95,13% de remoción, además que a estas mismas condiciones se obtuvo el mejor segundo resultado con un 94,19% de remoción, mientras que el menor porcentaje fue de 88,25 % en condiciones de masa de resina de 0,5g y tiempo de contacto de 90 min. Entre los resultados del mayor y menor porcentaje de remoción existe una diferencia significativa de 6,88%.

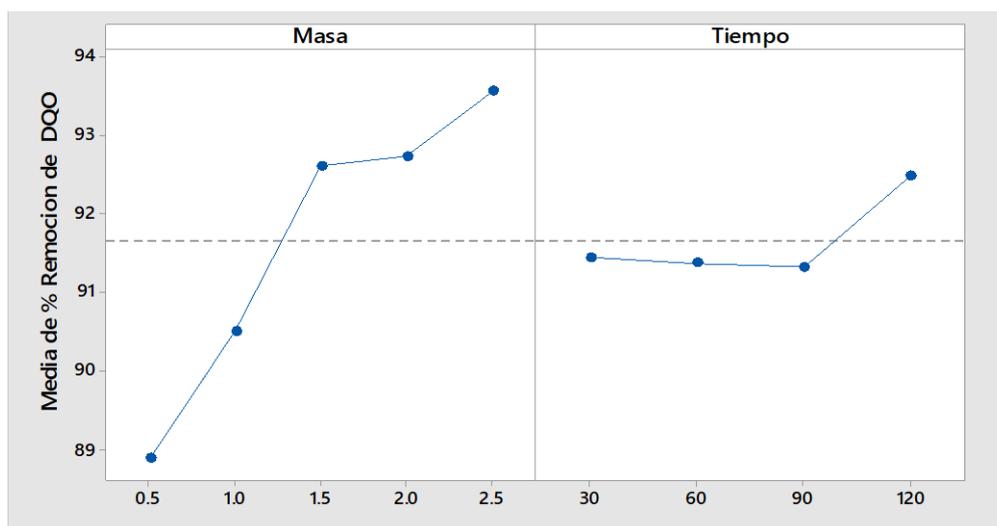


Figura 9. Efectos principales de las variables en la remoción de DQO

Nota. Elaboración propia

- En la Figura 8, se observa los efectos principales en el indicador DQO de la materia orgánica, dando a conocer que las 2 variables de estudio tienen efectos importantes en la remoción del DQO, pues como se muestra hay una diferencia significativa cuando se utiliza sus niveles altos y bajos de la masa resina y tiempo de contacto durante el tratamiento, pues como se a medida que tiende a aumentar la masa y el tiempo los porcentajes de remoción, también, mostrando que están relacionadas de manera directa.

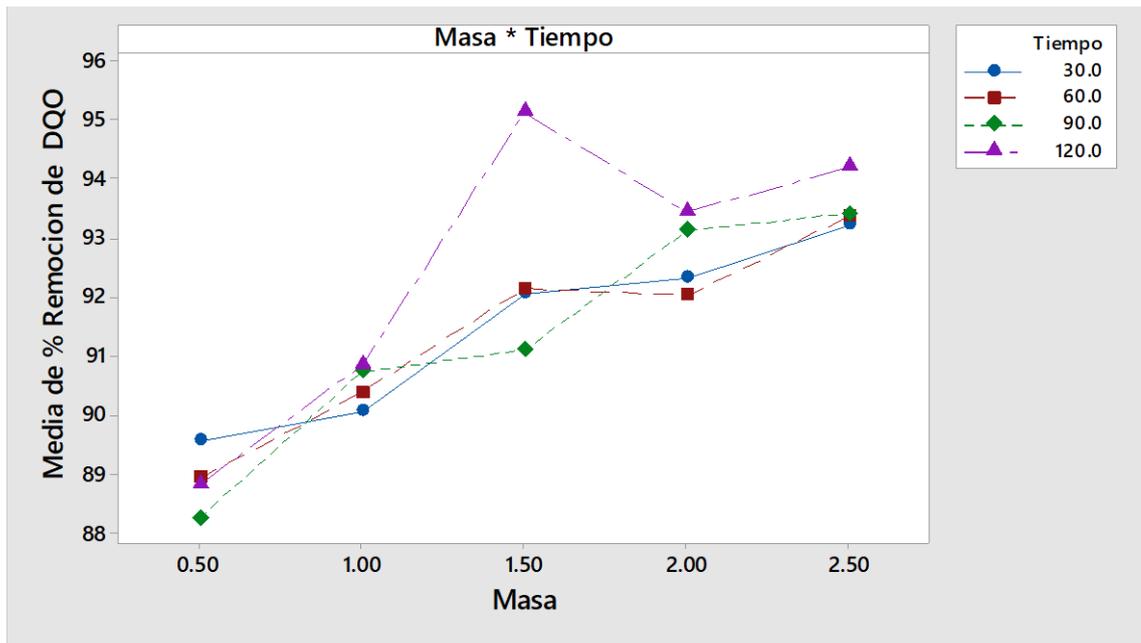


Figura 10. Interacción de variables en la remoción de DQO

Nota. Elaboración propia

En la Figura 9, se puede observar la interacción de las 2 variables con la remoción de DQO, demostrando que la mejor interacción es cuando se utiliza masa de 1,5 g, pues se observa un aumento de remoción hasta más del 95%, lo cual se aprecia en el pico de color morado. Asimismo, el tiempo adecuado es de 120 minutos, dado a que cuando este tiende a ser mayor existe una mayor remoción de DQO. La segunda interacción que presenta resultados favorables es la obtenida con una masa de 2,5 g y el tiempo de 120 min.

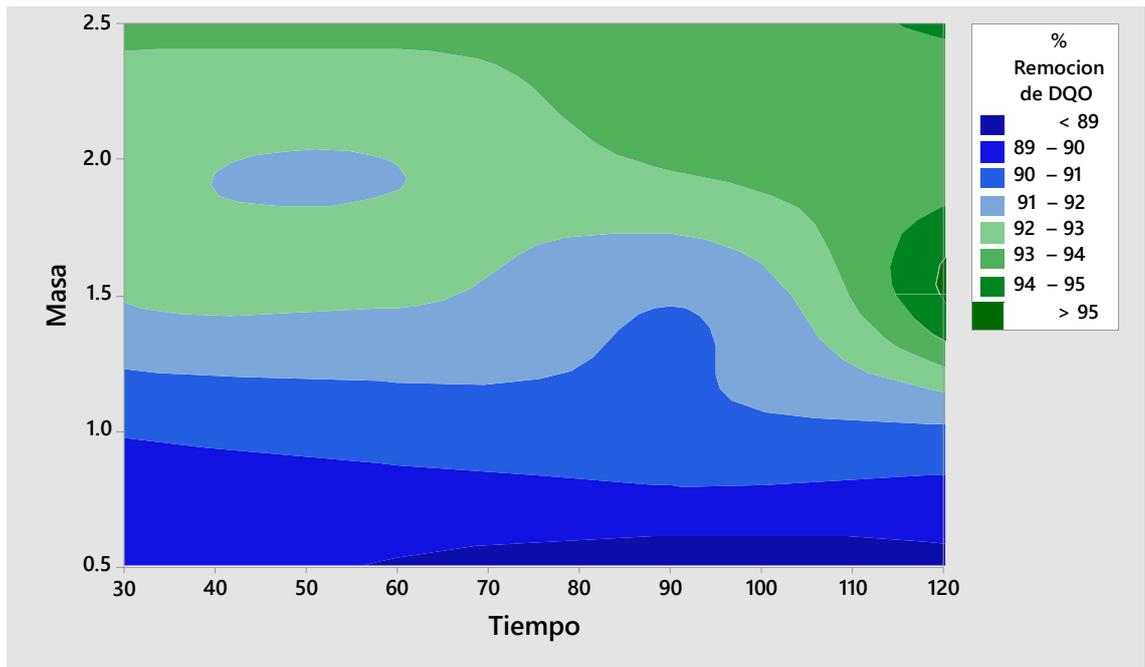


Figura 11. Gráfico de contorno de remoción de DQO

Nota. Elaboración propia

En la Figura 10, se puede observar un gráfico de contorno en el cual el color verde oscuro que representa la menor proporción de contorno pintado hace referencia a la remoción mayor al 95% de DQO obtenido a condiciones de masa de 1,5 g y tiempo de 120 min, mientras que la parte azul oscura representa las remociones menores al 89%, las cuales se llevan a cabo a condiciones de masa de 0,5 g y tiempo de 60 min a 120 min.

2.4.5. Influencia de la masa de resina y el tiempo de contacto en la remoción de DBO₅

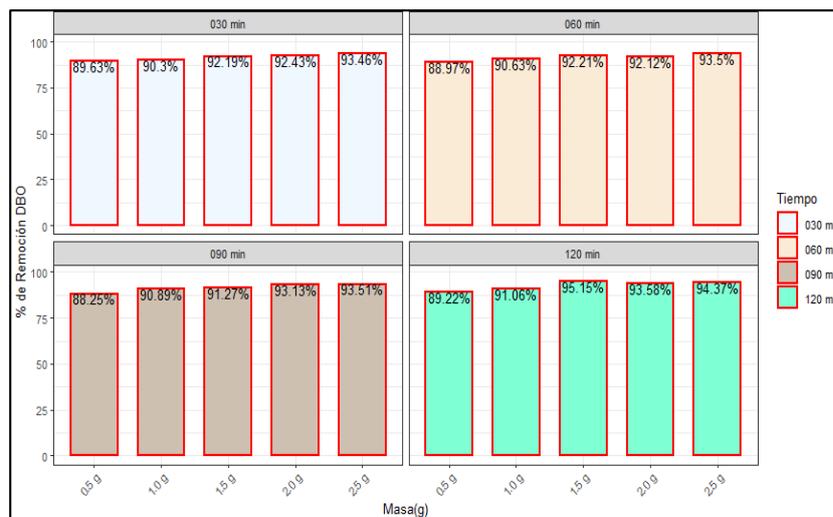


Figura 12. Porcentaje de remoción de DBO₅ en lixiviados de CEPASC

Nota. Elaboración propia

En la Figura 11, se puede observar que el mayor porcentaje de remoción del parámetro de DBO_5 se obtuvo a condiciones de trabajo de masa de resina 1,5 g, tiempo de contacto de 120 min, pues se obtuvo resultados de 95,15% de remoción, además que a estas mismas condiciones se obtuvo el mejor segundo resultado con un 94,37% de remoción, mientras que el menor porcentaje fue de 88,29 % en condiciones de masa de resina de 0,5g y tiempo de contacto de 90 min. Entre los resultados del mayor y menor porcentaje de remoción existe una diferencia significativa de 6,86%.

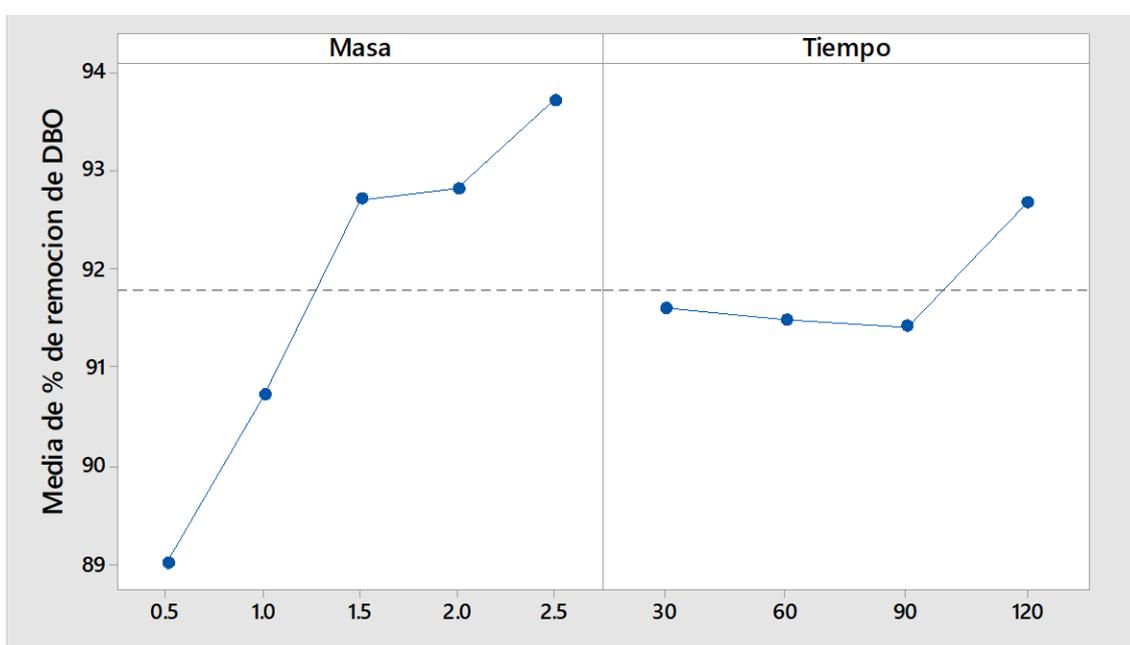


Figura 13. Efectos principales de las variables en la remoción de DBO_5

Nota. Elaboración propia

En la Figura 12, se observa los efectos principales en el indicador DBO_5 de la materia orgánica, dando a conocer que las 2 variables de estudio tienen efectos importantes en la remoción de dicho indicador, pues como se muestra hay una diferencia significativa cuando se utiliza sus niveles altos y bajos de la masa resina y tiempo de contacto durante el tratamiento, pues como a medida que aumenta la masa de resina y el tiempo los porcentajes de remoción de DBO_5 , también, mostrando que están relacionadas de manera directa.

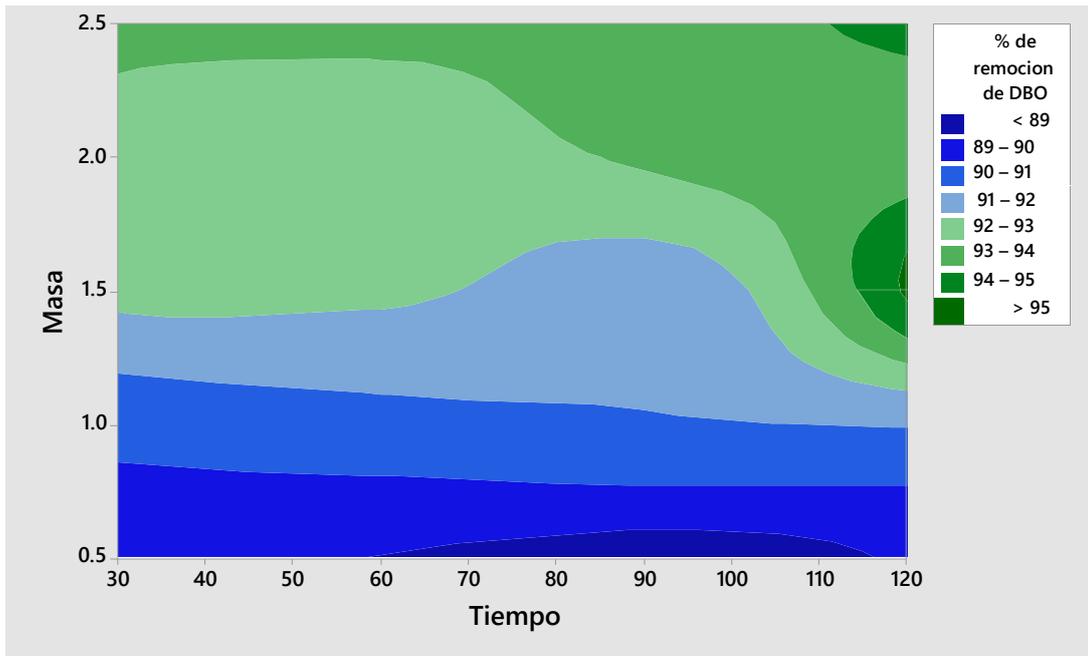
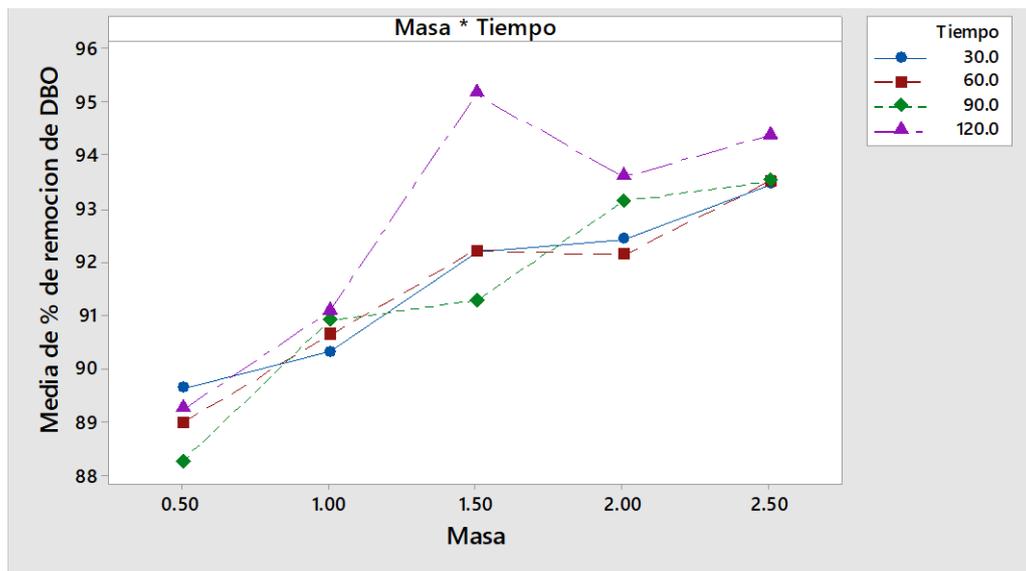


Figura 14. Interacción de variables en la remoción de DBO_5

Nota. Elaboración propia

En la Figura 13, se puede observar la interacción de las 2 variables con la remoción de DBO_5 , demostrando que la mejor interacción es cuando se utiliza masa de 1,5 g, pues se observa un aumento de remoción hasta más del 95%, lo cual se aprecia en el pico formado por la línea de color morado que representa el tiempo de 120 min, el cual sería el adecuado para el proceso, pues cuando este tiende a ser mayor existe una mayor remoción de DBO_5 . Asimismo, la segunda interacción que presenta resultados favorables es la obtenida con una masa de 2,5 g y el tiempo de 120 min.

Figura 15. Gráfico de contorno de remoción de DBO_5



Nota. Elaboración propia

En la Figura 14, se puede observar un gráfico de contorno en el cual el color verde oscuro que representa la menor proporción de contorno pintado hace referencia a la remoción mayor al 95% de DBO₅ obtenido a condiciones de masa de 1,5 g y tiempo de 120 min, mientras que la parte azul oscura representa las remociones menores al 89%, las cuales se llevan a cabo a condiciones de masa de 0,5 g y tiempo de 60 min a 120 min.

2.4.6. Influencia de la masa de resina y el tiempo de contacto en la remoción de STD



Figura 16. Porcentaje de remoción de STD en lixiviados de CEPASC

Nota. Elaboración propia

En la Figura 15, se puede observar que el mayor porcentaje de remoción del parámetro de STD se obtuvo a condiciones de trabajo de masa de resina 1,5 g, tiempo de contacto de 120 min pues se obtuvo resultados de 16,15% de remoción, además que a estas mismas condiciones se obtuvo el mejor segundo resultado con un 13,67% de remoción, mientras que el menor porcentaje fue de 3,10 % en condiciones de masa de resina de 1,5g y tiempo de contacto de 30 min. Entre los resultados del mayor y menor porcentaje de remoción, existe una diferencia significativa de 13,05%.

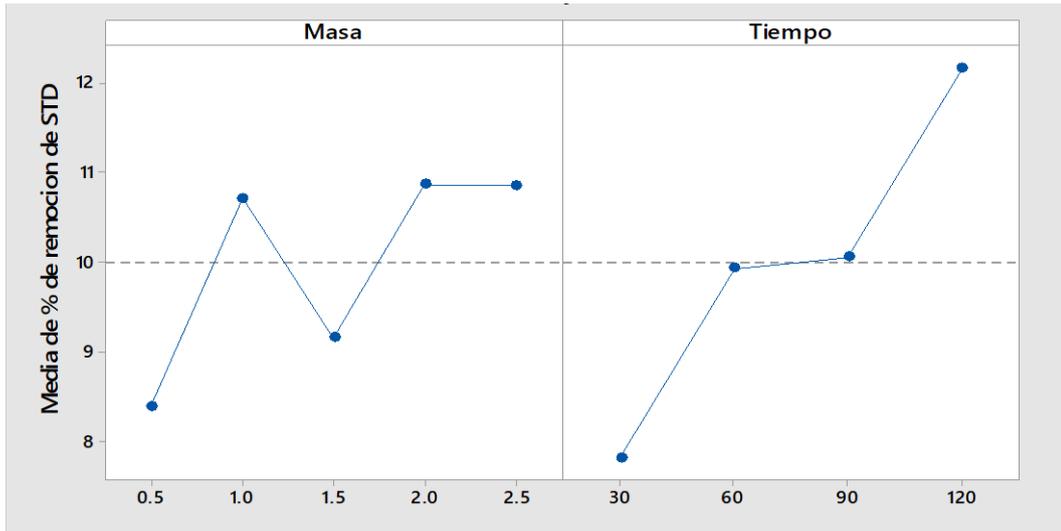


Figura 17. Efectos principales de las variables en la remoción de STD

Nota. Elaboración propia

En la Figura 16, se observa los efectos principales en el indicador STD de la materia orgánica, dando a conocer que las 2 variables de estudio tienen efectos importantes en la remoción de dicho indicador, pues como se muestra hay una diferencia significativa cuando se utilizan sus niveles altos y bajos de la masa resina y tiempo de contacto durante el tratamiento, pues, en el caso de la masa, hay un aumento y descenso de remoción a media que se varía el indicador, además de que, en las últimas dos masas, la variación de remoción es mínima. Sin embargo, en el caso del tiempo, se sigue cumpliendo lo mismo que en los otros indicadores, pues a medida que este aumenta la remoción también.

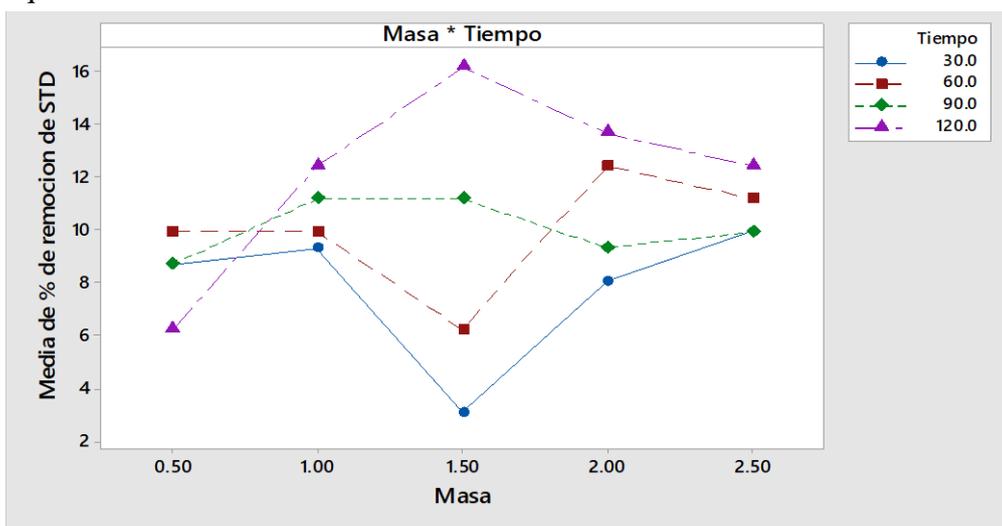


Figura 18. Interacción de variables en la remoción de STD

Nota. Elaboración propia

En la Figura 17, se puede observar la interacción de las 2 variables con la remoción de STD demostrando que la mejor interacción es cuando se utiliza masa de 1,5 g, pues se observa un aumento de remoción hasta más del 16%, lo cual se aprecie en el pico formado por la línea de color morado que representa el tiempo de 120 min el cual sería el adecuado para el proceso. Asimismo, la segunda interacción que presenta resultados favorables es la obtenida con una masa de 2,5 g y el tiempo de 120 min.

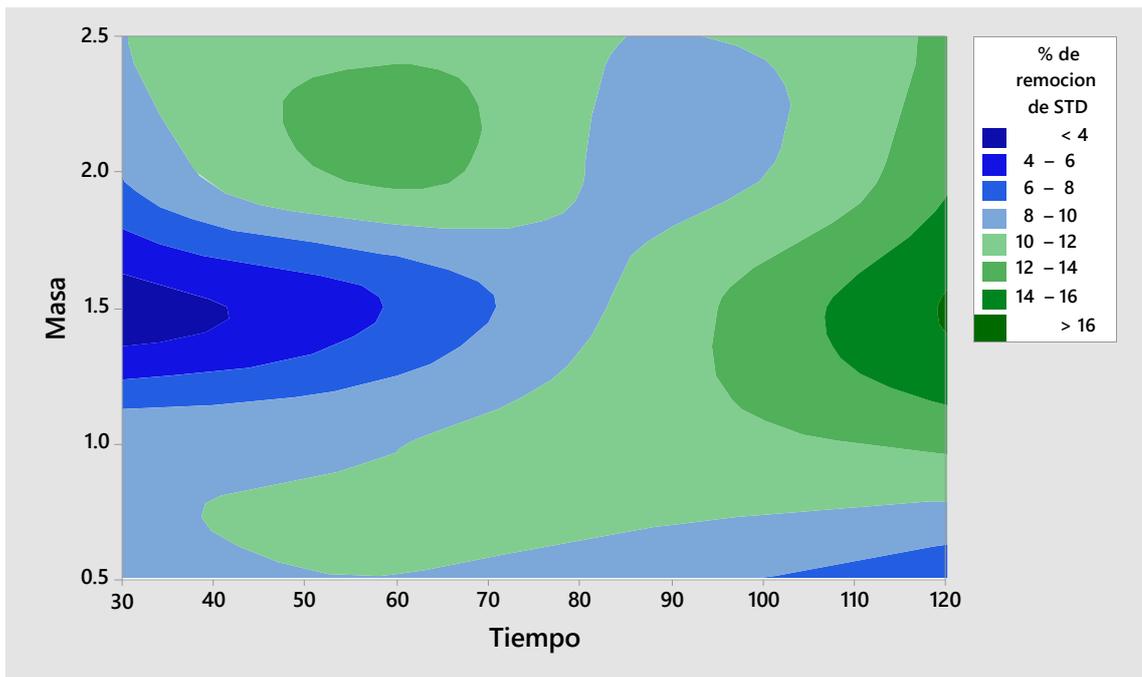


Figura 19. Gráfico de contorno de remoción de STD

Nota. Elaboración propia

En la Figura 18, se puede observar un gráfico de contorno en el cual el color verde oscuro que representa la menor proporción de contorno pintado hace referencia a la remoción mayor al 16% de STD obtenido a condiciones de masa de 1,5 g y tiempo de 120 min, mientras que la parte azul oscura representa las remociones menores al 4%, las cuales se llevan a cabo a condiciones de masa de 1,5 g y tiempo de 30 min.

2.4.7. Isoterma de adsorción

A. Isoterma de adsorción a los 30 min

Tabla 6

Datos de concentración de DQO en 30 min para isoterma

Masa de resina (g)	Concentración final de DQO (mg/L)
0,5	909,22
1	863,75
1,5	690,92
2	669,16
2,5	589,13

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 6, se observa la concentración final de DQO en un tiempo de 30 min para el estudio de isoterma, de dichos resultados se puede decir que según iba aumentando la masa de resina hubo mayor remoción y, por ende, menor concentración de DQO.

Además, dichos datos de la Tabla 6 fueron utilizados para llevar a cabo las ecuaciones 2 y 4 dando como resultados la mostrado en la tabla 4 y 8.

Tabla 7

Parámetros para el estudio de la isoterma de Langmuir a 30 min

Masa (g)	C _e (mg/L)	q _e (mg/g)	1/C _e	1/q _e
0,5	909,22	1881,60	0,00110	0,0005
1	863,75	946,25	0,00116	0,0011
1,5	690,92	644,66	0,00145	0,0016
2	669,16	484,80	0,00149	0,0021
2,5	589,13	391,68	0,00170	0,0026

Nota. Elaboración propia

Con los datos de la Tabla 7, se graficará la isoterma teniendo en el eje x a $1/C_e$ y en el eje y a $1/Q_e$. Dando así la Figura 19.

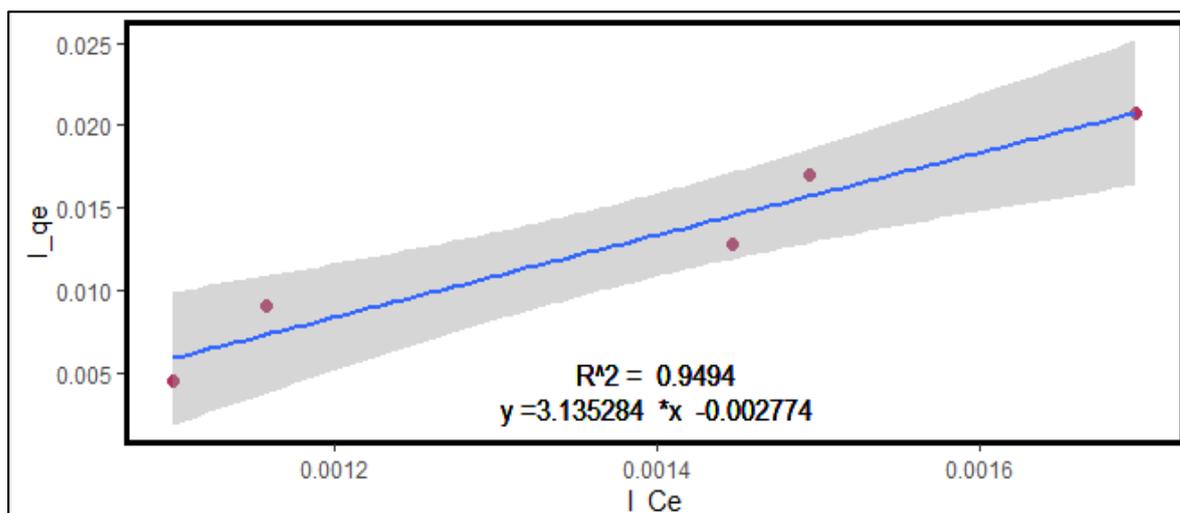


Figura 20. *Isoterma de Langmuir a 30 min*

Nota. Elaboración propia

La Figura 19 muestra el ajuste lineal del modelo de la isoterma de Langmuir para el DQO al cabo de 30 min con un coeficiente de correlación (R^2) de 0,9494.

Tabla 8

Constantes de la Isoterma de Langmuir a 30 min

Ecuación de la isoterma	$3,135284x-0,002774$
R^2	0,9494
Ordenada ($1/q_{\max}$)	0,002774
Pendiente ($1/q_{\max} \cdot b$)	3,135284
q_{\max}	360,49
B	0,00088

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 8, se muestra el resumen de los cálculos de la capacidad máxima de adsorción de las resinas (q_{\max}) que fue de 360,49 mg/g y la constante de equilibrio de adsorción (b) de 0,00088 L/mg.

Isoterma de Freundlich

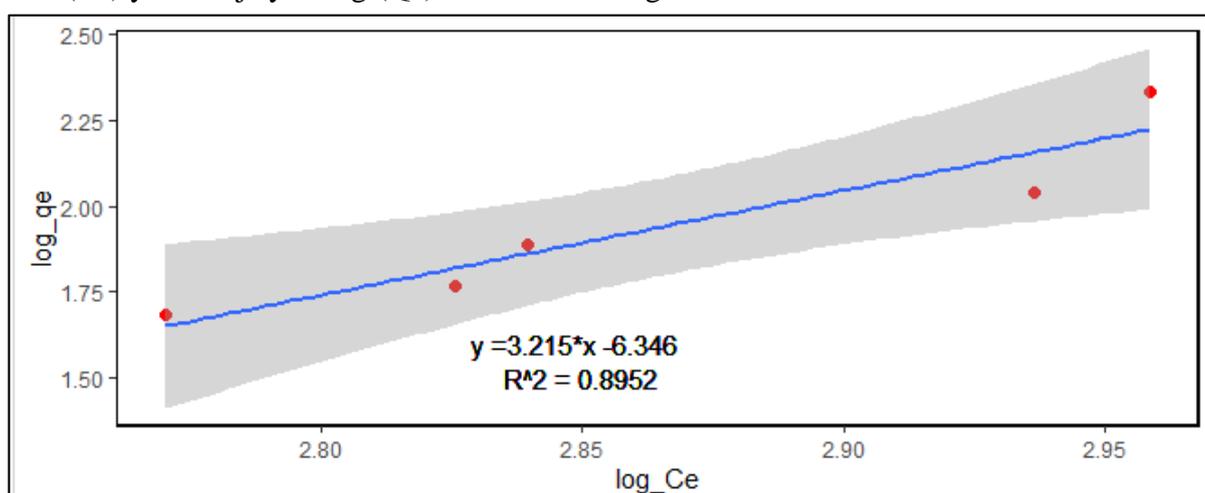
Se utilizaron los datos de la Tabla 6 para llevar a cabo las ecuaciones 2 y 6 dando como resultados la mostrado en la Tabla 9 y 10.

Tabla 9*Parámetros para el estudio de la isoterma de Freundlich a 30 min*

Masa (g)	C _e (mg/L)	q _e (mg/g)	Log (C _e)	Log(q _e)
0,5	909,22	1881,60	2,958667	3,275
1	863,75	946,25	2,936388	2,976
1,5	690,92	644,66	2,839427	2,809
2	669,16	484,80	2,82553	2,686
2,5	589,13	391,68	2,77021	2,593

Nota. Elaboración propia

Con los datos de la Tabla 9, graficaremos la isoterma teniendo en el eje x a Log (C_e) y en el eje y a Log (Q_e). Dando así la Figura 20.

**Figura 21.** *Isoterma de Freundlich a 30 min**Nota.* Elaboración propia

La Figura 20 muestra el ajuste lineal del modelo de la isoterma de Freundlich para el DQO con un coeficiente de correlación (R^2) de 0,8952.

Tabla 10*Constantes de la isoterma de Freundlich a 30 min*

Ecuación de la isoterma	3,215x -6,346
R ₂	0,8952
Ordenada (logK _f)	6,346
Pendiente (1/n)	3,215
K _f	2218196,42

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 10, se realizó el cálculo de la constante de adsorción de Freundlich (K_f) que fue 22218196,42 mg/g y la intensidad de adsorción (n) de 0,32.

Tabla 11

Resumen de las isotermas de Langmuir y Freundlich a 30 min

q_{\max}	Langmuir		Freundlich		
	B	R_2	K_F	n	R_2
360,49	0,00088	0,9494	2218196,42	0,32	0,8952

Nota. Elaboración propia

La Tabla 11 es un resumen de las constantes de laboratorio de Langmuir y Freundlich, para poder determinar que isoterma se adapta mejor al proceso de adsorción de la resina en el tratamiento de lixiviados, tomando en consideración que la isoterma que tenga un r tiene un valor cercano de su R^2 a la unidad o $0 < R_1 < 1$, es el que cumple mejor la descripción de la capacidad de adsorción del material. Tomando en consideración ello, podemos decir que la mejor isoterma que adapta mejor a la adsorción de DQO con la resina M-600 en tiempo de 30 min es la de Langmuir por ende se tiene una capacidad máxima de adsorción de 360,49 mg/g.

B. Isoterma de adsorción a los 60 min

Tabla 12

Datos de concentración de DQO en 60 min para isoterma

Masa de resina (g)	Concentración final de DQO (mg/L)
0,5	964,80
1	836,03
1,5	688,71
2	692,83
2,5	578,52

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 12, se observa la concentración final de DQO en un tiempo de 60 min para el estudio de isoterma, de dichos resultados se puede decir que según iba aumentando la masa de resina hubo mayor remoción y, por ende, menor concentración de DQO.

Además, dichos datos de la Tabla 12 fueron utilizados para llevar a cabo las ecuaciones 2 y 4 dando como resultados la mostrados en la Tabla 13 y 14.

Tabla 13

Parámetros para el estudio de la isoterma de Langmuir a 60 min

Masa (g)	C _e (mg/L)	q _e (mg/g)	1/C _e	1/q _e
0,5	964,80	1868,26	0,00104	0,00053
1	836,03	949,58	0,00120	0,001053
1,5	688,71	644,84	0,00145	0,001550
2	692,83	483,38	0,00144	0,002068
2,5	578,52	392,19	0,00173	0,002549

Nota. Elaboración propia

Con los datos de la Tabla 13, graficaremos la isoterma teniendo en el eje x a 1/C_e y en el eje y a 1/Q_e. Dando así la Figura 21.

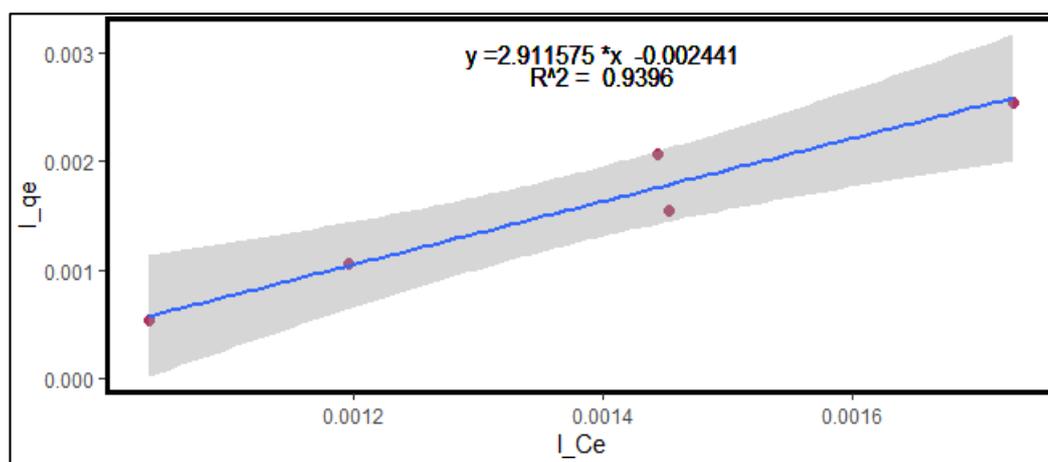


Figura 22. *Isoterma de Langmuir a 60 min*

Nota. Elaboración propia

La Figura 21 muestra el ajuste lineal del modelo de la isoterma de Langmuir para el DQO al cabo de 60 min con un coeficiente de correlación (R^2) de 0,9396.

Tabla 14.

Constantes de la Isoterma de Langmuir a 60 min

Ecuación de la isoterma	2,911575x-0,002441
R ₂	0,9396

Ordenada ($1/q_{\max}$)	0,002441
Pendiente ($1/q_{\max} \cdot b$)	2,911575
q_{\max}	40,96
B	0,0083

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 14, se muestra el resumen de los cálculos de la capacidad máxima de adsorción de las resinas (q_{\max}) que fue de 40,96 mg/g y la constante de equilibrio de adsorción (b) de 0,0083 L/mg.

Isoterma de Freundlich

Se utilizaron los datos de la Tabla 12 para llevar a cabo las ecuaciones 2 y 6 dando como resultados la mostrado en la Tabla 15 y 16.

Tabla 15

Parámetros para el estudio de la isoterma de Freundlich a 60 min

Masa (g)	C_e (mg/L)	q_e (mg/g)	Log (C_e)	Log(q_e)
0,5	964,80	1868,26	2,984437	3,271
1	836,03	949,58	2,922222	2,978
1,5	688,71	644,84	2,838036	2,809
2	692,83	483,38	2,840627	2,684
2,5	578,52	392,19	2,762317	2,593

Nota. Elaboración propia

Con los datos de la Tabla 15, se graficará la isoterma teniendo en el eje x a Log (C_e) y en el eje y a Log (Q_e). Dando así la figura 22.

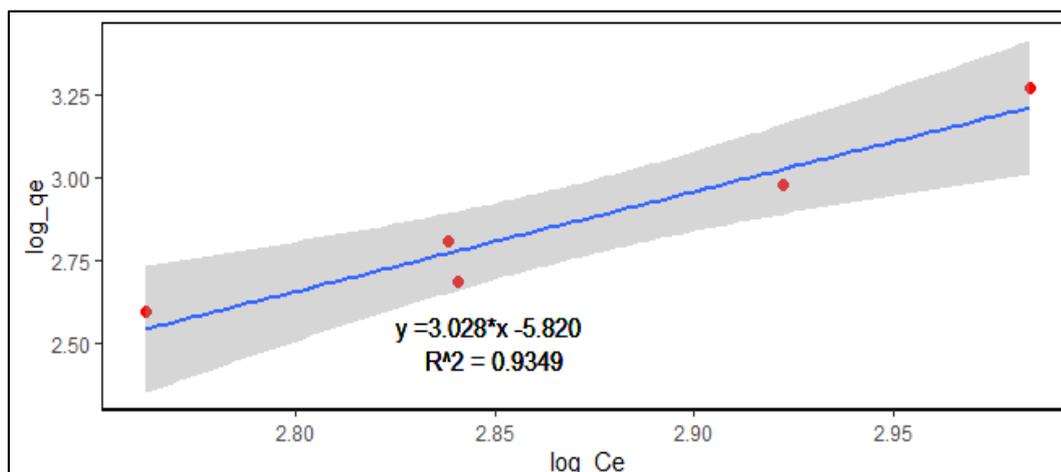


Figura 23. *Isoterma de Freundlich a 60 min*

Nota. Elaboración propia

La Figura 22 muestra el ajuste lineal del modelo de la isoterma de Freundlich para el DQO con un coeficiente de correlación (R^2) de 0,9349.

Tabla 16

Constantes de la isoterma de Freundlich a los 60 min

Ecuación de la isoterma	3,028x -5,820
R_2	0,9349
Ordenada ($\log K_f$)	5,820
Pendiente ($1/n$)	3,028
K_f	660693,44
N	0,33

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 16, se realizó el cálculo de la constante de adsorción de Freundlich (K_f) que fue 660693,44 mg/g y la intensidad de adsorción (n) de 0,33.

Tabla 17

Resumen de las isotermas de Langmuir y Freundlich a los 60 min

	Langmuir			Freundlich		
q_{max}	b	R_2	K_F	n	R_2	
40,96	0,0083	0,9396	660693,44	0,33	0,9349	

Nota. Elaboración propia

La Tabla 17 es un resumen de las constantes de laboratorio de Langmuir y

Freundlich, para poder determinar que isoterma se adapta mejor al proceso de adsorción de la resina en el tratamiento de lixiviados, tomando en consideración que la isoterma que tenga un r tiene un valor cercano de su R^2 a la unidad o 0 $<RI <1$, es el que cumple mejor la descripción de la capacidad de adsorción del material. Tomando en consideración ello, se puede decir que la mejor isoterma que adapta mejor a la adsorción de DQO con la resina M-600 en tiempo de 60 min es la de Langmuir, por ende, se tiene una capacidad máxima de adsorción de 40,96 mg/g.

C. Isotherma de adsorción a los 90 min

Tabla 18

Datos de concentración de DQO en 90 min para isoterma

Masa de resina (g)	Concentración final de DQO (mg/L)
0,5	1025,42
1	805,42
1,5	773,42
2	600,24
2,5	572,74

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 18, se observa la concentración final de DQO en un tiempo de 90 min para el estudio de isoterma, de dichos resultados se puede decir que según iba aumentando la masa de resina hubo mayor remoción y, por ende, menor concentración de DQO.

Además, dichos datos de la Tabla 18 fueron utilizados para llevar a cabo las ecuaciones 2 y 4, dando como resultados la mostrado en la Tabla 19 y 20.

2,5	572,74	392,47	0,00175	0,0025	Tabla 19
-----	--------	--------	---------	--------	-----------------

Parámetros

para el estudio de la isoterma de Langmuir a 90 min

Masa (g)	C _e (mg/L)	q _e (mg/g)	1/C _e	1/q _e
0,5	1025,42	1853,71	0,00098	0,0005
1	805,42	953,25	0,00124	0,001
1,5	773,42	638,06	0,00129	0,0016
2	600,24	488,94	0,00167	0,002

Nota. Elaboración propia

Con los datos de la Tabla 19, se graficará la isoterma teniendo en el eje x a 1/C_e y en el eje y a 1/Q_e, dando así la figura 23.

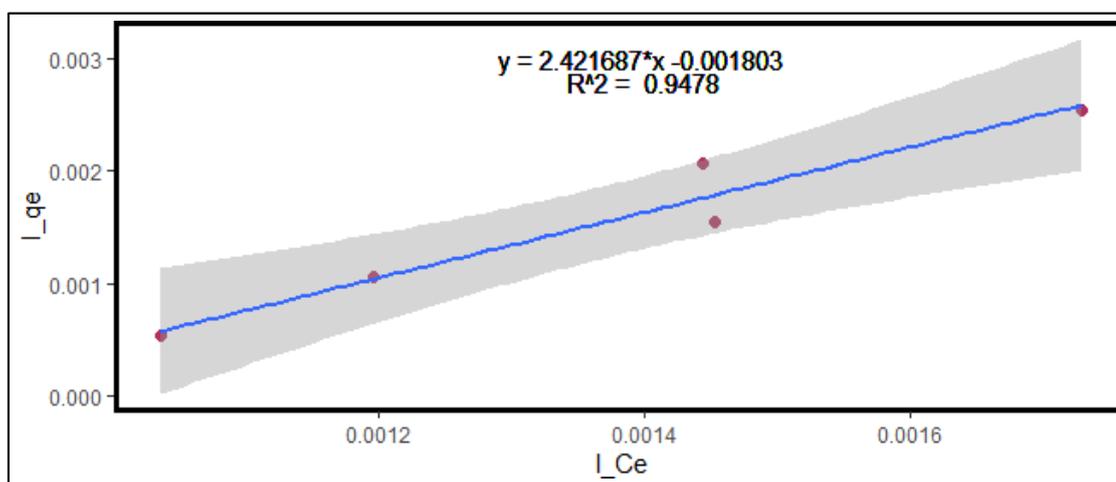


Figura 24. *Isoterma de Langmuir a 90 min*

Nota. Elaboración propia

La Figura 23 muestra el ajuste lineal del modelo de la isoterma de Langmuir para el DQO al cabo de 90 min con un coeficiente de correlación (R^2) de 0,9478.

Tabla 20

Constantes de la Isoterma de Langmuir a 90 min

Ecuación de la isoterma	2,421687x-0,001803
R ₂	0,9478
Ordenada (1/q _{max})	0,001803
Pendiente (1/q _{max} · b)	2,421687
q _{max}	554,63

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 20, se muestra el resumen de los cálculos de la capacidad máxima de adsorción de las resinas (q_{\max}), que fue de 554,63mg/g y la constante de equilibrio de adsorción (b) de 0,00074 L/mg.

Isoterma de Freundlich

Se utilizaron los datos de la Tabla 18 para llevar a cabo las ecuaciones 2 y 6, dando como resultados la mostrados en la tabla 21 y 22.

Tabla 21.

Parámetros para el estudio de la isoterma de Freundlich a 90 min

Masa (g)	C _e (mg/L)	q _e (mg/g)	Log (C _e)	Log(q _e)
0,5	1025,42	1853,71	3,010903	3,268
1	805,42	953,25	2,906022	2,979
1,5	773,42	638,06	2,888416	2,805
2	600,24	488,94	2,778325	2,689
2,5	572,74	392,47	2,757958	2,594

Nota. Elaboración propia

Con los datos de la Tabla 21, se graficará la isoterma teniendo en el eje x a Log (C_e) y en el eje y a Log (Q_e), dando así la Figura 24.

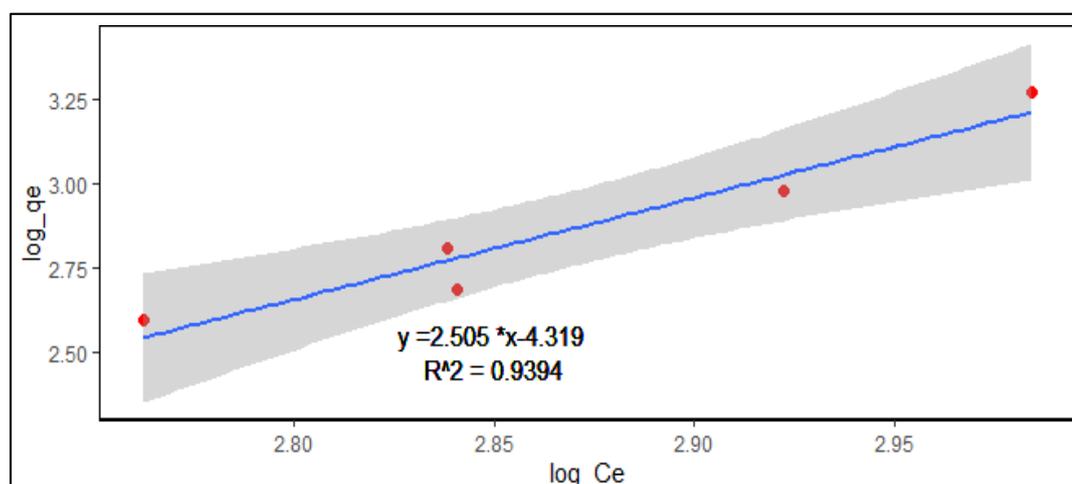


Figura 25. *Isoterma de Freundlich a 90 min*

Nota. Elaboración propia

La Figura 24 muestra	Ordenada ($\log K_f$)	4,319
	Pendiente (1/n)	2,505
	K_f	28044,90
	N	0,39

el ajuste lineal del modelo de la isoterma de Freundlich para el DQO con un coeficiente de correlación (R^2) de 0,9394.

Tabla 22.

Constantes de la isoterma de Freundlich a los 90 min

Ecuación de la isoterma	2,505x -4,319
R_2	0,9394

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 22, se realizó el cálculo de la constante de adsorción de Freundlich (K_f), que fue 28044,90 mg/g y la intensidad de adsorción (n) de 0,39.

Tabla 23

Resumen de las isotermas de Langmuir y Freundlich a los 90 min

Langmuir			Freundlich		
q_{max}	b	R_2	K_F	n	R_2
554,63	0,00074	0,9478	28044,90	0,39	0, 9394

Nota. Elaboración propia

La Tabla 23 es un resumen de las constantes de laboratorio de Langmuir y Freundlich, para poder determinar que isoterma se adapta mejor al proceso de adsorción de la resina en el tratamiento de lixiviados, tomando en consideración que la isoterma que tenga un r tiene un valor cercano de su R^2 a la unidad o $0 < R^2 < 1$, es el que cumple mejor la descripción de la capacidad de adsorción del material. Tomando en consideración ello, se puede decir que la mejor isoterma que adapta mejor a la adsorción de DQO con la resina M-600 en tiempo de 90 min es la de Langmuir, por ende, se tiene una capacidad máxima de adsorción de

554,63 mg/g.

2,5

506,05

D. Isoterma de

adsorción a los 120 min

Tabla 24.

Datos de concentración de DQO en 120 min para isoterma

Masa de resina (g)	Concentración final de DQO (mg/L)
0,5	972,32
1	796,14
1,5	425,68
2	572,64

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 24, se observa la concentración final de DQO en un tiempo de 120 min para el estudio de isoterma. De dichos resultados se puede decir que a los 1,5g se tiene la mejor concentración final.

Además, dichos datos de la tabla 24 fueron utilizados para llevar a cabo las ecuaciones 2 y 4, dando como resultados la mostrado en la Tabla 25 y 26.

Tabla 25.

Parámetros para el estudio de la isoterma de Langmuir a 120 min

Masa (g)	C _e (mg/L)	q _e (mg/g)	1/C _e	1/q _e
0,5	1025,42	1866,45	0,00103	0,0005
1	805,42	954,37	0,00126	0,001
1,5	773,42	665,88	0,00235	0,0015
2	600,24	490,59	0,00175	0,002
2,5	572,74	395,67	0,00198	0,0025

Con los datos de la Tabla 25, se graficará la isoterma teniendo en el eje x a 1/C_e y en el eje y a 1/Q_e., dando así la Figura 23.

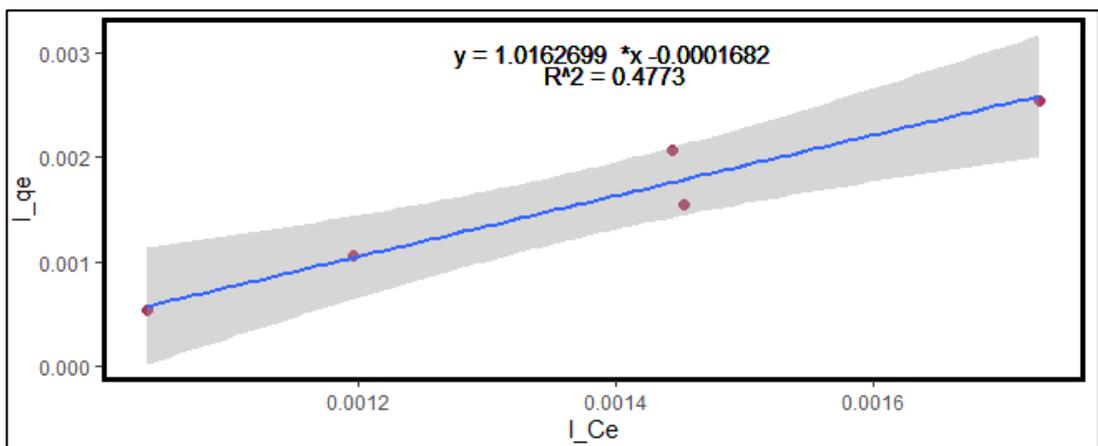


Figura 26. *Isoterma de Langmuir a 120 min*

Nota. Elaboración propia

La Figura 25 muestra el ajuste lineal del modelo de la isoterma de Langmuir para el DQO al cabo de 120 min con un coeficiente de correlación (R^2) de 0,4773.

Tabla 26.

Constantes de la Isoterma de Langmuir a 120 min

Ecuación de la isoterma	1,0162699x-0,0001682
R ₂	0,4773
Ordenada (1/q _{max})	0,0001682
Pendiente (1/q _{max} · b)	1,0162699
q _{max}	5945,30
B	5850,12

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 26, se muestra el resumen de los cálculos de la capacidad máxima de adsorción de las resinas (q_{max}), que fue de 5945,30 mg/g y la constante de equilibrio de adsorción (b) de 5850,12 L/mg.

Isoterma de Freundlich

Se utilizaron los datos de la Tabla 24, para llevar a cabo las ecuaciones 2 y 6 dando como resultados la mostrado en la tabla 27 y 28.

Tabla 27.

Parámetros para el estudio de la isoterma de Freundlich a 120 min

Masa (g)	C_e (mg/L)	q_e (mg/g)	Log (C_e)	Log(q_e)
0,5	972,32	1866,45	2,98781	3,271
1	796,14	954,37	2,900989	2,98
1,5	425,68	665,88	2,62908	2,823
2	572,64	490,59	2,757882	2,691
2,5	506,05	395,67	2,704189	2,597

Nota. Elaboración propia

Con los datos de la Tabla 27, se graficará la isoterma teniendo en el eje x a Log (C_e) y en el eje y a Log (Q_e), dando así la Figura 26.

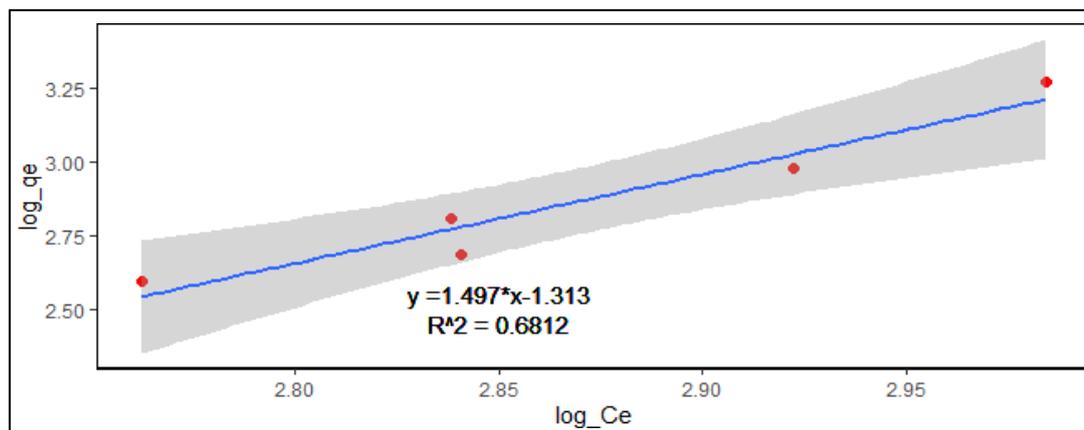


Figura 27. *Isoterma de Freundlich a 120 min*

Nota. Elaboración propia

La Figura 26 muestra el ajuste lineal del modelo de la isoterma de Freundlich para el DQO con un coeficiente de correlación (R^2) de 0,6812.

Tabla 28

Constantes de la isoterma de Freundlich a los 120 min

Ecuación de la isoterma	1,497x -1,313
R ₂	0,6812
Ordenada (logK _f)	1,313

Pendiente (1/n)	1,497
K _f	20,55
n	0,66

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 28, se realizó el cálculo de la constante de adsorción de Freundlich (K_f) que fue 20,55 mg/g y la intensidad de adsorción (n) de 0,66.

Tabla 29.

Resumen de las isotermas de Langmuir y Freundlich a los 120 min

Langmuir			Freundlich		
q _{max}	b	R ₂	K _F	n	R ₂
5945,30	5850,12	0,4773	20,55	0,66	0,6812

Nota. Elaboración propia

La Tabla 29 es un resumen de las constantes de laboratorio de Langmuir y Freundlich, para poder determinar que isoterma se adapta mejor al proceso de adsorción de la resina en el tratamiento de lixiviados, tomando en consideración que la isoterma que tenga un r tiene un valor cercano de su R² a la unidad o 0 <RI <1, es el que cumple mejor la descripción de la capacidad de adsorción del material. Tomando en consideración ello, se puede decir que la mejor isoterma que adapta mejor a la adsorción de DQO con la resina M-600 en tiempo de 120 min es la de Freundlich por ende se tiene una capacidad máxima de adsorción de 20,55 mg/g.

Analizando todas las isotermas, se puede decir que hasta el tiempo de contacto de 90 min la isoterma que se adapta mejor al proceso de adsorción con la resina M-600 es la de Langmuir; sin embargo, en el tiempo de 120 min, la que se adapta mejor es la de Freundlich; esto es debido a que en los 120 min ocurre una variación diferente en las concentraciones finales de DQO, ya que a la masa de 1,5 g es donde se removió más y, a partir de ahí, volvió a subir y después variar ocasionado una adsorción diferente a los otros casos.

2.4.8. Cinética de adsorción

A. Para masa de resina de 0,5 g

Tabla 30*Concentraciones finales de DQO para cinética con 0,5 g de resina*

Tiempo (min)	Concentración final de DQO (mg/L)
30	909,22
60	964,80
90	1025,42
120	972,32

Nota. Elaboración propia**Cinética de Pseudo-primer orden**

A partir de los datos de la Tabla 30, se remplazan en la ecuación 2 para determinar el valor de q_t y 8 para determinar los valores de $\ln(q_e - q_t)$ y se obtiene como resultados lo mostrado en la Tabla 31.

Tabla 31.*Cinética de pseudo-primer orden con 0,5 g de resina*

Tiempo (min)	q_t(mg/g)	$\ln(q_e - q_t)$
0	0	0
30	1881,59623	-2,423889106
60	1868,256	2,590784432
90	1853,70646	3,32826017
120	1866,45094	2,717689989

Nota. Elaboración propia

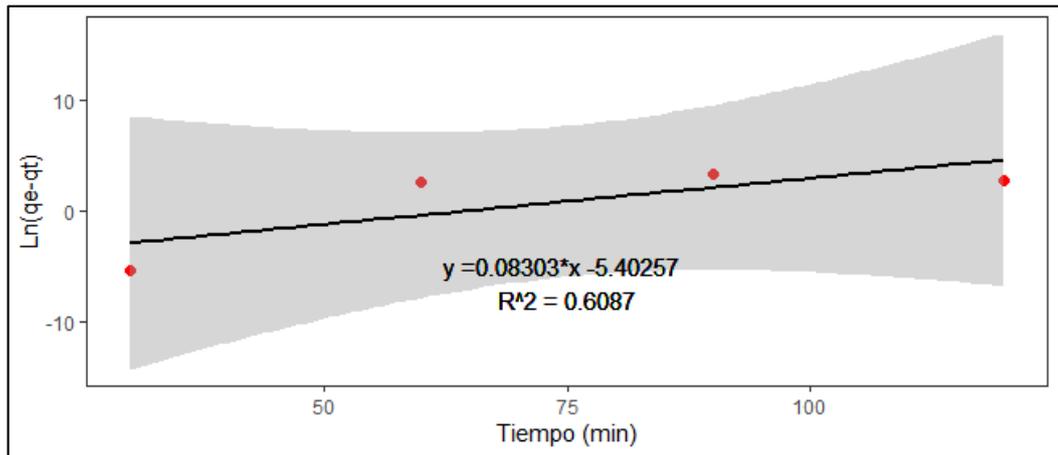


Figura 28. Cinética de pseudo-primer orden con 0,5 g de resina

Nota. Elaboración propia

De la Figura 27, mediante el ajuste lineal se obtiene los datos de la constante de velocidad (k_1), la cantidad de DQO removido en el equilibrio (q_e) y el coeficiente de correlación (R^2) de la ecuación cinética de pseudo-primer orden; presentados en la Tabla 32:

Tabla 32

Constantes de la cinética de pseudo-primer orden con 0,5g de resina

Ecuación de la isoterma	0,0830x -5,40257
R^2	0,6087
Ordenada ($\ln(q_e)$)	5,40257
Pendiente $-k_1$	0,0830
q_e	221,97
k_1	-0,0830

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 32, se calculó las constantes de la cinética de pseudo primer orden dando como resultados que la cantidad de DQO adsorbido en el equilibrio fue 221,97 mg/g, la constante de velocidad experimental fue $-0,00830 \text{ min}^{-1}$ y el coeficiente de correlación calculado fue 0,6087.

Cinética de Pseudo-segundo orden

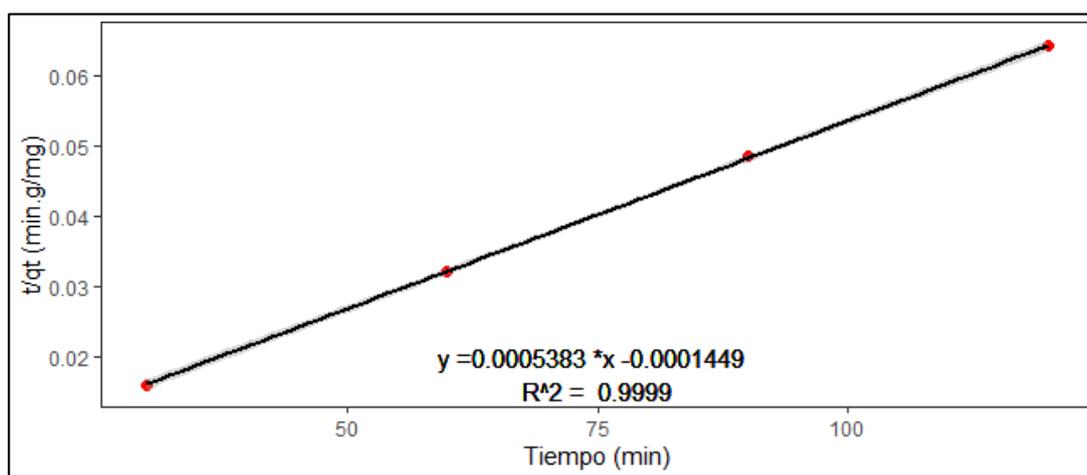
A partir de los datos de la Tabla 30, se remplazan en la ecuación 2 para determinar el valor de q_t y 10 para determinar los valores de t/q_t y se obtiene como resultados lo mostrado en la Tabla 33.

Tabla 33*Cinética de pseudo-segundo orden con 0,5 g de resina*

Tiempo (min)	q_t (mg/g)	t/q_t
0	0	0
30	1881,59623	0,015943909
60	1868,256	0,032115513
90	1853,70646	0,048551376
120	1866,45094	0,064293145

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 33, se muestran los parámetros empleados para graficar la cinética de pseudo segundo orden de remoción de DQO.

**Figura 29.** *Cinética de pseudo-segundo orden con 0,5 g de resina**Nota.* Elaboración propia

De la Figura 28, mediante el ajuste lineal, se obtiene los datos de la constante de velocidad (k_2), la cantidad de DQO removido en el equilibrio (q_e) y el coeficiente de correlación (R^2) de la ecuación cinética de pseudo segundo orden; presentados en la Tabla 34:

Tabla 34*Constantes de la cinética de pseudo-segundo orden con 0,5g de resina*

Ecuación de la isoterma	0,0005383x -0,0001449
R_2	0,999

30	863,75
60	836,03
90	805,42
120	796,14
Ordenada $\frac{1}{k_2 q_e^2}$	0,0001449
Pendiente $1/q_e$	0,0005383
q_e	1857,70
k_2	-0,0019

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 34, se calculó las constantes de la cinética de pseudo segundo orden de $-0,0019 \text{ g.mg}^{-1}.\text{min}^{-1}$ y la cantidad de DQO adsorbido en el equilibrio fue $1857,70 \text{ mg/g}$,

Tabla 35

Resumen de las constantes del estudio cinético con 0,5 g de resina

Pseudo-segundo primero			Pseudo-segundo orden		
q_e	k_1	R^2	q_e	k_2	R^2
221,97	-0,083	0,6087	1857,70	-0,0019	0,9999

Nota. Elaboración propia

La Tabla 35 muestra el resumen de las constantes de la cinética de pseudo primer orden y pseudo segundo orden obtenidos experimentalmente. Se obtuvo un R^2 para las cinéticas estudiadas muy cercanas a 1, siendo el R^2 de la cinética de pseudo segundo orden el que más se aproximó al ajuste lineal, cuando se trabaja con una masa de 0,5 g de resina.

B. Para masa de resina de 1g

Tabla 36

Concentraciones finales de DQO para cinética con 1 g de resina

Tiempo (min)	Concentración final de DQO (mg/L)
-------------------------	--

Nota. Elaboración propia

Cinética de Pseudo-primer orden

A partir de los datos de la Tabla 36, se remplazan en la ecuación 2 para determinar el valor de q_t y 8 para determinar los valores de $\ln(q_e - q_t)$ y se obtiene como resultados lo mostrado en la Tabla 37.

Tabla 37

Cinética de pseudo-primer orden con 1 g de resina

Tiempo (min)	q_t (mg/g)	$\ln(q_e - q_t)$
0	0	0
30	946,254	2,097527009
60	949,5804	1,572690937
90	953,2536	0,136626598
120	954,3672	-3,417326764

Nota. Elaboración propia

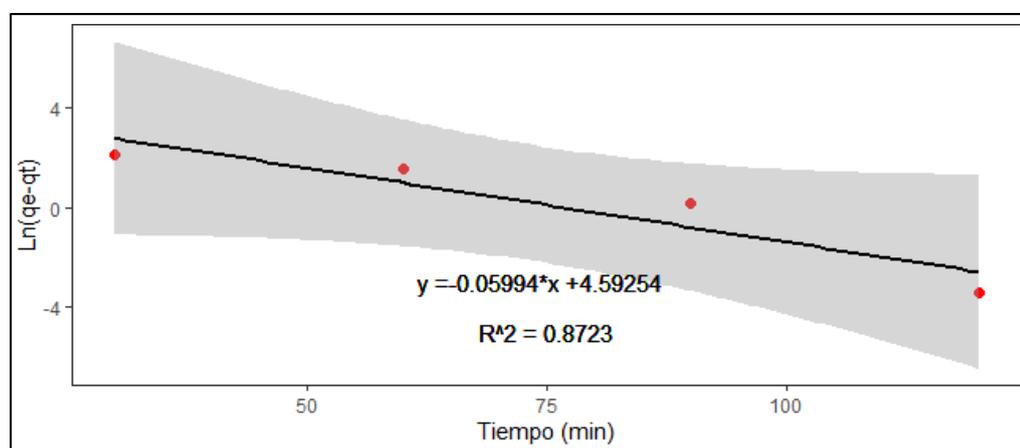


Figura 30. *Cinética de pseudo-primer orden con 1 g de resina*

Nota. Elaboración propia

De la Figura 29, mediante el ajuste lineal se obtiene los datos de la constante de velocidad (k_1), la cantidad de DQO removido en el equilibrio (q_e) y el coeficiente

de correlación (R^2) de la ecuación cinética de pseudo-primer orden; presentados en la Tabla 38.

Tabla 38

Constantes de la cinética de pseudo-primer orden con 1 g de resina

Ecuación de la isoterma	0,05994x +4,5924
R^2	0,8723
Ordenada ($\ln(q_e)$)	4,5924
Pendiente $-k_1$	0,05994
q_e	98,73
k_1	-0,05994

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 38, se calculó las constantes de la cinética de pseudo primer orden dando como resultados que la cantidad de DQO adsorbido en el equilibrio fue 98,73 mg/g, la constante de velocidad experimental fue $-0,05994 \text{ min}^{-1}$ y el coeficiente de correlación calculado fue 0,8723.

Cinética de Pseudo-segundo orden

A partir de los datos de la Tabla 36, se remplazan en la ecuación 2 para determinar el valor de q_t y 10 para determinar los valores de t/q_t y se obtiene como resultados lo mostrado en la tabla 39.

Tabla 39

Cinética de pseudo-segundo orden con 1 g de resina

Tiempo (min)	$q_t(\text{mg/g})$	t/q_t
0	0	0
30	946,254	0,031703961
60	949,5804	0,063185803
90	953,2536	0,094413491

120	954,3672	0,125737766
-----	----------	-------------

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 39, se muestran los parámetros empleados para graficar la cinética de pseudo segundo orden de remoción de DQO.

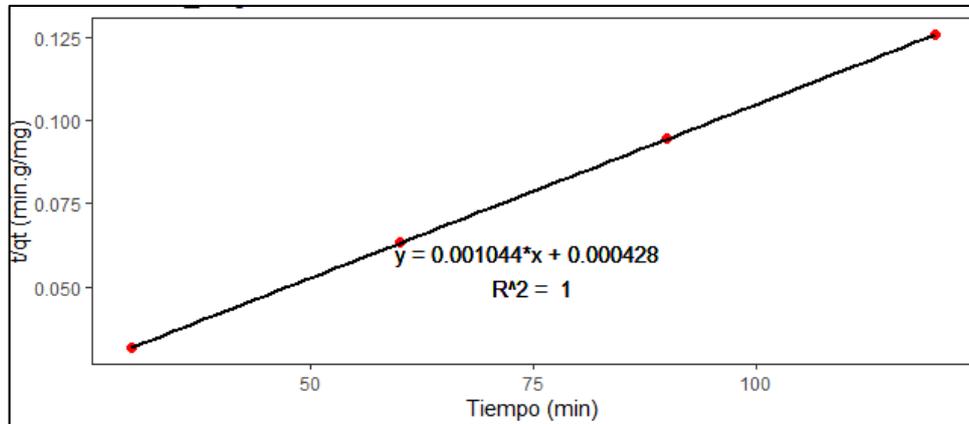


Figura 31. Cinética de pseudo-segundo orden con 1 g de resina

Nota. Elaboración propia

De la Figura 30, mediante el ajuste lineal se obtiene los datos de la constante de velocidad (k_2), la cantidad de DQO removido en el equilibrio (q_e) y el coeficiente de correlación (R^2) de la ecuación cinética de pseudo segundo orden; presentados en la Tabla 40:

Tabla 40

Constantes de la cinética de pseudo-segundo orden con 1 g de resina

Ecuación de la isoterma	0,001044x +0,000428
R^2	1
Ordenada $\frac{1}{k_2q_e^2}$	0,000428
Pendiente $1/q_e$	0,001044
q_e	957,85
k_2	0,0025

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 40, se calculó las constantes de la cinética de pseudo segundo orden de $0,0025 \text{ g.mg}^{-1}.\text{min}^{-1}$ y la cantidad de DQO adsorbido en el equilibrio fue $957,85 \text{ mg/g}$,

Tabla 41

Resumen de las constantes del estudio cinético con 1 g de resina

Pseudo-segundo primero			Pseudo-segundo orden		
q_e	k_1	R^2	q_e	k_2	R^2
98,73	-0,059	0,8723	957,85	0,0025	1

Nota. Elaboración propia

La Tabla 41 muestra el resumen de las constantes de la cinética de pseudo primer orden y pseudo segundo orden obtenidos experimentalmente. Se obtuvo un R^2 para las cinéticas estudiadas muy cercanas a 1, siendo el R^2 de la cinética de pseudo segundo orden el que dio un ajuste lineal perfecto, cuando se trabaja con una masa de 1 g de resina.

C. Para masa de resina de 1,5 g

Tabla 42

Concentraciones finales de DQO para cinética con 1,5 g de resina

Tiempo (min)	Concentración final de DQO (mg/L)
30	690,92
60	688,71
90	773,42
120	425,68

Nota. Elaboración propia

Cinética de Pseudo-primer orden

A partir de los datos de la Tabla 42, se remplazan en la ecuación 2 para determinar el valor de q_t y 8 para determinar los valores de $\ln(q_e - q_t)$, y se obtiene como resultados lo mostrado en la Tabla 43.

Tabla 43

Cinética de pseudo-primer orden con 1,5 g de resina

Tiempo (min)	q_t(mg/g)	$\ln(q_e - q_t)$
0	0	0

30	644,6624	3,187905146
60	644,8392	3,18058396
90	638,0624	3,428734725
120	665,8816	1,10472689

Nota. Elaboración propia

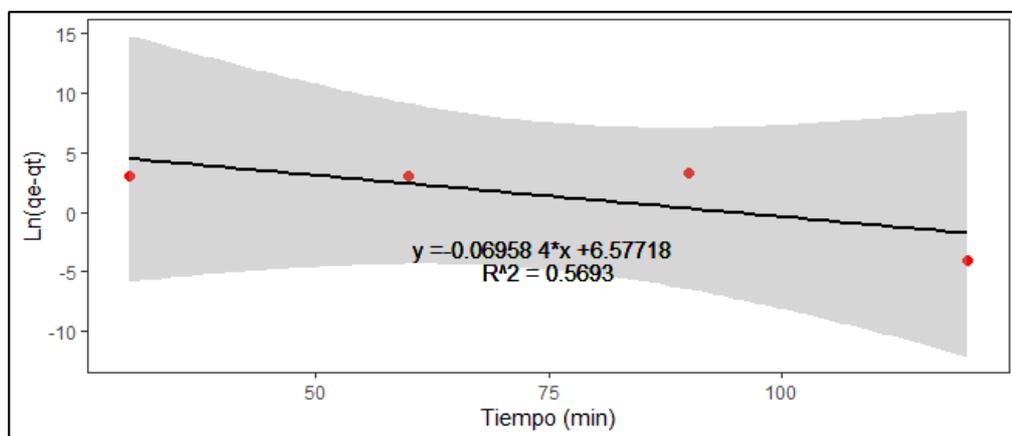


Figura 32. Cinética de pseudo-primer orden con 1,5 g de resina

Nota. Elaboración propia

De la figura 31, mediante el ajuste lineal, se obtiene los datos de la constante de velocidad (k_1), la cantidad de DQO removido en el equilibrio (q_e) y el coeficiente de correlación (R^2) de la ecuación cinética de pseudo-primer orden; presentados en la Tabla 44:

Tabla 44

Constantes de la cinética de pseudo-primer orden con 1,5 g de resina

Ecuación de la isoterma	0,06958x +6,57718
R ²	0,5693
Ordenada (ln(q _e))	6,57718
Pendiente -k ₁	0,06958
q _e	718,51
k ₁	-0,06958

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 44, se calculó las constantes de la cinética de pseudo primer orden dando como resultados que la cantidad de DQO adsorbido en el equilibrio fue 718,51 mg/g, la constante de velocidad experimental fue $-0,06958 \text{ min}^{-1}$ y el coeficiente de correlación calculado fue 0,5693.

Cinética de Pseudo-segundo orden

A partir de los datos de la Tabla 42, se reemplazan en la ecuación 2 para determinar el valor de q_t y 10 para determinar los valores de t/q_t y se obtiene como resultados lo mostrado en la Tabla 45.

Tabla 45

Cinética de pseudo-segundo orden con 1,5 g de resina

Tiempo (min)	q_t (mg/g)	t/q_t
0	0	0
30	644,6624	0,046535985
60	644,8392	0,093046453
90	638,0624	0,141052035
120	665,8816	0,180212218

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 45, se muestran los parámetros empleados para graficar la cinética de pseudo segundo orden de remoción de DQO.

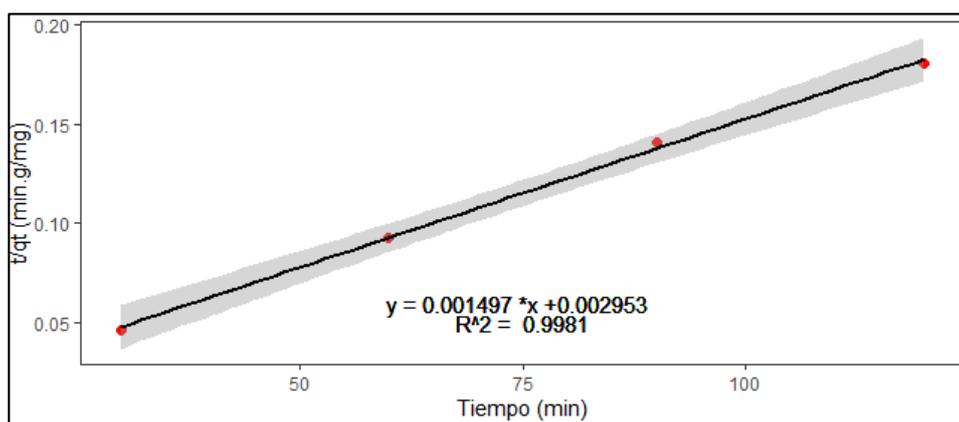


Figura 33. *Cinética de pseudo-segundo orden con 1,5 g de resina*

Nota. Elaboración propia

De la Figura 32, mediante el ajuste lineal, se obtiene los datos de la constante de velocidad (k_2), la cantidad de DQO removido en el equilibrio (q_e) y el coeficiente de correlación (R^2) de la ecuación cinética de pseudo segundo orden; presentados en la Tabla 46:

Tabla 46

Constantes de la cinética de pseudo-segundo orden con 1,5 g de resina

Ecuación de la isoterma	0,001497x +0,002953
R ₂	0,9981
Ordenada $\frac{1}{k_2q_e^2}$	0,002953
Pendiente 1/q _e	0,001044
q _e	668,00

k_2	0,00075
-------	---------

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 46, se calculó las constantes de la cinética de pseudo segundo orden de $0,00075 \text{ g.mg}^{-1}.\text{min}^{-1}$ y la cantidad de DQO adsorbido en el equilibrio fue 668 mg/g ,

Tabla 47

Resumen de las constantes del estudio cinético con 1,5 g de resina

Pseudo-segundo primero			Pseudo-segundo orden		
q_e	k_1	R^2	q_e	k_2	R^2
718,51	-0,06958	0,5693	668,00	0,00075	0,9981

Nota. Elaboración propia

La Tabla 47 muestra el resumen de las constantes de la cinética de pseudo primer orden y pseudo segundo orden obtenidos experimentalmente. Se obtuvo un R^2 para las cinéticas estudiadas muy cercanas a 1, siendo el R^2 de la cinética de pseudo segundo orden el que dio un ajuste lineal adecuado cuando se trabaja con una masa de 1,5 g de resina.

D. Para masa de resina de 2 g

Tabla 48

Concentraciones finales de DQO para cinética con 2 g de resina

Tiempo (min)	Concentración final de DQO (mg/L)
30	669,16
60	692,83
90	600,24
120	572,64

Nota. Elaboración propia

Cinética de Pseudo-primer orden

A partir de los datos de la Tabla 48, se remplazan en la ecuación 2 para determinar el valor de q_t y 8 para determinar los valores de $\ln(q_e - q_t)$ y se obtiene como

resultados lo mostrado en la tabla 49.

Tabla 49.

Cinética de pseudo-primer orden con 2 g de resina

Tiempo (min)	qt(mg/g)	ln(qe-qt)
0	0	0
30	484,8024	1,757444039
60	483,3822	1,976550197
90	488,9376	0,508262341
120	490,5936	-5,051457289

Nota. Elaboración propia

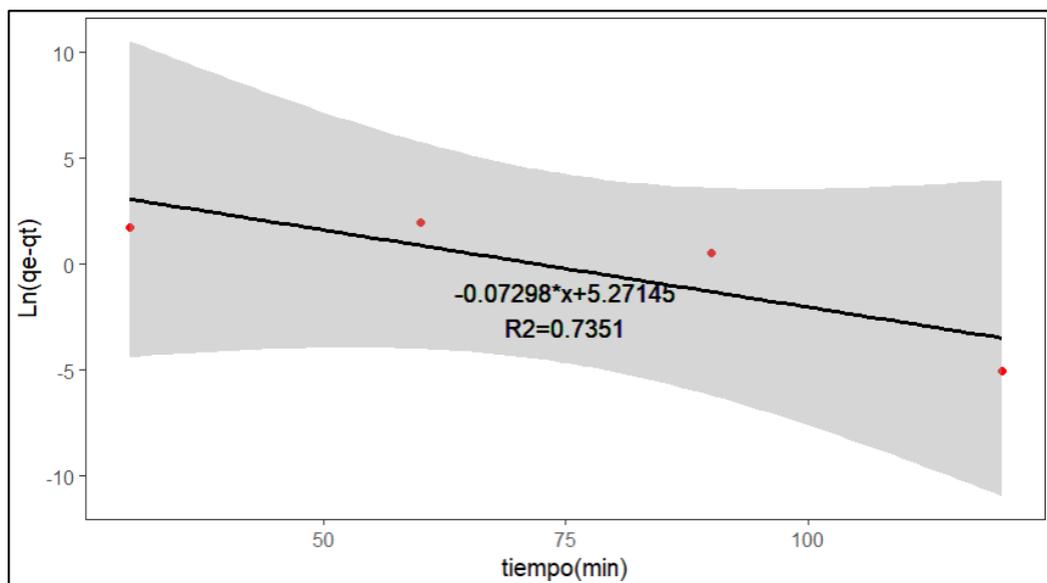


Figura 34. *Cinética de pseudo-primer orden con 2 g de resina*

Nota. Elaboración propia

De la Figura 33, mediante el ajuste lineal se obtiene los datos de la constante de velocidad (k_1), la cantidad de DQO removido en el equilibrio (q_e) y el coeficiente de correlación (R^2) de la ecuación cinética de pseudo-primer orden; presentados en la tabla 50:

Tabla 50	k_1	0,07298
-----------------	-------	---------

Constantes de la cinética de pseudo-primer orden con 2 g de resina

Ecuación de la isoterma	-0,07298x +5,27145
R ₂	0,7351
Ordenada (ln(q _e))	5,27145
Pendiente -k ₁	-0,07298
q _e	194,69

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 48, se calculó las constantes de la cinética de pseudo primer orden dando como resultados que la cantidad de DQO adsorbido en el equilibrio fue 194,19 mg/g, la constante de velocidad experimental fue 0,07298 min⁻¹ y el coeficiente de correlación calculado fue 0,7351.

Cinética de Pseudo-segundo orden

A partir de los datos de la Tabla 48, se remplazan en la ecuación 2 para determinar el valor de q_t y 10 para determinar los valores de t/q_t y se obtiene como resultados lo mostrado en la Tabla 51.

Tabla 51

Cinética de pseudo-segundo orden con 2 g de resina

Tiempo (min)	qt(mg/g)	t/qt
0	0	0
30	484,8024	0,061880882
60	483,3822	0,124125382
90	488,9376	0,184072569
120	490,5936	0,244601642

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 51, se muestran los parámetros empleados para graficar la cinética de pseudo segundo orden de remoción de DQO.

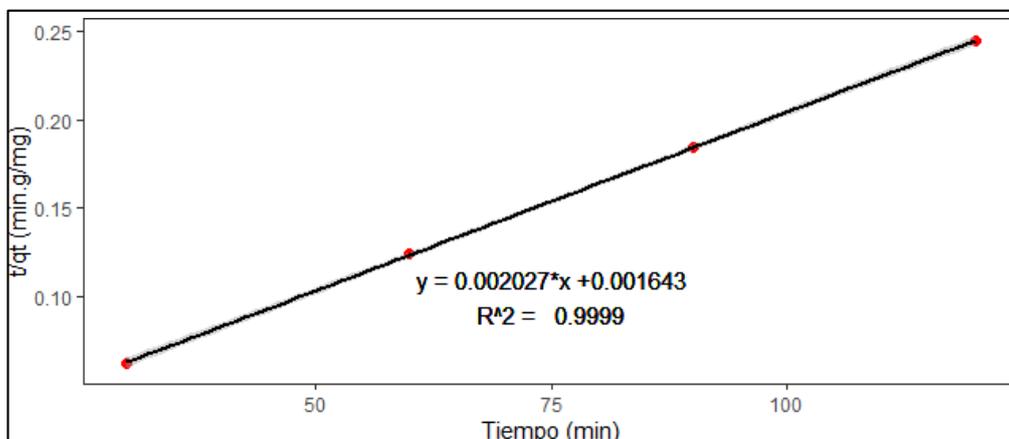


Figura 35. Cinética de pseudo-segundo orden con 2 g de resina

Nota. Elaboración propia

De la Figura 34, mediante el ajuste lineal se obtiene los datos de la constante de velocidad (k_2), la cantidad de DQO removido en el equilibrio (q_e) y el coeficiente de correlación (R^2) de la ecuación cinética de pseudo segundo orden; presentados en la Tabla 52:

Tabla 52

Constantes de la cinética de pseudo-segundo orden con 2 g de resina

Ecuación de la isoterma	0,002027x +0,001643
R_2	0,9999
Ordenada $\frac{1}{k_2 q_e^2}$	0,001643
Pendiente $1/q_e$	0,002027
q_e	493,34
k_2	0,00025

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 46, se calculó las constantes de la cinética de pseudo segundo orden de $0,00025 \text{ g.mg}^{-1}.\text{min}^{-1}$ y la cantidad de DQO adsorbido en el equilibrio fue $493,34 \text{ mg/g}$,

Tabla 53*Resumen de las
g de resina*

30	589,13
60	578,52
90	572,74
120	506,05

constantes del estudio cinético con 2

Pseudo-segundo primero			Pseudo-segundo orden		
q_e	k_1	R^2	q_e	k_2	R^2
194,69	0,07298	0,7351	493,34	0,00025	0,9999

Nota. Elaboración propia

La Tabla 53 muestra el resumen de las constantes de la cinética de pseudo primer orden y pseudo segundo orden obtenidos experimentalmente. Se obtuvo un R^2 para las cinéticas estudiadas muy cercanas a 1, siendo el R^2 de la cinética de pseudo segundo orden el que dio un ajuste lineal adecuado cuando se trabaja con una masa de 2 g de resina.

E. Para masa de resina de 2,5 g

Tabla 54.*Concentraciones finales de DQO para cinética con 2,5 g de resina*

Tiempo (min)	Concentración final de DQO (mg/L)
-------------------------	--

Nota. Elaboración propia**Cinética de Pseudo-primer orden**

A partir de los datos de la Tabla 54, se remplazan en la ecuación 2 para determinar el valor de q_t y 8 para determinar los valores de $\ln(q_e - q_t)$ y se obtiene como

resultados lo mostrado en la Tabla 55.

Tabla 55

Cinética de pseudo-primer orden con 2,5 g de resina

Tiempo (min)	qt(mg/g)	ln(qe-qt)
0	0	0
30	391,6834608	1,390420636
60	392,1927264	1,254838984
90	392,4700224	1,172475202
120	395,6714352	-3,555580088

Nota. Elaboración propia

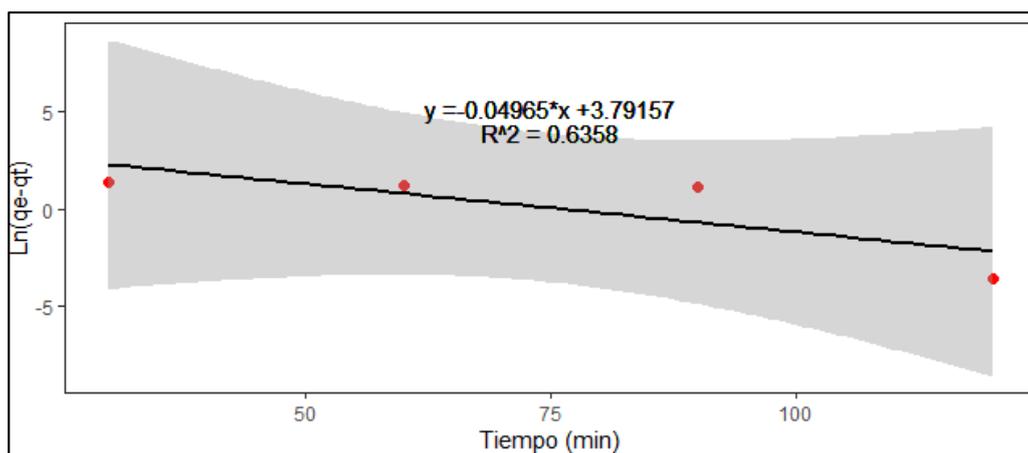


Figura 36. *Cinética de pseudo-primer orden con 2,5 g de resina*

Nota. Elaboración propia

De la Figura 35, mediante el ajuste lineal se obtiene los datos de la constante de velocidad (k_1), la cantidad de DQO removido en el equilibrio (q_e) y el coeficiente

de correlación (R^2) de la ecuación cinética de pseudo-primer orden; presentados en la Tabla 56:

Tabla 56

Constantes de la cinética de pseudo-primer orden con 2,5 g de resina

Ecuación de la isoterma	0,04965x +3,79157
-------------------------	-------------------

R ₂	0,6358
Ordenada (ln(q _e))	3,79157
Pendiente -k ₁	0,04965
q _e	44,33
k ₁	-0,049

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 56, se calculó las constantes de la cinética de pseudo primer orden dando como resultados que la cantidad de DQO adsorbido en el equilibrio fue 44,33 mg/g, la constante de velocidad experimental fue -0,049 min⁻¹ y el coeficiente de correlación calculado fue 0,6358.

Cinética de Pseudo-segundo orden

A partir de los datos de la Tabla 54, se remplazan en la ecuación 2 para determinar el valor de q_t y 10 para determinar los valores de t/q_t y se obtiene como resultados lo mostrado en la Tabla 57.

Tabla 57

Cinética de pseudo-segundo orden con 2,5 g de resina

Tiempo (min)	q_t(mg/g)	t/q_t
0	0	0
30	391,6834608	0,076592461
60	392,1927264	0,152986009
90	392,4700224	0,229316877
120	395,6714352	0,303281939

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 57, se muestran los parámetros empleados para graficar la cinética de pseudo segundo orden de remoción de DQO.

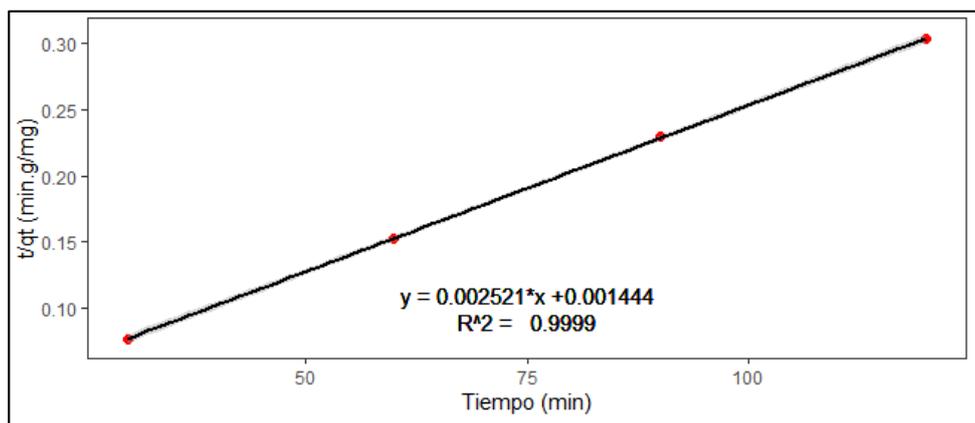


Figura 37. Cinética de pseudo-segundo orden con 2,5 g de resina

Nota. Elaboración propia

De la Figura 36, mediante el ajuste lineal, se obtiene los datos de la constante de velocidad (k_2), la cantidad de DQO removido en el equilibrio (q_e) y el coeficiente de correlación (R^2) de la ecuación cinética de pseudo segundo orden, presentados en la Tabla 58:

Tabla 58.

Constantes de la cinética de pseudo-segundo orden con 2,5 g de resina

Ecuación de la isoterma	0,002521x + 0,001444
R_2	0,9999
Ordenada $\frac{1}{k_2 q_e^2}$	0,001444
Pendiente $1/q_e$	0,002521
q_e	396,67
k_2	0,0044

Nota. Elaboración propia

En la Tabla 58, se calculó las constantes de la cinética de pseudo segundo orden de $0,0044 \text{ g.mg}^{-1}.\text{min}^{-1}$ y la cantidad de DQO adsorbido en el equilibrio fue $396,97 \text{ mg/g}$,

Tabla 59

Resumen de las constantes del estudio cinético con 2,5 g de resina

Pseudo-segundo primero			Pseudo-segundo orden			
q_e	k_1	R_2	q_e	k_2	R_2	
44,33	-0,049	0,6358	396,67	0,0044	0,9999	

Nota. Elaboración propia

La Tabla 59 muestra el resumen de las constantes de la cinética de pseudo primer orden y pseudo segundo orden obtenidos experimentalmente. Se obtuvo un R^2 para las cinéticas estudiadas muy cercanas a 1, siendo el R^2 de la cinética de pseudo segundo orden el que dio un ajuste lineal adecuado cuando se trabaja con una masa de 2,5 g de resina.

2.5. Prueba de hipótesis

Para realizar la prueba de hipótesis, primero se identifica diseño de bloques completamente al azar con un arreglo factorial arreglo factorial de 5x4, que tiene 2 factores independientes, masa de resina y tiempo de contacto, obteniendo 20 pruebas experimentales principales por la variable dependiente materia orgánica (DQO, DBO y STD). El análisis se realizó en el programa MINITAB

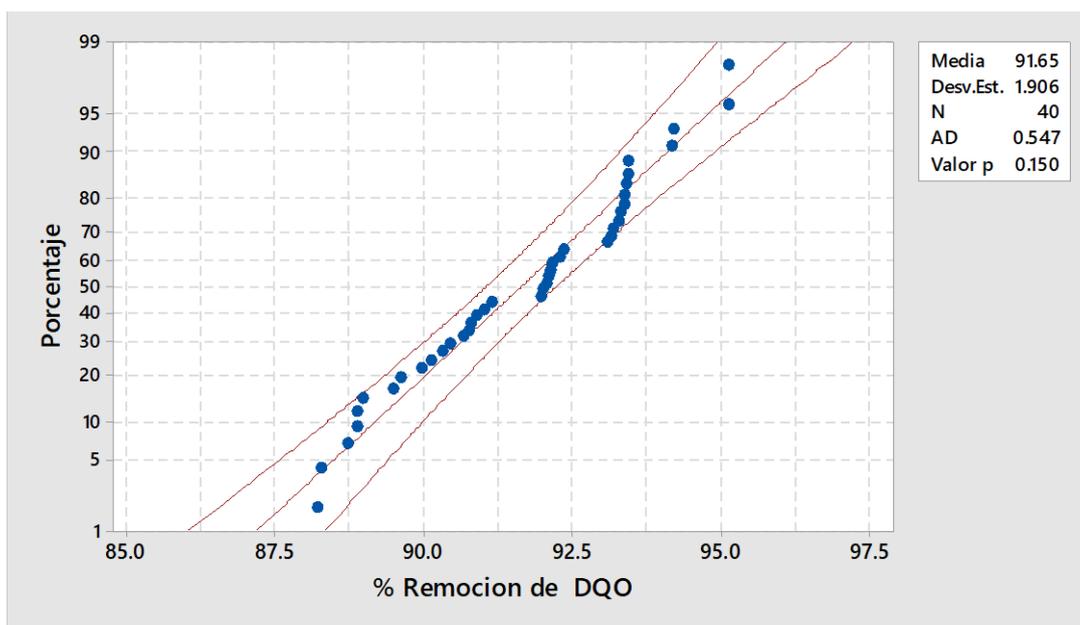


Figura 38. Prueba de normalidad para el DQO

Nota. Fuente: Elaboración propia

En la Figura 38, se muestra la prueba de normalidad para la remoción de DQO, donde el valor de “p” es 0,150, el cual es mayor al nivel de significancia de 0,05, demostrando que los datos provienen de una población normal, por lo que se utilizará la prueba paramétrica ANOVA para la comprobación de hipótesis.

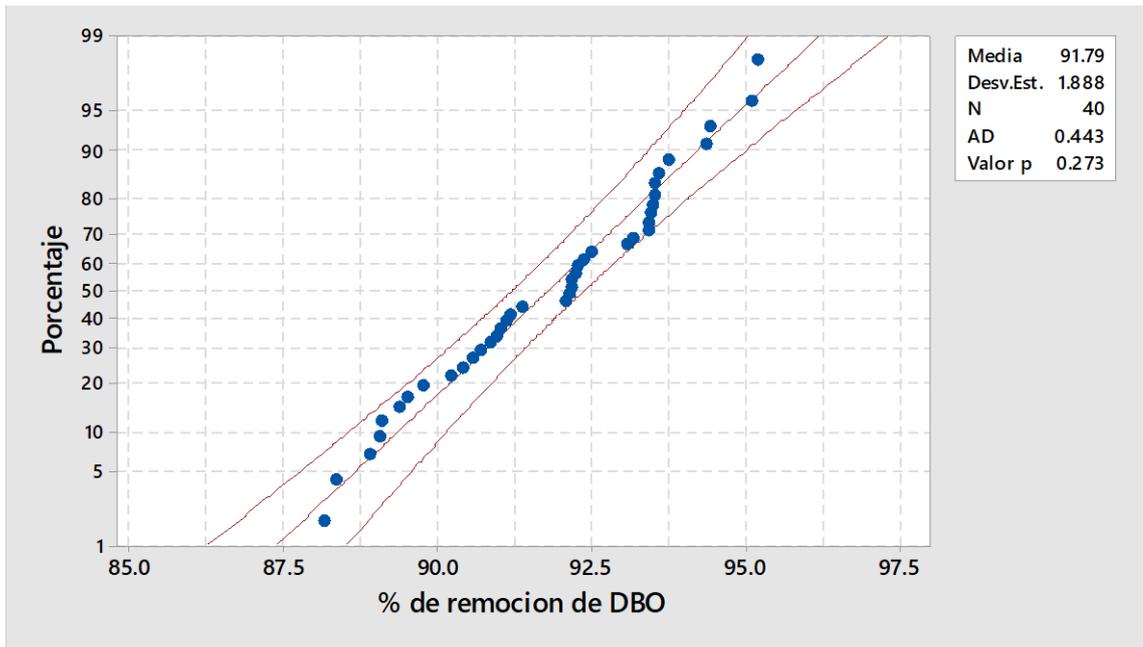


Figura 39. Prueba de normalidad para el DBO₅

Nota. Elaboración propia

En la Figura 39, se muestra la prueba de normalidad para la remoción de DBO₅, donde el valor de “p” es 0,273, el cual es mayor al nivel de significancia de 0,05, demostrando que los datos provienen de una población normal, por lo que se utilizará la prueba paramétrica ANOVA para la comprobación de hipótesis.

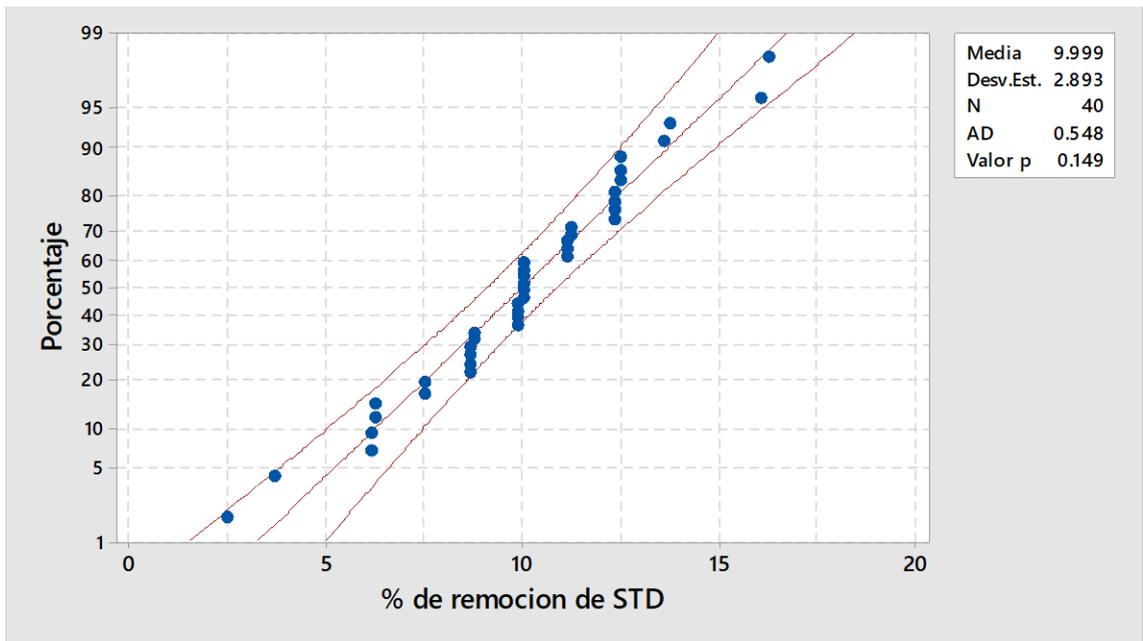


Figura 40. Prueba de normalidad para el STD

Nota. Elaboración propia

En la Figura 40, se muestra la prueba de normalidad para la remoción de STD, donde el valor de “p” es 0,149, el cual es mayor al nivel de significancia de 0,05, demostrando que los datos provienen de una población normal, por lo que se utilizará la prueba paramétrica ANOVA para la comprobación de hipótesis.

2.5.1. Análisis de Anova

Tabla 60

Información general del factor

Factor	Niveles	Valores
Masa	5	0,5; 1,0; 1,5; 2,0; 2,5
Tiempo	4	30; 60; 90; 120

Nota. Elaboración en Minitab

A. Para el DQO

Tabla 61

Análisis de varianza del DQO

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Modelo	20	141,628	7,0814	6103,12	0,000
Bloques	1	0,080	0,0799	68,84	0,000
Lineal	7	126,163	18,0232	15533,30	0,000
Masa	4	116,947	29,2369	25197,78	0,000
Tiempo	3	9,215	3,0717	2647,33	0,000
Interacciones de 2 términos	12	15,386	1,2822	1105,03	0,000
Masa*Tiempo	12	15,386	1,2822	1105,03	0,000
Error	19	0,022	0,0012		
Total	39	141,650			

Nota. Elaboración en Minitab

B. Para el DBO₅

Tabla 62

Análisis de varianza del DBO₅

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Modelo	20	139,016	6,9508	2490,03	0,000
Bloques	1	0,205	0,2046	73,30	0,000

Masa*Tiempo	12	12,941	1,0784	386,33	0,000
Error	19	0,053	0,0028		
Total	39	139,069			
Lineal	7	125,871	17,9815	6441,62	0,000
Masa	4	115,269	28,8173	10323,37	0,000
Tiempo	3	10,602	3,5338	1265,95	0,000
Interacciones de 2 términos	12	12,941	1,0784	386,33	0,000

Nota. Elaboración en Minitab

C. Para STD

Tabla 63. *Análisis de varianza de SDT*

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Modelo	20	315,411	15,7706	27,02	0,000
Bloques	1	0,617	0,6173	1,06	0,317
Lineal	7	137,445	19,6349	33,64	0,000
Masa	4	42,744	10,6861	18,31	0,000
Tiempo	3	94,700	31,5667	54,08	0,000
Interacciones de 2 términos	12	177,349	14,7791	25,32	0,000
Masa*Tiempo	12	177,349	14,7791	25,32	0,000
Error	19	11,090	0,5837		
Total	39	326,501			

Nota. Elaboración en Minitab

2.5.2. Hipótesis específica

A. Hipótesis específica 1

Ho1: La masa de resina aniónica M-600 no influye significativamente en la adsorción del lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción – 2023.

Ha1: La masa de resina aniónica M-600 influye significativamente en la adsorción del lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción – 2023.

En la Tabla 61,62 y 63, se muestra el valor de “p” para la variación de masa de resina aniónica M-600 en la remoción de materia orgánica a través de sus indicadores de DQO, DBO₅ y STD, dando en cada uno de ellos el valor de 0,000, el cual es menor al valor de significancia de 0,05. Por ello, se acepta la hipótesis alterna planteada y se rechaza la hipótesis nula, es decir, la masa de resina aniónica M-600 influye significativamente en la adsorción del lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción – 2023.

B. Hipótesis específica 2

Ho2: El tiempo de contacto no influye significativamente en la adsorción del lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción – 2023.

Ha2: El tiempo de contacto influye significativamente en la adsorción del lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción – 2023.

En la Tabla 61,62 y 63, se muestra el valor de “p” para la variación de tiempo de contacto en la remoción de materia orgánica a través de sus indicadores de DQO, DBO₅ y STD dando en cada uno de ellos el valor de 0,000 el cual es menor al valor de significancia de 0,05. Por ello, se acepta la hipótesis alterna planteada y se rechaza la hipótesis nula, es decir, el tiempo de contacto influye significativamente en la adsorción del lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción – 2023.

2.5.3. Hipótesis general

Ho: El porcentaje de remoción de materia orgánica en el proceso de adsorción con la resina aniónica M-600 en el lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción – 2023 no es significativa.

Ha: El porcentaje de remoción de materia orgánica en el proceso de adsorción con la resina aniónica M-600 en el lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción – 2023 es significativa.

Según los resultados mostrados, en la Tabla 5, se puede observar que se logró remover hasta un 95,13%; 95,15% y 16,15% del DQO, DBO₅ y STD respectivamente, los cuales son elevados ya que son mayores al 90% en dos de sus indicadores. Asimismo, se sabe que la resina usada tiene la capacidad máxima

de adsorción de 360,49 mg/g, una constante de velocidad de $0,00075 \text{ g}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}$ y cantidad de adsorción en el equilibrio fue 668 mg/g de resina. Además, tomando en consideración la información de la Tabla 61,62 y 63, se puede determinar la influencia de la interacción del tiempo de contacto y masa de resina sobre la eficiencia del proceso de adsorción, ya que el valor de “p” en la capacidad de remoción de materia orgánica a través de sus indicadores de DQO, DBO₅ y STD, dando en cada uno de ellos el valor de 0,000, el cual es menor al valor de significancia de 0,05, afirmando que el proceso de adsorción tiene efecto significativo en la capacidad de adsorción de materia orgánica. Es debido a todo lo mencionado que se acepta la hipótesis alterna planteada y se rechaza la hipótesis nula, es decir, el porcentaje de remoción de materia orgánica en el proceso de adsorción con la resina aniónica M-600 en el lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción – 2023 es significativamente alta.

2.6. Discusión de resultados

Los resultados de la determinación de materia orgánica que presenta los lixiviados del vertedero de CEPASC de Concepción, dio como resultados que este líquido presentaba 8749,20 mg/L de DQO; 4404,14 mg/L de DBO₅ y 8000 mg/L de STD, los cuales son concentraciones elevadas para que estén expuestas al ambiente sin tratamiento alguno pues pueden impactar potencialmente la calidad de los mantos freáticos o acuíferos. Estas altas concentraciones de materia orgánica se deben a la percolación del agua a través de los residuos sólidos confinados y, también, por el metabolismo generado por microorganismos presentes en los residuos dentro del relleno sanitario. Además, se sabe que las altas concentraciones de materia orgánica es una variable indicadora de la edad del lixiviado. Por ello, tomando en consideración lo mencionado por Vaccari y compañero en el año 2019, se estableció que la edad del lixiviado de Concepción es de mediano plazo en un rango de 5 años a 10 años pues su DQO está entre 5000 mg/L y 10000 mg/L, además la relación de DQO/DBO es de 0,5 [37].

Para observar cómo es que influye la masa de la resina en la remoción de materia orgánica en los lixiviados del vertedero de CEPASC, se utilizaron masas de 0,5g; 1g; 1,5g; 2g y 2,5g. Dando como mejores resultados con 1,5g logrando reducir en un porcentaje de 95,13% del DQO, 95,15% de DBO₅ y 16,15% de STD. Mientras que la masa de resina que tuvo el más bajo porcentaje de remoción fue el con 0,5 g,

debido a que solo consiguió remover el 89,55% del DQO, 89,63% de DBO₅ y 18,70% de STD. Esto se debe a que a carga de equilibrio de iones de sodio y cloruros en la resina disminuye a medida que aumenta la masa de resina, lo que se esperaba basándose en la reducción de la "fuerza impulsora" del proceso de intercambio de acuerdo con la definición de Helfferich, pues cuando la masa es menor más fácil que la carga de sodio se estabilice gradualmente, lo que sugiere una cobertura en forma de monocapa sobre la superficie de la resina cual en el proceso de descontaminación ser más sencillo que se lleve a cabo el intercambio iónico. Asimismo, se trabaja con una cantidad muy baja de resina, así como tiene efectos negativos pues al igual que en el exceso habrá poca presencia de iones sodios y cloruros al momento del intercambio iónico [50]. Además, los resultados obtenidos fueron al estudio de BASHIR, Mohammed, en año 2015, en el cual se realizó un tratamiento de intercambio iónico mediante secuencia catiónica/aniónica logrando la mejor eliminación de DQO del 87.9 % [18], dando a conocer la gran capacidad que tiene la resina cuando se trabaja a condiciones adecuadas.

Para observar cómo influye el tiempo de contacto en la remoción de materia orgánica en los lixiviados del vertedero de CEPAS, se utilizaron tiempos de 30 min, 60 min, 90 min y 120 min, dando mejores resultados al cabo de los 120 min logrando remover en un porcentaje mayores al 95% de DQO y DBO₅. Esto se debe a que con el mayor tiempo de contacto hay mayor posibilidad que los iones sodios y cloruros sean intercambiados con las fracciones de la materia orgánica permitiéndoles ubicarse en la resina hasta lograr su máxima capacidad de adsorción [51].

Finalmente, se determinó que la modelo de isoterma y el modelo cinético que describa mejor la adsorción con resina aniónica M-600 del lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Langmuir con un coeficiente de correlación (R^2) de 0,9494 y capacidad máxima de adsorción de 360,49mg/g, lo cual se debe a que representa mejor la idea de distribución de manera adecuada de los iones sodios y cloruros sobre la superficie de la resina formando una cobertura homogénea, con un calor de sorción constante durante el intercambio iónico [50]. Asimismo, se estableció que la cinética que se realiza es de pseudo-segundo orden, debido a que se cuenta con un coeficiente de correlación (R^2) del 0,99 con una constante de velocidad de 0,00075 g.mg⁻¹.min⁻¹ y la cantidad de adsorción en el equilibrio fue

668 mg/g de resina, lo que permite inferir que las interacciones químicas en el sitio de sorción desempeñan un rol en el paso limitante de la velocidad. Dichos resultados obtenidos son similares a los obtenidos en el estudio de SUN, Wenjie y compareños en el año 2018 en el cual determinaron la eliminación por adsorción de materia orgánica refractaria en lixiviados de vertederos de residuos sólidos municipales biotratados mediante resinas de intercambio aniónico. Los resultados demostraron que las isothermas de adsorción para ambas resinas estaban mejor representadas por el modelo de Langmuir. Las capacidades de adsorción medidas de las resinas 717 y D301-Cl fueron 39.84 mg DQO g⁻¹ y 35.84 mg DQO g⁻¹ de resina seca, respectivamente. La cinética de adsorción de ROM en ambas resinas siguió un modelo de pseudo segundo orden y las constantes de velocidad medidas fueron 0.00278 g mg⁻¹ min⁻¹ y 0.00236 g mg⁻¹ min⁻¹ para las resinas 717 y D301R-Cl, respectivamente. [23]. De esta manera, se puede comprobar la gran capacidad que tiene la resina en la remoción de materia orgánica, ya que tiene resultados favorables en su capacidad máxima y capacidad de equilibrio.

CONCLUSIONES

Se estableció que el porcentaje de remoción de materia orgánica durante el proceso de adsorción con resina aniónica M-600 en el lixiviado generado por el vertedero CEPASC, Concepción – 2023, fue significativo. Se logró reducir hasta el 95,13% y 95,15% para DQO y DBO₅, respectivamente, y un 16,15% para STD.

Se determinó que la concentración de materia orgánica en el lixiviado generado por el vertedero CEPASC, Concepción – 2023, es elevada, con resultados de 8749,20 mg/L de DQO, 4404,14 mg/L de DBO₅ y 8000 mg/L de STD. Estas concentraciones, sin tratamiento, tienen un alto potencial de causar daños al ambiente.

Se determinó que la masa de resina aniónica M-600 tuvo una influencia significativa en la adsorción del lixiviado del vertedero CEPASC, Concepción – 2023. Se encontró que, con una cantidad de 1,5 g, se obtuvo la mayor remoción pues logró reducir una concentración inicial de 8749,20 mg/L de DQO, 4404,14 mg/L de DBO₅ y 8000 mg/L de STD a una concentración final de 435,68 mg/L de DQO, 215,57 mg/L de DBO₅ y 6700 mg/L de STD.

El tiempo de contacto, también, influyó significativamente en la adsorción del lixiviado con la resina aniónica M-600. Los mejores porcentajes de remoción se obtuvieron con un tiempo de 120 minutos, lo que permitió un mejor rendimiento de la resina en el proceso de adsorción. La máxima remoción alcanzada fue superior al 95% para DQO y DBO₅, y superior al 16% para STD.

Se determinó que el modelo de isoterma y el modelo cinético que describe mejor la adsorción con resina aniónica M-600 del lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción – 2023 fue la de Langmuir con un coeficiente de correlación (R^2) de 0,9494 y capacidad máxima de adsorción de 360,49mg/g, mientras que en la cinética fue la de pseudo-segundo orden debido a que se cuenta con un coeficiente de correlación (R^2) del 0,99 con una constante de velocidad de 0,00075 g.mg⁻¹.min⁻¹ y la cantidad de adsorción en el equilibrio fue 668 mg/g de resina.

RECOMENDACIONES

- Se recomienda realizar estudios sobre el proceso de regeneración de las resinas para evitar los elevados gastos.
- Se recomienda realizar estudios con respecto al análisis de costo beneficio del proceso para asegurar su factibilidad a gran escala.
- Se recomienda realizar estudios de cinética e isotermas a resinas modificaciones con procesos innovadores que puedan asegurar mayor efectividad en su aplicación.
- Se recomienda aplicar el proceso de intercambio iónico en diferentes tipos de efluentes y determinar su efectividad en los parámetros de interés para cada uno.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] KAZA, S, L YAO, P BHADA-TATA a F VAN. *What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050*. 2018.
- [2] CHATTOPADHYAY, Subhasish, Amit DUTTA a Subhabrata RAY. Municipal solid waste management in Kolkata, India - A review. *Waste Management* [online]. 2009, **29**(4), 1449–1458. ISSN 0956053X. Dostupné z: doi:10.1016/j.wasman.2008.08.030
- [3] WIJEKOON, Prabuddhi, Pabasari Arundathi KOLIYABANDARA, Asitha T. COORAY, Su Shiung LAM, Bandunee C.L. ATHAPATTU a Meththika VITHANAGE. Progress and prospects in mitigation of landfill leachate pollution: Risk, pollution potential, treatment and challenges. *Journal of Hazardous Materials* [online]. 2022, **421**(July 2021), 126627. ISSN 18733336. Dostupné z: doi:10.1016/j.jhazmat.2021.126627
- [4] AHMED, Farah a Christopher LAN. Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review. *Desalination* [online]. 2012, **287**, 41–54. ISSN 00119164. Dostupné z: doi:10.1016/j.desal.2011.12.012
- [5] PATHAK, Sudhir Kumar, John T NOVAK, Charles D GOLDSMITH a Peter J VIKESLAND. Treatment of Landfill Leachates for removing organic matter, UV quenching substances and organic nitrogen using Anion Exchange Resins [online]. 2013. Dostupné z: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.845.3875&rep=rep1&type=pdf>
- [6] MARIAM, Timo a Long Duc NGHIEM. Landfill leachate treatment using hybrid coagulation-nanofiltration processes. *Desalination* [online]. 2010, **250**(2), 677–681. ISSN 00119164. Dostupné z: doi:10.1016/j.desal.2009.03.024
- [7] RENO, S., J. G. GIVAUDAN, S. POULAIN, F. DIRASSOUYAN a P. MOULIN. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials* [online]. 2008, **150**(3), 468–493. ISSN 03043894. Dostupné z: doi:10.1016/j.jhazmat.2007.09.077
- [8] KAHHAT, R, Kurt ZIEGLER-RODRIGUEZ, María MARGALLO, Rubén ALDACO, A IRABIEN a Ian VÁZQUEZ-ROWE. Waste to energy potential in

- Latin America. Venice 2018: 7th International Symposium on energy from biomass and waste. *Venice* [online]. 2018, 12. Dostupné z: <https://www.rina.org/en/media/events/2018/10/15/energy-from-biomass-and-waste>
- [9] ZIEGLER-RODRIGUEZ, Kurt, María MARGALLO, Rubén ALDACO, Ian VÁZQUEZ-ROWE a Ramzy KAHHAT. Transitioning from open dumpsters to landfilling in Peru: Environmental benefits and challenges from a life-cycle perspective. *Journal of Cleaner Production* [online]. 2019, **229**, 989–1003. ISSN 09596526. Dostupné z: doi:10.1016/j.jclepro.2019.05.015
- [10] TOBIN, Paul, Nicole M. SCHMIDT, Jale TOSUN a Charlotte BURNS. Mapping states' Paris climate pledges: Analysing targets and groups at COP 21. *Global Environmental Change* [online]. 2018, **48**(September 2017), 11–21. ISSN 09593780. Dostupné z: doi:10.1016/j.gloenvcha.2017.11.002
- [11] GRAU, Javier, Horacio TERRAZA, Rodríguez VELOSA, Diana MILENA, Alfredo RIHM a Germán STURZENEGGER. Solid Waste Management in Latin America and the Caribbean. *Inter-American Development Bank* [online]. 2015, 3. Dostupné z: <https://publications.iadb.org/handle/11319/7177#sthash.7bODjAHq.dpuf>
- [12] MINAM. Ley N° 18525 – Ley de Gestión Integral de Residuos Sólidos. *Diario oficial el Peruano*. 2017, 12.
- [13] ZIEGLER-RODRIGUEZ, Kurt, María MARGALLO, Rubén ALDACO, Angel IRABIEN, Ian VAZQUE-ROWE a Ramzy KAHHAT. Environmental performance of peruvian waste management systems under a life cycle approach. *Chemical Engineering Transactions* [online]. 2018, **70**, 1753–1758. ISSN 22839216. Dostupné z: doi:10.3303/CET1870293
- [14] MINAM. *Cifras ambientales 2017* [online]. 2017 [vid. 2022-07-22]. Dostupné z: <http://sinia.minam.gob.pe/cifras-ambientales>
- [15] BIRD, Tim a Sally WEAVER. *Climate action in Peru* [online]. 2018. ISBN 9789289358712. Dostupné z: doi:10.6027/anp2018-829
- [16] BASHIR, Mohammed J.K., Hamidi Abdul AZIZ, Mohd Suffian YUSOFF, A. A.M. HUQE a Soraya MOHAJERI. Effects of ion exchange resins in different

- mobile ion forms on semi-aerobic landfill leachate treatment. *Water Science and Technology* [online]. 2010, **61**(3), 641–649. ISSN 02731223. Dostupné z: doi:10.2166/wst.2010.867
- [17] ZAMRI, Mohd Faiz Muaz Ahmad, Mohamad Anuar KAMARUDDIN, Mohd Suffian YUSOFF, Hamidi Abdul AZIZ a Keng Yuen FOO. Semi-aerobic stabilized landfill leachate treatment by ion exchange resin: isotherm and kinetic study. *Applied Water Science* [online]. 2017, **7**(2), 581–590. ISSN 2190-5487. Dostupné z: doi:10.1007/s13201-015-0266-2
- [18] BASHIR, Mohammed J.K., Hamidi Abdul AZIZ, Salem S.Abu AMR, Sumathi SETHUPATHI, Choon Aun NG a Jun Wei LIM. The competency of various applied strategies in treating tropical municipal landfill leachate. *Desalination and Water Treatment* [online]. 2015, **54**(9), 2382–2395. ISSN 19443986. Dostupné z: doi:10.1080/19443994.2014.901189
- [19] BOLTO, Brian, David DIXON, Rob ELDRIDGE, Simon KING a Kathryn LINGE. Removal of natural organic matter by ion exchange. *Water Research* [online]. 2002, **36**(20), 5057–5065. ISSN 00431354. Dostupné z: doi:10.1016/S0043-1354(02)00231-2
- [20] BOYER, Treavor H. Removal of Dissolved Organic Matter by Magnetic Ion Exchange Resin. *Current Pollution Reports* [online]. 2015, **1**(3), 142–154. ISSN 21986592. Dostupné z: doi:10.1007/s40726-015-0012-2
- [21] MOJIRI, Amin, Hamidi Abdul AZIZ a Shuokr Qarani AZIZ. Trends in Physical-Chemical Methods for Landfill Leachate Treatment. *International Journal of Scientific Research in Environmental Sciences* [online]. 2013, (February), 16–25. Dostupné z: doi:10.12983/ijres-2013-p016-025
- [22] MOJIRI, Amin. Review on membrane bioreactor, ion exchange and adsorption methods for landfill leachate treatment. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*. 2011, **5**(12), 1365–1370. ISSN 19918178.
- [23] SUN, Wenjie, Dongbei YUE, Jiangang SONG a Yongfeng NIE. Adsorption removal of refractory organic matter in bio-treated municipal solid waste landfill leachate by anion exchange resins. *Waste Management* [online]. 2018, **81**, 61–70. ISSN 18792456. Dostupné z: doi:10.1016/j.wasman.2018.10.005

- [24] ALONSO, Elia. *Contribución al tratamiento de lixiviados de vertedero de residuos sólidos urbanos mediante procesos de oxidación avanzada*. B.m., 2013. Universidad de Cantabria.
- [25] QUISPE PERCCA, Carolina. *Sistemas de Tratamientos de Lixiviado de Vertederos para Eliminar Contaminantes Fisicoquímicos. Revisión Sistemática 2021* [online]. 2021. ISBN 0000000344128. Dostupné z: http://repositorio.ucv.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12692/47102/Gutierrez_RS-SD.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- [26] BONILLA, Darinka a Javier CHACA. Manejo de Lixiviados y Emisiones Generadas en los Rellenos Sanitarios a Nivel Nacional e Internacional: Revisión Sistemática. *Universidad Cesar Vallejo* [online]. 2020, 1–118. Dostupné z: http://repositorio.ucv.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12692/47102/Gutierrez_RS-SD.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- [27] MARTÍNEZ, Damian. Tratamiento de lixiviados en la etapa de compostaje mediante el proceso de coagulación con mucilago de Opuntia Ficus Indica. *Repositorio Institucional UNCP* [online]. 2018, 1–103. Dostupné z: <http://hdl.handle.net/20.500.12894/5610>
- [28] LIBERATO, N. Microorganismos eficientes y su efecto en el tratamiento de lixiviados generados en el proceso de compostaje en el centro ecoturístico de protección ambiental “Santa Cruz” - CEPASC, Concepción, 2019. *Universidad continental*. 2020, 154.
- [29] ALVAREZ, Adiel. Evaluación del proceso de intercambio iónico magnético en la disminución de Fe y turbidez del lixiviado de un vertedero. *Universidad Nacional del Centro del Perú*. 2024.
- [30] DE GODOY, Mariane a Miriam GONÇALVES. Permeability and retention to water and leachate of a compacted soil used as liner. *Water, Air, and Soil Pollution* [online]. 2018, **229**(374), 1–19. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s11270-018-4001-0>
- [31] CHEN, Chih. *Environmental Engineering: Fundamentals, Sustainability, Design*. 2014, (66), 1–8.
- [32] CHRISTENSEN, Thomas H., Peter KJELDSEN, Poul L. BJERG, Dorthe L.

- JENSEN, Jette B. CHRISTENSEN, Anders BAUN, Hans Jørgen ALBRECHTSEN a Gorm HERON. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry* [online]. 2001, **16**(7–8), 659–718. ISSN 08832927. Dostupné z: doi:10.1016/S0883-2927(00)00082-2
- [33] JOSHI, Rajkumar a Deepak PANT. Landfill biodegradation process and leachate. *Energy, Environment, and Sustainability* [online]. 2018, 233–247. ISSN 25228374. Dostupné z: doi:10.1007/978-981-10-7413-4_12
- [34] KULIKOWSKA, Dorota a Ewa KLIMIUK. The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology* [online]. 2008, **99**(13), 5981–5985. ISSN 09608524. Dostupné z: doi:10.1016/j.biortech.2007.10.015
- [35] MOJIRI, Amin, Lou ZIYANG, Wang HUI, Zakiah AHMAD, Ramlah Mohd TAJUDDIN, Salem S. ABU AMR, Tomonori KINDAICHI, Hamidi Abdul AZIZ a Hossein FARRAJI. Concentrated landfill leachate treatment with a combined system including electro-ozonation and composite adsorbent augmented sequencing batch reactor process. *Process Safety and Environmental Protection* [online]. 2017, **111**, 253–262. ISSN 09575820. Dostupné z: doi:10.1016/j.psep.2017.07.013
- [36] MOJIRI, Amin, Hamidi Abdul AZIZ, Nastaein Q. ZAMAN, Shuokr Qarani AZIZ a Mohammad Ali ZAHED. Metals removal from municipal landfill leachate and wastewater using adsorbents combined with biological method. *Desalination and Water Treatment* [online]. 2016, **57**(6), 2819–2833. ISSN 19443986. Dostupné z: doi:10.1080/19443994.2014.983180
- [37] VACCARI, Mentore, Terry TUDOR a Giovanni VINTI. Characteristics of leachate from landfills and dumpsites in Asia, Africa and Latin America: an overview. *Waste Management* [online]. 2019, **95**, 416–431. ISSN 18792456. Dostupné z: doi:10.1016/j.wasman.2019.06.032
- [38] MOJIRI, Amin, John L. ZHOU, Harsha RATNAWEERA, Akiyoshi OHASHI, Noriatsu OZAKI, Tomonori KINDAICHI a Hiroshi ASAKURA. Treatment of landfill leachate with different techniques: An overview. *Journal of Water Reuse and Desalination* [online]. 2021, **11**(1), 66–96. ISSN 24089370. Dostupné z: doi:10.2166/wrd.2020.079

- [39] SCANDELAI, Ana Paula Jambers, Eliane SLOBODA RIGOBELLO, Beatriz Lopes Corso de OLIVEIRA a Célia Regina Granhen TAVARES. Identification of organic compounds in landfill leachate treated by advanced oxidation processes. *Environmental Technology (United Kingdom)* [online]. 2019, **40**(6), 730–741. ISSN 1479487X. Dostupné z: doi:10.1080/09593330.2017.1405079
- [40] QI, Chengdu, Jun HUANG, Bin WANG, Shubo DENG, Yujue WANG a Gang YU. Contaminants of emerging concern in landfill leachate in China: A review. *Emerging Contaminants* [online]. 2018, **4**(1), 1–10. ISSN 24056642. Dostupné z: doi:10.1016/j.emcon.2018.06.001
- [41] KAMARUDDIN, Mohamad Anuar, Mohd. Suffian YUSOFF, Hamidi Abdul AZIZ a Yung-Tse HUNG. Sustainable treatment of landfill leachate. *Applied Water Science* [online]. 2015, **5**(2), 113–126. ISSN 2190-5487. Dostupné z: doi:10.1007/s13201-014-0177-7
- [42] AZIZ, Hamidi Abdul, Tan Jyy LING, Abu Ahmed Mokammel HAQUE, Muhammad UMAR a Mohd Nordin ADLAN. Leachate treatment by swim-bed bio fringe technology. *Desalination* [online]. 2011, **276**(1–3), 278–286. ISSN 00119164. Dostupné z: doi:10.1016/j.desal.2011.03.063
- [43] FLORINDO MONCADA, Víctor. Diseño de un sistema de tratamiento de lixiviados de residuos sólidos mediante oxidación fotocatalítica [online]. 2017. Dostupné z: <https://e-archivo.uc3m.es/handle/10016/27603>
- [44] CAÑAS, Nelcy. RESINAS DE INTERCAMBIO IONICO COMO ALTERNATIVA PARA LA REMOCION DE METALES TIPICOS EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES. *Universidad de Pamplona*. 2019, 1–23.
- [45] RAHMANI, Sonia a Madjid MOHSENI. The role of hydrophobic properties in ion exchange removal of organic compounds from water. *Canadian Journal of Chemical Engineering* [online]. 2017, **95**(8), 1449–1455. ISSN 1939019X. Dostupné z: doi:10.1002/cjce.22823
- [46] BHANDARI, V. M., L. G. SOROKHAIBAM a V. V. RANADE. *Ion Exchange Resin Catalyzed Reactions-An Overview* [online]. B.m.: Elsevier Inc., 2016. ISBN 9780128014578. Dostupné z: doi:10.1016/B978-0-12-801457-8.00009-4

- [47] LIN, Hongjun, Wei PENG, Meijia ZHANG, Jianrong CHEN, Huachang HONG a Ye ZHANG. A review on anaerobic membrane bioreactors: Applications, membrane fouling and future perspectives. *Desalination* [online]. 2013, **314**, 169–188. ISSN 00119164. Dostupné z: doi:10.1016/j.desal.2013.01.019
- [48] RAMÍREZ, Alberto. *Metodología de la investigación científica* [online]. 2015. ISBN 9789681811860. Dostupné z: <http://www.worldcat.org/profiles/afgomez/lists/2904204>
- [49] BERNAL, César. *Metodología de la investigación* [online]. 2015. ISBN 9772081415. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/269107473_What_is_governance/link/548173090cf22525dcb61443/download%0Ahttp://www.econ.upf.edu/~reynal/Civil_wars_12December2010.pdf%0Ahttps://think-asia.org/handle/11540/8282%0Ahttps://www.jstor.org/stable/41857625
- [50] MILLAR, Graeme J., Gavin L. MILLER, Sara J. COUPERTHWAITTE a Shannon PAPWORTH. Factors influencing kinetic and equilibrium behaviour of sodium ion exchange with strong acid cation resin. *Separation and Purification Technology* [online]. 2016, **163**, 79–91. ISSN 18733794. Dostupné z: doi:10.1016/j.seppur.2016.02.045
- [51] CHÁVEZ, Wendy. Tratamiento de lixiviados generados en el relleno sanitario de la Cd. de Chihuahua, Méx. *Centro De Investigacion En Materiales Avanzados*. 2011, 111.

ANEXOS

A. Monitoreo de lixiviados del CEPAS Concepción



Toma de muestra de lixiviado



Muestra para caracterización



Toma de datos de campo



Muestra para corrida experimental

B. Parte experimental



Activación de resina



Pesado de resina



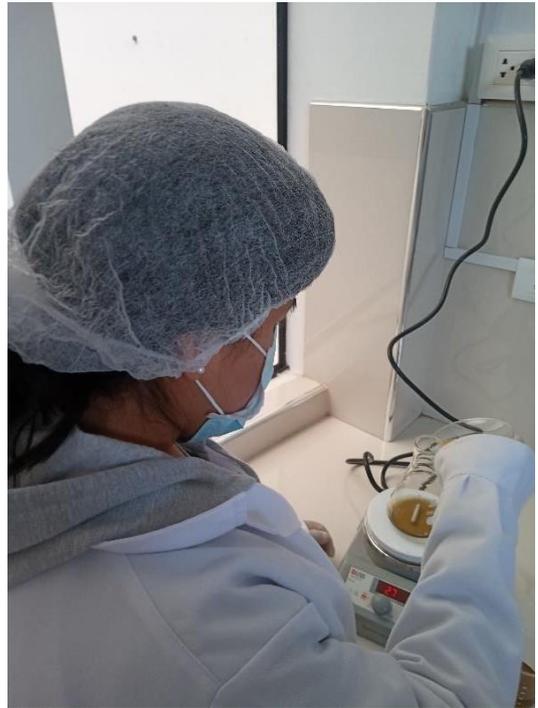
Instalación del sistema de tratamiento



Puesta en marcha del tratamiento



Incorporación de la resina



Funcionamiento del tratamiento



C. Reportes de laboratorio



INFORME DE ENSAYO N° 1-0152/23

Pág. 1/1

CLIENTE : Padilla Tocas Ana Maria / Rojas Pareja Soledad Pilar
 DIRECCIÓN : Alania Arzapalo Mabel Ysely
 REFERENCIA : PROYECTO "Análisis de la influencia de la resina aniónica M-600 en la adsorción del lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción-2023"
 PRODUCTO : Lixiviado de residuos solidos
 MATRIZ : Lixiviado de residuos solidos
 CANTIDAD DE MUESTRAS : 1
 PROCEDENCIA DE LAS MUESTRAS : Vertedero de Concepción
 FECHA DE MUESTREO : 31/10/23
 FECHA DE RECEPCIÓN : 31/10/23
 MUESTREO POR : El cliente
 FECHA DE EJECUCIÓN DE ENSAYO : 02/11/23
 FECHA DE TÉRMINO DE ENSAYO : 07/11/23
 N° DE COTIZACIÓN DE SERVICIO : GJ/COT-2023-193



MÉTODOLOGÍAS DE ENSAYO

ENSAYO	NORMA DE REFERENCIA	L.D.	L.C.	UNIDADES
pH	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 4500-H+ B, D, 23rd Ed.2017, pH Value, Electrometric Method.	-	-	Unidad pH
Conductividad	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 2510B, 23rd Ed.2017, Conductivity, Electrometric Method.	-	-	µS/cm
Turbidez	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 2130 B, 23rd Ed.2017, Turbidity, Nephelometric Method.	0.07	0.1	NTU
Demanda Bioquímica de Oxígeno	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 5210 B, 23rd Ed.2017, Biochemical Oxygen Demand (BOD) ₅ - Day BOD Test.	1.0	2.0	mg/L
Demanda Química de Oxígeno	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 5220 C, 23rd Ed.2017, Chemical Oxygen Demand (COD), Closed Reflux, Titrimetric Method.	1.0	2.0	mg/L
Sólidos Totales Disueltos	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 2540 C, 23rd Ed.2017, Solids, Total Dissolved Solids Dried at 180°C	5.4	10	mg/L

L.C: Límite de clasificación
 L.D: Límite de detección

RESULTADOS DE ANÁLISIS

PRODUCTO DECLARADO	Lixiviado de residuos solidos		
MATRIZ	Lixiviado de residuos solidos		
FECHA DE MUESTREO	31/10/2023		
COORDENADAS UTM WGS 84	8684467N 467838E		
ALTITUD (msnm)	3315		
CONDICIONES DE LA MUESTRA	Refrigerada		
CÓDIGO DE CLIENTE	CAG-01		
CÓDIGO DE LABORATORIO	23103101		
ENSAYO	UNIDADES	L.C	
Turbidez	NTU	0.1	118
DBO ₅	mg/L	2.0	4404.14
DQO	mg/L	2.0	8749.2

ENSAYOS DE CAMPO

Conductividad	µS/cm	-	17000
TDS	mg/L	10.0	8000
Temperatura	°C	-	18.4
pH	Unidad pH	-	6.28

Los análisis de campo lo realizaron profesionales de monitoreo del GRUPO JHACC en presencia de la Tesista.

Huancayo, 10 de Noviembre de 2023

WILMER M. ESPINOZA CHANCA
 SUPERVISOR DE LABORATORIO

El informe de ensayo solo es valido para las muestras referidas en el presente informe.
 Prohíbida la reproducción total o parcial de este informe, sin la autorización escrita del LABORATORIO DE ANÁLISIS AMBIENTAL GRUPO JHACC.
 Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce.

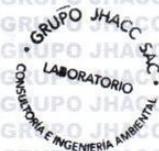
LAA-GJ

Jr. Santa Rosa N° 1361 - El Tambo, Huancayo - Perú Celular: 971 718825 - 954 416149 - 956 988682
 Correo: proyectos@grupojhacc.com / administracion@grupojhacc.com
 www.grupojhacc.com

INFORME DE ENSAYO N° 1-0161/23

Pág. 1/1

CLIENTE : Padilla Tocas Ana Maria / Rojas Pareja Soledad Pilar
 Alania Arzapalo Mabel Ysely
 REFERENCIA : PROYECTO "Análisis de la influencia de la resina aniónica M-600 en la adsorción del lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción-2023"
 PRODUCTO : Lixiviado de residuos solidos
 MATRIZ : Lixiviado de residuos solidos
 CANTIDAD DE MUESTRAS : 21
 PROCEDENCIA DE LAS MUESTRAS : Vertedero de Concepción
 FECHA DE MUESTREO : 06/11/23
 FECHA DE RECEPCIÓN : 06/11/23
 MUESTREADO POR : El cliente
 FECHA DE EJECUCIÓN DE ENSAYO : 06/11/23
 FECHA DE TÉRMINO DE ENSAYO : 11/11/23
 N° DE COTIZACIÓN DE SERVICIO : GJ/COT-2023-193



METODOLOGÍAS DE ENSAYO

ENSAYO	NORMA DE REFERENCIA	L.D.	L.C.	UNIDADES
Demanda Bioquímica de Oxígeno	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 5210 B, 23rd Ed.2017. Biochemical Oxygen Demand (BOD) ₅ - Day BOD Test.	1.0	2.0	mg/L
Demanda Química de Oxígeno	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 5220 C, 23rd Ed.2017. Chemical Oxygen Demand (COD), Closed Reflux, Titrimetric Method.	1.0	2.0	mg/L
Sólidos Totales Disueltos	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 2540 C, 23rd Ed.2017. Solids, Total Dissolved Solids Dried at 180°C	5.4	10	mg/L

L.C: Límite de cuantificación
 L.D: Límite de detección

RESULTADOS DE ANALISIS

PRODUCTO DECLARADO	Lx	Lixiviado tratado							
MATRIZ	Lx	Lixiviado tratado							
FECHA DE MUESTREO	06/11/2023	06/11/2023	06/11/2023	06/11/2023	06/11/2023	06/11/2023	06/11/2023	06/11/2023	06/11/2023
CONDICIONES DE LA MUESTRA	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada
CÓDIGO DE CLIENTE	CAG-02	PSM01-II	PSM02-II	PSM03-II	PSM04-II	PSM05-II	PSM06-II	PSM07-II	
CÓDIGO DE LABORATORIO	23110601	23110602	23110603	23110604	23110605	23110606	23110607	23110608	
ENSAYO UNIDADES	L.C								
DBO ₅ mg/L	2.0	4398.70	450.80	481.53	512.55	467.39	422.68	409.41	398.82
DQO mg/L	2.0	8569.70	899.70	953.71	1009.83	965.50	858.92	830.41	799.84
TDS mg/L	10.0	8100	7400	7300	7300	7600	7400	7300	7200

L.C: Límite de cuantificación
 Lx: Lixiviado

PRODUCTO DECLARADO	Lixiviado tratado								
MATRIZ	Lixiviado tratado								
FECHA DE MUESTREO	06/11/2023								
CONDICIONES DE LA MUESTRA	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	
CÓDIGO DE CLIENTE	PSM08-II	PSM09-II	PSM10-II	PSM11-II	PSM12-II	PSM13-II	PSM14-II	PSM15-II	
CÓDIGO DE LABORATORIO	23110609	23110610	23110611	23110612	23110613	23110614	23110615	23110616	
ENSAYO UNIDADES	L.C								
DBO ₅ mg/L	2.0	390.88	341.17	340.59	379.99	211.73	330.17	344.56	300.22
DQO mg/L	2.0	790.98	685.44	671.93	770.55	418.49	660.52	688.64	592.47
TDS mg/L	10.0	7100	7800	7600	7100	6800	7400	7100	7400

L.C: Límite de cuantificación

PRODUCTO DECLARADO	Lixiviado tratado					
MATRIZ	Lixiviado tratado					
FECHA DE MUESTREO	06/11/2023	06/11/2023	06/11/2023	06/11/2023	06/11/2023	
CONDICIONES DE LA MUESTRA	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	
CÓDIGO DE CLIENTE	PSM16-II	PSM17-II	PSM18-II	PSM19-II	PSM20-II	
CÓDIGO DE LABORATORIO	23110617	23110618	23110619	23110620	23110621	
ENSAYO UNIDADES	L.C					
DBO ₅ mg/L	2.0	275.48	285.42	284.51	282.77	246.02
DQO mg/L	2.0	565.56	584.65	571.84	568.99	500.17
TDS mg/L	10.0	7000	7200	7200	7300	7100

L.C: Límite de cuantificación

Huancayo, 14 de Noviembre de 2023


Wilner M. Espinoza Chanca
 SUPER VISOR DE LABORATORIO

El informe de ensayo solo es valido para las muestras referidas en el presente informe.
 Prohibida la reproducción total o parcial de este informe, sin la autorización escrita del LABORATORIO DE ANALISIS AMBIENTALES GRUPO JHACC.
 Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce.

LAA-GJ



LABORATORIO DE ANALISIS AMBIENTALES

INFORME DE ENSAYO N° 1-0153/23

Pág. 1/1

CLIENTE : Padilla Tocas Ana María / Rojas Pareja Soledad Pilar
 Alania Arzapalo Mabel Ysely

REFERENCIA : PROYECTO "Análisis de la influencia de la resina aniónica M-600 en la adsorción del lixiviado generado por el vertedero del CEPASC, Concepción-2023"

PRODUCTO : Lixiviado de residuos sólidos

MATRIZ : Lixiviado de residuos sólidos

CANTIDAD DE MUESTRAS : 20

PROCEDENCIA DE LAS MUESTRAS : Vertedero de Concepción

FECHA DE MUESTREO : 03/11/23

FECHA DE RECEPCIÓN : 03/11/23

MUESTREO POR : El cliente

FECHA DE EJECUCIÓN DE ENSAYO : 03/11/23

FECHA DE TÉRMINO DE ENSAYO : 08/11/23

N° DE COTIZACIÓN DE SERVICIO : GJ/COT-2023-193



METODOLOGIAS DE ENSAYO

ENSAYO	NORMA DE REFERENCIA	L.D.	L.C.	UNIDADES
Demanda Bioquímica de Oxígeno	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 5210 B, 23rd Ed.2017. Biochemical Oxygen Demand (BOD) ₅ - Day BOD Test.	1.0	2.0	mg/L
Demanda Química de Oxígeno	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 5220 C, 23rd Ed.2017. Chemical Oxygen Demand (COD). Closed Reflux, Titrimetric Method.	1.0	2.0	mg/L
Sólidos Totales Disueltos	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 2540 C, 23rd Ed.2017. Solids, Total Dissolved Solids Dried at 180°C	5.4	10	mg/L

L.C. Límite de cuantificación
 L.D. Límite de detección

RESULTADOS DE ANALISIS

PRODUCTO DECLARADO	Lixiviado tratado									
MATRIZ	Lixiviado tratado									
FECHA DE MUESTREO	03/11/2023	03/11/2023	03/11/2023	03/11/2023	03/11/2023	03/11/2023	03/11/2023	03/11/2023	03/11/2023	
CONDICIONES DE LA MUESTRA	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	
CÓDIGO DE CLIENTE	PSM01-I	PSM02-I	PSM03-I	PSM04-I	PSM05-I	PSM06-I	PSM07-I	PSM08-I	PSM09-I	
CÓDIGO DE LABORATORIO	23110301	23110302	23110303	23110304	23110305	23110306	23110307	23110308	23110309	
ENSAYO UNIDADES	L.C.									
DBO ₅	mg/L	2.0	462.38	489.52	521.84	481.43	431.11	415.78	402.81	395.73
DQO	mg/L	2.0	909.22	984.80	1025.42	972.32	863.75	836.03	805.42	796.14
TDS	mg/L	10.0	7300	7200	7400	7500	7200	7200	7100	7000

L.C. Límite de

PRODUCTO DECLARADO	Lixiviado tratado									
MATRIZ	Lixiviado tratado									
FECHA DE MUESTREO	03/11/2023	03/11/2023	03/11/2023	03/11/2023	03/11/2023	03/11/2023	03/11/2023	03/11/2023	03/11/2023	
CONDICIONES DE LA MUESTRA	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	
CÓDIGO DE CLIENTE	PSM09-I	PSM10-I	PSM11-I	PSM12-I	PSM13-I	PSM14-I	PSM15-I	PSM16-I	PSM17-I	
CÓDIGO DE LABORATORIO	23110309	23110310	23110311	23110312	23110313	23110314	23110315	23110316	23110317	
ENSAYO UNIDADES	L.C.									
DBO ₅	mg/L	2.0	346.45	345.16	388.42	215.57	336.47	348.95	304.73	289.42
DQO	mg/L	2.0	690.92	688.71	773.42	425.68	669.16	692.83	600.24	572.64
TDS	mg/L	10.0	7800	7500	7200	6700	7400	7000	7200	6900

L.C. Límite de cuantificación

PRODUCTO DECLARADO	Lixiviado tratado					
MATRIZ	Lixiviado tratado					
FECHA DE MUESTREO	03/11/2023	03/11/2023	03/11/2023	03/11/2023		
CONDICIONES DE LA MUESTRA	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada	Refrigerada		
CÓDIGO DE CLIENTE	PSM17-I	PSM18-I	PSM19-I	PSM20-I		
CÓDIGO DE LABORATORIO	23110317	23110318	23110319	23110320		
ENSAYO UNIDADES	L.C.					
DBO ₅	mg/L	2.0	290.36	267.49	288.46	249.26
DQO	mg/L	2.0	589.13	578.52	572.74	506.05
TDS	mg/L	10.0	7300	7100	7200	7000

L.C. Límite de cuantificación

Huancayo, 10 de Noviembre de 2023



Wilmer M. Espinoza Chanca
 SUPERVISOR DE LABORATORIO

El informe de ensayo solo es válido para las muestras referidas en el presente informe.
 Prohíbida la reproducción total o parcial de este informe, sin la autorización escrita del LABORATORIO DE ANALISIS AMBIENTALES GRUPO JHACC S.A.C.
 Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce.

LAAG-J

Jr. Santa Rosa N° 1361 - El Tambo, Huancayo - Perú Celular: 971 718825 - 954 416149 - 956 988682
 Correo: proyectos@grupojhacc.com / administracion@grupojhacc.com
 www.grupojhacc.com

"EL USO INDEBIDO DE ESTE INFORME DE ENSAYO CONSTITUYE DELITO SANCIONADO CONFORME A LA LEY, POR LA AUTORIDAD COMPETENTE"