UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

TESIS

"EVALUACIÓN DE LA ADSORCIÓN COMPETITIVA DE CIPROFLOXACINA Y TETRACICLINA EN EL SUELO DEL VALLE AGRÍCOLA DEL RÍO OSMORE, MOQUEGUA"

PRESENTADO POR:

YESSICA KAREN TICONA MIRANDA

ASESOR:

FRANZ ZIRENA VILCA

PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

INGENIERO AMBIENTAL

ILO – PERÚ

2025

UNAM
UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

Folio **Nº 074**

ACTA DE SUSTENTACIÓN

I. Modalidad:

Tesis : [X]
Trabajo de Suficiencia Profesional : [ ]
Otro: ..... : [ ]

II. Documento de aprobación para la sustentación:

Resolución de consejo de Facultad Nº 285-2025-CF-FDIN-UNAM

Fecha: 10/DIC./2025

III. El jurado ha dictaminado la (el) Tesis, TITULADO:

"Evaluación de la adsorción competitiva de ciprofloxacina y tetraciclina en el suelo del valle agrícola del río Osmore Moquegua"

Bachiller: Yessica Karen Ticona Miranda

Asesor Principal: Dr. Franz Zirena Vilca

Co-Asesor: .....

IV. Se dictamina:

Como: APROBADO por: UNANIMIDAD la sustentación de manera:

Presencial [X] Virtual [ ]

Con nota: doce (12) por lo que; Sí [X] No [ ]

Opta el Título Profesional de INGENIERO AMBIENTAL.

Siendo las 13:26 horas, del 19 de diciembre del año 2025 se procede con la firma en conformidad de lo dictaminado por el Jurado.

Edgar Virgilio Bedoya Justo
Presidente

Dr. José Antonio Valeriano Zapana
Primer Miembro

Mg. Paulino Ríos Zapana
Segundo Miembro

Yessica Karen Ticona Miranda
Bachiller

DEDICATORIA

A Dios, por permitirme concluir una carrera profesional.

A mis padres, Arturo Ticona M. & Hilaria Miranda C. por su amor incondicional, su apoyo constante, su ejemplo de esfuerzo y responsabilidad. Gracias por creer en mí y por enseñarme a perseguir mis sueños con determinación y perseverancia. A mis hermanos Arturo, Yovani, Yudit, Cristian y a mi pequeño Declan S., por su compañía, cariño, y por ser una fuente inagotable de inspiración. Su apoyo, comprensión y alegría han sido esenciales en cada etapa de mi vida.

A Joe Q. por el apoyo emocional incondicional, comprensión y constante motivación, que me brindaron fortaleza en momentos desafiantes.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional de Moquegua y a la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, por los conocimientos impartidos durante mi formación académica y por las valiosas experiencias vividas en mi casa de estudio

Al Dr. Franz Zirena Vilca, por su invaluable asesoría, orientación y acompañamiento peramente durante todo el proceso de desarrollo de esta tesis, su experiencia y compromiso fueron fundamentales para la culminación de este trabajo. Al Dr. Salomon Ramos Rivera, por la asesoría en modelamiento matemático. A la Dra. Ingrid Maldonado Jiménez, por su respaldo y orientación en el tratamiento y análisis de datos. A Blgo. Max Panca Jevera por su apoyo en el tratamiento estadístico, la mejora en la comprensión de los datos y el uso del lenguaje de programación.

Al Laboratorio de Contaminantes Orgánicos y Ambiente del IINDEP de la Universidad Nacional de Moquegua, por haberme brindado las instalaciones y los recursos necesarios para llevar a cabo esta investigación.

Al proyecto titulado “Presencia de residuos de antibióticos en el río Osmore, en agua potable de las ciudades de Ilo y Moquegua y su relación con la salud en la población” aprobado con RESOLUCIÓN DE COMISIÓN ORGANIZADORA N° 0310- 2020-UNAM, que permitió la adquisición de equipos para el laboratorio utilizados en esta investigación.

RESUMEN

La presencia de antibióticos y su interacción en suelos agrícolas constituye un riesgo emergente debido a su persistencia ambiental y a los posibles efectos sobre la calidad del agua y los ecosistemas. En este estudio, se evaluó la adsorción competitiva de ciprofloxacina (CIP) y tetraciclina (TC) en suelos agrícolas del valle del río Osmore, departamento de Moquegua, Perú. Para comprender los mecanismos que regulan su retención y movilidad, se realizaron ensayos de adsorción aplicando concentraciones de cada antibiótico entre 0 y 5 mg L^{-1}, en sistemas simples y binarios. La cuantificación se llevó a cabo mediante HPLC-DAD y los datos se ajustaron a los modelos de Freundlich y Langmuir para caracterizar la naturaleza del proceso de sorción. Los resultados revelan que CIP tiene una elevada capacidad de adsorción, superior al 90%, sin evidenciar procesos de desorción. TC mostró también una alta retención 87–92%, aunque con una ligera desorción <1%. En condiciones competitivas, la capacidad de retención del suelo no se redujo de manera significativa, aunque se observó un efecto moderado de TC sobre la adsorción de CIP. El modelo de Freundlich describió de manera más precisa la sorción de TC, mientras que CIP se ajustó a ambos modelos. Las propiedades fisicoquímicas del suelo, como el pH cercano a la neutralidad 7.34, la alta CIC 44.45 meq/100 g y la abundancia de cationes Ca^{2+} y Mg^{2+}, favorecieron la retención rápida y estable de ambos compuestos. Estos resultados evidencian que los suelos agrícolas actúan como sumideros efectivos, aunque la persistencia de los compuestos representa un riesgo de acumulación y posibles impactos ambientales a largo plazo.

Palabra clave: Contaminantes farmacéuticos, dinámica de suelos, interacciones químicas, Antibióticos en ambientes terrestres.

ABSTRACT

The presence of antibiotics and their interaction in agricultural soils represent an emerging risk due to their environmental persistence and potential effects on water quality and ecosystems. In this study, the competitive adsorption of ciprofloxacin (CIP) and tetracycline (TC) was evaluated in agricultural soils from the Osmore River valley, Moquegua, Peru. To understand the mechanisms governing their retention and mobility, adsorption experiments were conducted using antibiotic concentrations ranging from 1 to 5 mg L^{-1} in both single and binary systems. Quantification was performed using HPLC-DAD, and the data were fitted to Freundlich and Langmuir models to characterize the sorption process. The results showed that CIP exhibited a high adsorption capacity, exceeding 90%, with no evidence of desorption. TC also showed high retention (87–92%), although with slight desorption (<1%). Under competitive conditions, the soil's retention capacity did not decrease significantly, although a moderate effect of TC on CIP adsorption was observed. The Freundlich model more accurately described TC sorption, while CIP fitted both models. Soil physicochemical properties, such as a near-neutral pH (7.34), high cation exchange capacity (44.45 meq/100 g), and the abundance of Ca^{2+} and Mg^{2+} cations, favored the rapid and stable retention of both compounds. These findings demonstrate that agricultural soils act as effective sinks, although the persistence of these compounds poses a risk of accumulation and potential long-term environmental impacts.

Keywords: Pharmaceutical contaminants, Soil dynamics, Chemical interactions, Antibiotics in terrestrial environments.

ÍNDICE

I. Planteamiento del problema 12

1.1. Descripción y formulación del problema 12

1.2. Objetivos 14

1.2.1. Objetivo General 14

1.2.2. Objetivos Específicos 14

1.3. Justificación e importancia 15

1.3.1. Justificación 15

1.3.2. Importancia 15

1.4. Hipótesis 16

1.4.1. Hipótesis general 16

1.4.2. Hipótesis específicas 16

1.5. Variables 16

1.5.1. Variable independiente 16

1.5.2. Variables dependientes 16

II. Marco teórico 18

2.1. Antecedentes 18

2.2. Bases teóricas 21

2.2.1. Plantas de tratamiento de aguas residuales 21

2.2.1.1. Presencia de farmacéuticos en PTAR 21

2.2.1.2. Destino de antibióticos en los suelos agrícolas 22

2.2.2. Suelo 23

2.2.2.1. Textura de suelos 23

2.2.2.2. Adsorción en suelos 24

2.2.2.3. Capacidad de intercambio catiónico en suelos 24

2.2.2.4. Influencia del pH en la adsorción de antibióticos 25

2.2.2.5. Coeficiente de partición octanol – agua 25

2.2.2.6. Cinética de adsorción 26

2.2.2.7. Adsorción competitiva de antibióticos en suelos 26

2.2.3. Antibióticos 27

2.2.3.1. Tetraciclina 28

2.2.3.2. Ciprofloxacina 29
2.3. Definición de términos 30
III. Metodología 31
3.1. Tipo y nivel de investigación 31
3.1.1. Tipo de investigación 31
3.1.2. Nivel de Investigación 31
3.2. Ámbito temporal y espacial 31
3.3. Población y muestra 34
3.4. Instrumentos 34
3.5. Procedimientos 35
3.5.1. Toma de muestra de suelo 35
3.5.1.1. Caracterización de suelo agrícola 35
3.5.2. Experimento de adsorción y desorción 37
3.5.2.1. Validación analítica del proceso de adsorción-desorción 40
3.5.3. Modelos de isoterma de adsorción y desorción 41
3.5.3.1. Proceso matemático para los modelos de adsorción 42
3.6. Análisis de datos 49
IV. Resultados y discusión 49
4.1. Estudio de adsorción y desorción 49
4.1.1. Adsorción y desorción de CIP y TC en suelos agrícolas 49
4.1.1.1. Cinética de adsorción de ciprofloxacina 49
4.1.1.2. Cinética de adsorción de Tetraciclina 54
4.1.1.1. Cinética de adsorción competitiva de Ciprofloxacina y Tetraciclina 57
V. Conclusiones 66
VI. Recomendaciones 66
VII. Referencias bibliográficas 67
VIII. Anexos 80

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Modelo fuente-vía-receptor relacionado con el uso de aguas residuales en riego agrícola 22
Figura 3 Mapa de toma de muestra de suelo agrícola 33
Figura 4 Punto de Equilibrio de Adsorción 48
Figura 5 Procedimiento experimental 39
Figura 6 Curva de calibración de Ciprofloxacina 40
Figura 7 Curva de calibración de Tetraciclina 40
Figura 8 Efecto de concentraciones de Ciprofloxacina (A) y Tetraciclina (B) sobre la adsorción de Ciprofloxacina 50
Figura 9 *Isoterma de adsorción de Ciprofloxacina en sistema simple* 52
Figura 10 Efecto de concentraciones de Tetraciclina (A) y Ciprofloxacina (B) sobre la adsorción de Tetraciclina 54
Figura 11 Isoterma de adsorción de Tetraciclina en sistema simple 55
Figura 12 Isoterma de adsorción de Ciprofloxacina en sistemas binarios 57
Figura 13 Isoterma de adsorción de Tetraciclina en sistemas binarios 58
Figura 14 Gráficos de correlación de (A) Ciprofloxacina y (B) Tetraciclina 63
Figura 15 Toma de Muestras de Suelo 80
Figura 16 Proceso de Tamizaje de Suelo Agrícola 81
Figura 17 Preparación de $CaCl_2$ 82
Figura 18 Preparación de materiales e instrumentos para el experimento 83
Figura 19 Montaje de Experimento de Adsorción 84
Figura 20 Fase de Agitación 85
Figura 21 Centrifugación de unidades experimentales 86
Figura 22 Micro centrifugación de unidades experimentales 87
Figura 23 Proceso de Análisis de Adsorción 88
Figura 24 Proceso de experimento de Desorción 89
Figura 25 Toma de datos experimentales del proceso de adsorción y desorción 90
Figura 26 Reporte de Análisis en Laboratorio 96

Figura 27 Valores de pH y Temperatura por Tratamientos de Interacción 98
Figura 28 Valores de TDS, Sales, Resist. y Cond. por por Tratamientos de Interacción 99
Figura 29 *Valores de Peso por Tratamientos de Interacción* 100
Figura 30 Cálculo de datos experimentales Ce y Qe para Ciprofloxacina 101
Figura 31 Cálculo de datos experimentales Ce y Qe para Tetraciclina . 104
Figura 32 Valores de Ce y Qe para CIP y TC a aplicarse a estudio cinético 107
Figura 33 Ajuste lineal del modelo de Freundlich para la adsorción de Ciprofloxacina 108
Figura 33 Ajuste no lineal del modelo de Freundlich para la adsorción de Ciprofloxacina 110
Figura 34 Ajuste lineal del modelo de Freundlich para la adsorción de Tetraciclina 112
Figura 36 Ajuste no lineal del modelo de Freundlich para la adsorción de Tetraciclina 114
Figura 37 Ajuste lineal del modelo de Langmuir para la adsorción de Ciprofloxacina 116
Figura 38 Ajuste no lineal del modelo de Langmuir para la adsorción de Ciprofloxacina 118
Figura 39 Ajuste lineal del modelo de Langmuir para la adsorción de Tetraciclina 120
Figura 40 Ajuste no lineal del modelo de Langmuir para la adsorción de Tetraciclina 122
Figura 41 Isotermas de adsorción ajustadas al modelo de Freundlich para Ciprofloxacina 124
Figura 42 Isotermas de adsorción ajustadas al modelo de Freundlich para Tetraciclina 125
Figura 43 Isotermas de adsorción ajustadas al modelo de Langmuir para Ciprofloxacina 126
Figura 44 Isotermas de adsorción ajustadas al modelo de Langmuir para Tetraciclina 127

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Operacionalización de variables 17
Tabla 2 Características de Tetraciclina 28
Tabla 3 Características de Ciprofloxacina..... 29
Tabla 4 Diseño Experimental..... 32
Tabla 5 Caracterización fisicoquímica de suelo agrícola del valle del Rio Osmore 36
Tabla 6 Datos experimentales para Modelo de Freundlich..... 43
Tabla 7 Datos linealizados para Freundlich 44
Tabla 8 Datos experimentales para modelo de Langmuir..... 46
Tabla 9 Datos linealizados para Langmuir..... 46
Tabla 10 Parámetros de isoterma de adsorción de Freundlich y Langmuir de Ciprofloxacina en sistema simple 53
Tabla 11 Parámetros de isoterma de adsorción de Freundlich y Langmuir de Tetraciclina en sistema simple 56
Tabla 12 Parámetros de isoterma de adsorción de Freundlich y Langmuir del antibiótico Ciprofloxacina en sistemas binarios 59
Tabla 13 Parámetros de isoterma de adsorción de Freundlich y Langmuir de Tetraciclina en sistemas binarios 60
Tabla 14 Prueba de Normalidad para Ciprofloxacina..... 91
Tabla 15 Prueba de homogeneidad de varianzas para Ciprofloxacina..... 91
Tabla 16 Prueba no paramétrica para Ciprofloxacina..... 92
Tabla 17 Prueba de Dunn con corrección de Bonferroni para factor CIP..... 92
Tabla 18 Prueba de Normalidad para Tetraciclina..... 93
Tabla 19 Prueba de homogeneidad de varianzas para Tetraciclina 93
Tabla 20 Prueba no paramétrica para Tetraciclina..... 94
Tabla 21 Prueba de Dunn con corrección de Bonferroni para factor Tetraciclina94

Introducción

Los suelos agrícolas pueden contaminarse con antibióticos a través de la aplicación de enmiendas orgánicas, siendo el estiércol animal una de las principales fuentes debido a la frecuente detección de estos compuestos en suelos tratados con residuos pecuarios (Xie et al., 2022). Así mismo, los lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) representan otra vía de ingreso, ya que suelen contener concentraciones considerables de antibióticos residuales que se incorporan al suelo cuando son utilizados como fertilizantes (Barreiro et al., 2022). Se han detectado tetraciclinas, incluidas la oxitetraciclina y la doxiciclina, en diversos suelos agrícolas, con concentraciones que oscilan entre 0,04 y 184,8 μg/kg (Yang et al., 2017). En el caso de la ciprofloxacina, se han observado niveles de contaminación del suelo de hasta 5,6 mg kg^{-1} (Nkoh et al., 2024). Esta presencia en niveles significativas, pueden presentar interacciones diferenciadas que se manifiestan como efectos sinérgicos, antagonistas o sin variaciones notables, dependiendo principalmente de las concentraciones a las que se encuentren expuestos (Li et al., 2025).

Por otro lado, los antibióticos en los suelos agrícolas muestran una alta persistencia ambiental, lo que representa una amenaza potencial para los ecosistemas (Bao et al., 2024). En este contexto, la química superficial del suelo, influida por la mineralogía de las arcillas, la materia orgánica y el pH, controla la sorción de fármacos; además, en presencia de distintos compuestos se produce adsorción competitiva, la cual altera la capacidad de retención frente a sistemas individuales debido a interacciones cooperativas y multilaminares en la superficie del suelo (Hong et al., 2023). Se requiere una comprensión más profunda de su comportamiento químico para poder anticipar su potencial de acumulación en las matrices edáficas, así como su transferencia hacia aguas superficiales y subterráneas, lo que representa un riesgo tanto para la salud ambiental como para la seguridad alimentaria (Sharifmand et al., 2024). En este sentido, el presente estudio evaluó la adsorción competitiva de ciprofloxacina y tetraciclina en suelos agrícolas del valle del río Osmore. Los resultados obtenidos permiten comprender mejor los riesgos ambientales asociados a la persistencia de estos antibióticos y contribuyen con información técnica relevante para la gestión de la calidad del suelo en esta región agrícola del sur del Perú.

I. Planteamiento del problema

1.1. Descripción y formulación del problema

Hallazgos en investigaciones científicas destacan que centros de alto riesgo como: hospitales, plantas de tratamiento de aguas residuales e industrias farmacéuticas, son fuentes significativas de emisiones de compuestos orgánicos, que en ausencia de medidas legislativas para límites de concentraciones de antibióticos en el ambiente, complican minimizar y restringir su vertido al entorno (Wang et al., 2023;Shahid et al., 2023), permitiendo la empleabilidad de lodos de depuradoras, el cual es un subproducto del tratamiento de aguas residuales, con el propósito de enriquecer y mejorar las propiedades físico-químicas y biológicas de suelos agrícolas a fin de lograr un mayor rendimiento en los cultivos (Mabrouk et al., 2023); No ajenos a la realidad, el uso de aguas tratadas como fuente confiable para el riego de cultivos (Bhattacharjee et al., 2024); ha generado la probable presencia de antibióticos en suelos irrigados de los valles de Moquegua e Ilo, cercanos de la PTAR (Ccamapaza Aguilar, 2022) incrementado concentraciones en diversos entornos acuáticos y terrestres, planteando actualmente una problemática local y global para la salud humana y animal, agravándose debido al uso generalizado de antibióticos, que no solo ingresan al suelo y a los cuerpos de agua a través de diversos canales, sino incluso se acumulan en estos durante un extenso período por su alta bioactividad, persistencia y biodisponibilidad en el ambiente (Wydro et al., 2023;Ren et al., 2023).

La capacidad y comportamiento de adsorción de un antibiótico, por ende, su destino en el suelo, están determinados por sus propiedades específicas siendo: los coeficientes de adsorción (Kd y Kf), elementos meteorológicos y la composición de la matriz del suelo (Franklin et al., 2022;Bustos-López et al., 2023); por otro lado, los minerales arcillosos, la cantidad de materia orgánica, textura, capacidad de intercambio catiónico, carga superficial, minerales de grupos particulares, pH y la existencia de componentes de hidróxido en los suelos desempeñan la función de la disponibilidad de sitios activos e influyen en los mecanismos de interacción; de manera tal, la diversidad química superficial, variando según el tipo de suelo, determinando en la retención y transformación de estos compuestos que en casos de combinación de distintas clases mejora la

adsorción mediante procesos cooperativos (Hong et al., 2023; Mejías et al., 2023). En mención a los sitios de adsorción H. Wang et al. (2023) identificaron un problema clave, destacando que algunos antibióticos tienen una capacidad de adsorción significativamente mayor, que desde la perspectiva de la teoría de la distribución de energía potencial, las moléculas de estos compuestos se adhieren primero a los sitios de alta energía cuando las concentraciones son bajas, a medida que la capacidad de adsorción aumenta, se unen a los sitios de baja energía denotando que un antibiótico tiene una ocupación superior de sitios de alta energía, estableciendo su predominio en la competencia entre estos compuestos; controlando su transformación y migración en el ambiente del suelo (Yuan et al., 2024).

Aunque presentan similitudes, los antibióticos muestran diferencias estructurales que resultan en preferencias especificas en los sitios de unión durante el proceso de adsorción competitiva. Un coeficiente de partición octanol-agua y solubilidad superiores indicarían una mayor hidrofobicidad. Por ello, un proceso de adsorción eficiente en suelos (Ma et al., 2021). Las mencionadas características y propiedades químicas de estos compuestos influyen en las interacciones y coexistencia con otros antibióticos incrementando la competencia entre ellos y riesgo de lixiviación. (Lv et al., 2023a). No obstante, algunos antibióticos tienden a mostrar una mayor adsorción en presencia específica de otros siendo más evidente a concentraciones elevadas. Esta interacción denominada sinérgica en un sistema binario favorece la adsorción mutua y se destaca en valores de pH elevados del medio de reacción. En tales niveles determinados fármacos se comportan como especies aniónicas debido a la deprotonación de sus grupos amino y carboxilo. En contraste, otros adoptarían una naturaleza zwitteriónica facilitando atracciones electrostáticas entre los grupos cargados positivamente (H. Wang et al., 2023; Cela-Dablanca et al., 2024).

Frente a esta problemática, Lv et al. (2023) examinaron las características de adsorción y desorción en el suelo, así como las interacciones cuando las propiedades químicas de los antibióticos coexistían, observando que estas no solo influían en la adsorción y desorción en el suelo, sino también en las interacciones con otros antibióticos, en razón a ello Cela-Dablanca et al. (2022) investigaron la adsorción competitiva de tetraciclina y sulfadiazina en sistemas binarios y sistemas

simples, los resultados revelaron similitudes en la adsorción de TC en ambos sistemas, mientras que la adsorción de SDZ fue más pronunciada en los sistemas binarios debido a un efecto sinérgico de TC que favoreció su adsorción. En diferentes contextos Wu et al. (2019) evidenciaron que la capacidad de intercambio catiónico desempeñó un papel crucial en el proceso de adsorción de tetraciclina (TC) y ciprofloxacina (CIP), indicando un proceso de carga limitada y una relación competitiva no sinérgica en el adsorbente debido a que las moléculas de TC y CIP exhibieron energías de adsorción similares a las de la superficie del adsorbente. Debido a ello, este estudio evaluó la adsorción competitiva de CIP y TC en el suelo del valle agrícola del río Osmore en Moquegua.

- **Interrogante General**

¿La presencia simultánea de los antibióticos CIP y TC en el suelo del valle agrícola del río Osmore en Moquegua incrementa su adsorción competitiva?

- **Interrogantes Específicas**

¿La presencia simultánea de los antibióticos CIP y TC en el suelo del valle agrícola del río Osmore en Moquegua incrementará su adsorción?

¿La presencia simultánea de los antibióticos CIP y TC en el suelo del valle agrícola del río Osmore en Moquegua disminuirá su desorción?

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo General

Evaluar si la adsorción competitiva de los antibióticos CIP y TC en el suelo del valle agrícola del río Osmore en Moquegua se incrementa cuando ambos antibióticos están presentes simultáneamente.

1.2.2. Objetivos Específicos

Demostrar si la adsorción de CIP y TC en el suelo del valle agrícola del río Osmore en Moquegua aumenta cuando ambos antibióticos estén presentes al mismo tiempo.

Evidenciar si la desorción en el suelo del valle agrícola del río Osmore en Moquegua se verá reducida por la presencia conjunta de los antibióticos CIP y TC.

1.3. Justificación e importancia

1.3.1. Justificación

Comprender cómo los antibióticos CIP y TC interactúan entre sí en el suelo del valle agrícola del río Osmore en Moquegua, implica abordar diversos aspectos clave. En primer lugar, es fundamental comprender cómo estas sustancias interactúan entre sí y con el ambiente, ya que su presencia simultánea puede tener efectos adversos tanto en la salud humana como en los ecosistemas circundantes.

Desde esta perspectiva, el análisis de la adsorción competitiva de CIP y TC en el suelo no solo busca entender su comportamiento individual, sino también cómo su coexistencia afecta la retención de estos fármacos en el suelo y su disponibilidad para la biota del suelo. Este enfoque permite identificar posibles riesgos para la salud humana y el ambiente, así como desarrollar estrategias para mitigar estos riesgos y promover prácticas agrícolas más sostenibles.

La propuesta de desarrollo de modelos predictivos que incorporen variables ambientales clave, como el pH y la composición mineralógica del suelo, es fundamental para anticipar y comprender de manera integral la complejidad de los escenarios ambientales resultantes de la presencia de CIP y TC. Estos modelos no solo permiten predecir la movilidad de los contaminantes a través del suelo, sino que también facilitan la identificación de áreas de riesgo y la formulación de políticas de gestión ambiental.

1.3.2. Importancia

Este estudio no solo contribuye a reducir las brechas de conocimiento sobre los mecanismos de adsorción de antibióticos como CIP y TC, sino que también representa un avance significativo en la comprensión de las interacciones fisicoquímicas entre los contaminantes y el suelo, esta información es esencial para evaluar su capacidad como sumidero natural de contaminantes y su papel en la atenuación o movilización en entornos agrícolas.

Asimismo, los resultados de este estudio proporcionan evidencia científica orientadas a la gestión sostenible del suelo y del agua, en consonancia con los principios del desarrollo sostenible. Al fortalecer la comprensión del comportamiento ambiental de estos antibióticos, el estudio contribuye directamente a la protección de la salud humana, la seguridad alimentaria y la preservación de los ecosistemas edáficos.

1.4. Hipótesis

1.4.1. Hipótesis general

La adsorción competitiva de los antibióticos CIP y TC en el suelo del valle agrícola del río Osmore en Moquegua aumenta cuando ambos antibióticos están presentes simultáneamente.

1.4.2. Hipótesis específicas

La adsorción de CIP y TC en el suelo del valle agrícola del río Osmore en Moquegua aumentará cuando ambos antibióticos estén presentes al mismo tiempo.

La desorción en el suelo del valle agrícola del río Osmore en Moquegua se verá reducida por la presencia conjunta de los antibióticos CIP y TC.

1.5. Variables

1.5.1. Variable independiente

Presencia Simultánea de CIP y TC en el suelo del valle agrícola del río Osmore en Moquegua

1.5.2. Variables dependientes

- Adsorción Competitiva de CIP
- Adsorción Competitiva de TC
- Desorción de CIP y TC

Tabla 1

Operacionalización de variables

Objetivo especifico	Variables	Unidad	Indicadores	Instrumento
Demostrar si la adsorción de CIP y TC en el suelo del valle agrícola del río Osmore en Moquegua aumenta cuando ambos antibióticos estén presentes al mismo tiempo.	Adsorción de CIP y TC en el suelo del valle agrícola del río Osmore en Moquegua	ug mL^{-1}	Adsorción de CIP Adsorción de TC. Comparación de adsorción en Presencia simultánea de CIP y TC en el suelo del valle agrícola del río Osmore en Moquegua	Experimento de adsorción, Cuantificación mediante HPLC-DAD
Evidenciar si la desorción en el suelo del valle agrícola del río Osmore en Moquegua se verá reducida por la presencia conjunta de los antibióticos CIP y TC.	Desorción de CIP y TC en el suelo del valle agrícola del río Osmore en Moquegua	ug mL^{-1}	Desorción de CIP Desorción de TC Comparación de desorción de CIP y TC en presencia simultánea en el suelo del valle agrícola del río Osmore en Moquegua	Experimento de desorción, Cuantificación mediante HPLC-DAD

II. Marco teórico

2.1. Antecedentes

Wu et al. (2019a) en China evaluaron cómo la liberación continua de antibióticos en los suelos representa una amenaza para la salud humana y animal, analizando particularmente la adsorción de TC y CIP en arcillas tipo montmorillonita (Mt). Para ello, emplearon ensayos de cinética e isotermas de adsorción, así como análisis FT-IR, XRD y simulación molecular**,** a fin de determinar los mecanismos de intercalación y el comportamiento ambiental de ambos antibióticos, tanto de forma individual como en mezcla. Los resultados mostraron que en los sistemas mixtos TC y CIP compiten por los mismos sitios activos**,** sin evidenciarse adsorción preferencial. Las simulaciones moleculares confirmaron la interacción entre los antibióticos en la intercapa de la montmorillonita y permitieron estimar las energías de adsorción. La competencia entre antibióticos modifica la capacidad total de retención del suelo, lo que influye en su movilidad y persistencia. Este estudio aborda los mismos compuestos CIP y TC**,** y mecanismos de adsorción competitiva en matrices minerales semejantes a las presentes en los suelos del valle del río Osmore.

Lv et al. (2023) en Zibo, Shandong, China estudiaron la adsorción y desorción de sulfadiazina (SDZ), TC y norfloxacina (NFX) en diferentes fracciones de agregados del suelo. Se encontró que TC tuvo la mayor adsorción y la desorción más baja, mientras que SDZ mostró lo opuesto. Se aplicaron ensayos de equilibrio de adsorción-desorción para analizar el comportamiento de los antibióticos en sistemas individuales, binarios y ternarios. Los macroagregados del suelo (250–2000 μm) demostraron la adsorción más alta y la desorción más baja para los tres antibióticos. La adsorción de cada antibiótico siguió un patrón de sistema único > sistema binario > sistema ternario, mientras que la desorción fue en orden inverso. Se observó que la competencia de adsorción entre los antibióticos dependía principalmente del área de superficie específica y las propiedades químicas de cada fracción del tamaño de agregado del suelo. Los macroagregados desempeñan un papel en la retención de antibióticos su influencia en textura y estructura del suelo, y que la presencia simultánea de varios incrementa el riesgo de lixiviación.

Cela Dablanca et al. (2024) en Galicia, un área geográfica en el noroeste de España examinaron la adsorción de amoxicilina (AMX) y CIP en suelos agrícolas, destacando su importancia ambiental y sus posibles efectos en los ecosistemas y la salud humana. Se realizaron pruebas con diferentes concentraciones de AMX y CIP en seis tipos de suelos y tres bioadsorbentes. Se observó que CIP tuvo una mayor adsorción que AMX, especialmente a concentraciones más altas. En el sistema binario, la adsorción de AMX fue más alta a concentraciones elevadas, indicando un efecto sinérgico. Los bioadsorbentes, como la corteza de pino y la ceniza de roble, mostraron una mayor capacidad de adsorción que los suelos. Algunos suelos demostraron una mayor adsorción y retención de ambos antibióticos simultáneamente, sugiriendo una adsorción cooperativa. El modelo de adsorción de Freundlich fue efectivo para describir estos sistemas competitivos. Aportando evidencia de adsorción competitiva y cooperativa.

Cela Dablanca et al. (2022) en Sarria, provincia de Lugo, país de España estudiaron la adsorción/desorción competitiva de TC y SDZ en suelos agrícolas. Mediante la adsorción competitiva en sistemas binarios y simples. En los sistemas binarios, la mayor concentración de antibiótico fue mayor para TC (≈100%) que para SDZ (10–90%). En estos sistemas, la desorción de TC fue inferior al 5% para todos los suelos y, <10% para SDZ. Al comparar la adsorción competitiva, SDZ se vio afectada por TC, siendo los porcentajes de adsorción de SDZ mayores con diferencias superiores al 65% en sistemas binarios. Por el contrario, los resultados de adsorción de TC en sistemas simples y binarios, no se vio afectado por la presencia de SDZ, obteniendo porcentajes de adsorción similares en ambos sistemas. Los valores de K_d y K_F en los modelos Lineal y Freundlich, fueron mayores en sistemas simples en TC, debiéndose a la competencia con SDZ, mientras que para SDZ K_d y K_F fueron mayores en sistemas binarios, con efecto sinérgico de TC favoreciendo la adsorción de SDZ. En cuanto a la desorción, alcanzó el 100% para SDZ, bajando al 10% en presencia de TC y para TC fue <4%, no afectada por SDZ. La relevancia de este trabajo es el de evidencia experimental sobre la competencia y sinergia en la adsorción de antibióticos en suelos agrícolas

Merma Chacca et al. (2022) indicaron que durante la pandemia de COVID-19, se ha observado un aumento en el consumo de diversos fármacos. Estos medicamentos, una vez utilizados, se eliminan en la orina y las heces, llegando a

las aguas residuales sin tratamiento previo. Se han detectado en la PTAR Omo de la región de Moquegua, concentraciones en aguas superficiales y suelos, con valores registrados entre 7 ng/L y < 0.08 µg/L para azitromicina e ivermectina, respectivamente, así como 0.73 ng/L de dexametasona en agua superficial y un promedio de 50–60 ng/L para favipiravir. El objetivo del trabajo es analizar la presencia, tratamiento y ecotoxicidad de los medicamentos utilizados durante la pandemia, especialmente en ecosistemas acuáticos y terrestres. Los resultados muestran efectos negativos en la fauna, flora y potencialmente en los humanos por la persistencia y movilidad en suelos y aguas dentro del área de estudio.

Ccamapaza Aguilar. (2022) en su investigación realizada en el Distrito de Moquegua, Provincia de Mariscal Nieto, región de Moquegua, identificó áreas afectadas por residuos de antibióticos en el suelo debido al uso de aguas residuales en zonas de cultivo de palta y vid. Para este fin, empleó teledetección y análisis de índices espectrales de Sentinel-2 para estimar la concentración de sedimentación de antibióticos en suelos irrigados, para elaborar un mapa de zonas contaminadas. Utilizó el método de clasificación de Random Forest y técnicas de model builder en ArcGIS para la elaboración de mapas. La interpretación estadística se realizó en Google Earth Engine y RStudio, empleando el método de correlación de Pearson para analizar datos no paramétricos. Los resultados mostraron que la concentración de TC en la banda 9 presentó la correlación positiva más alta 0.6, seguida por sulfadimetoxina 0.4 y Sarafloxacina 0.35. En conclusión, se evidenció la existencia de concentraciones de antibióticos según el mapa obtenido.

Colque Ayma et al. (2023) estudiaron, diseñaron y validaron un método de análisis mediante UHPL-DAD para la detección y cuantificación de residuos del fármaco de Ivermectina (IVM) en aguas residuales. La implementación de este método buscó lograr una técnica sólida y eficiente, con un tiempo de retención para el residuo en cuestión de 3.1 minutos. Los parámetros considerados en la validación del método analítico incluyeron selectividad, linealidad, límite de detección, límite de cuantificación y porcentaje de recuperación. El método demostró ser selectivo, con un coeficiente de correlación $R^2 \geq 0,99$, un límite de detección (LD) de 0,003 µg L^{-1}, un límite de cuantificación (LQ) de 0,01 µg L^{-1} y un porcentaje de recuperación del 90% (con fortificación de 0,1 µg L^{-1}).

2.2. Bases teóricas

2.2.1. Plantas de tratamiento de aguas residuales

Las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) son instalaciones complejas que purifican las aguas residuales antes de devolverlas al ambiente. Operan bajo cambios frecuentes y significativos en el flujo de agua entrante (afluente), llamados perturbaciones. Se necesitan estrategias de control hábiles para equilibrar los costos operativos y la calidad del agua tratada. El objetivo es ajustar los procesos de tratamiento para garantizar la eficiencia y cumplir con los estándares de calidad del agua (Revollar et al., 2017).

2.2.1.1. Presencia de farmacéuticos en PTAR

Las concentraciones de antibióticos en las corrientes de entrada y salida de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) experimentan variaciones significativas, y estas variaciones están condicionadas por los patrones de consumo y los métodos específicos de tratamiento de aguas residuales empleados (Michael et al., 2013).

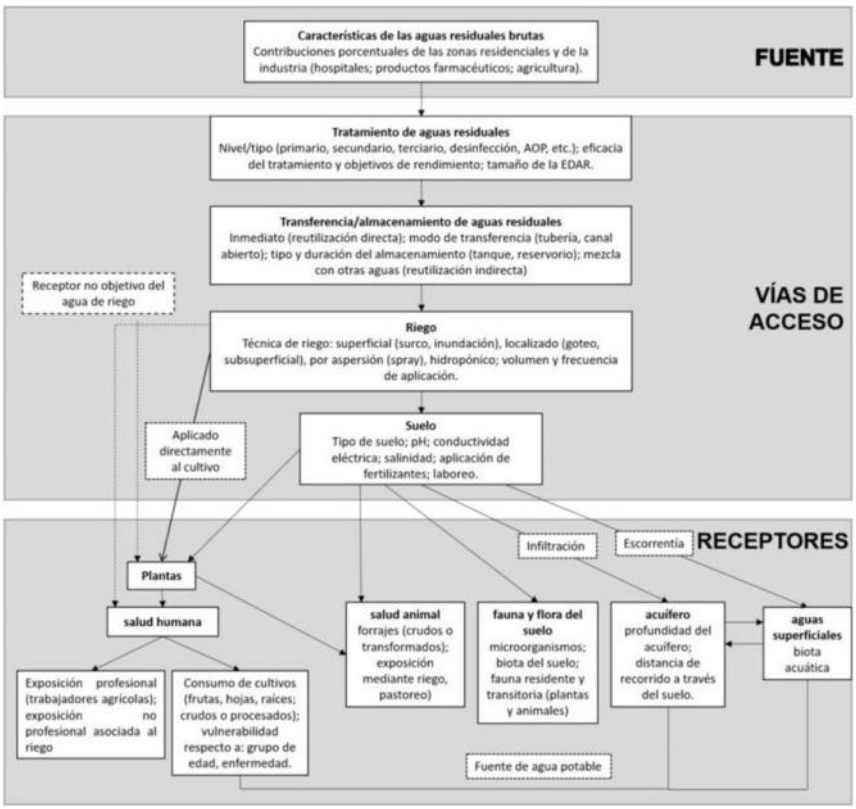
Antibióticos como la TC y CIP son zwitteriones multivalentes con una alta polaridad y un notable movimiento dipolar. A pesar de su naturaleza polar, ambos compuestos exhiben una considerable capacidad de sorción en partículas en suspensión y en lodos. Su absorción ocurre predominantemente mediante procesos independientes de la hidrofobicidad, como puentes catiónicos y atracción electrostática (Polesel et al., 2015). El pH y la fuerza iónica juegan un papel crucial en los equilibrios de sorción de la ciprofloxacina, que pueden variar en diferentes condiciones durante el tratamiento biológico de aguas residuales. Según estudios, porcentajes significativos de medicamentos sorbidos pueden quedar atrapados en la matriz del lodo, experimentando desorción retardada o nula (histéresis de sorción), y, por ende, no alcanzando el equilibrio con la fase acuosa. La eliminación de antibióticos depende en gran medida de su sorción en los lodos de la planta de tratamiento y de su degradación o transformación durante el proceso. Es así que los antibióticos y sus metabolitos han surgido como una nueva categoría de contaminantes ambientales en las últimas décadas, siendo etiquetados como contaminantes emergentes (Michael et al. 2013;Tripathy et al. 2023).

2.2.1.2. Destino de antibióticos en los suelos agrícolas

Se han identificado las variables con capacidad para influir en los procesos de transporte, transformación y destino ambiental de los compuestos farmacéuticos presentes en las aguas residuales tratadas utilizadas para el riego agrícola. Estas variables se integran en un modelo conceptual fuente–vía–receptor el cual permite describir los mecanismos de transferencia, adsorción, lixiviación y acumulación de los antibióticos en la matriz edáfica, considerando la influencia de factores fisicoquímicos y biogeoquímicos del suelo. El modelo constituye una herramienta para el diseño de escenarios de riesgo ambiental**,** delimitando las rutas de exposición que culminan en el compartimento del suelo, donde se desarrollan los principales procesos de retención, transformación y liberación secundaria de estos compuestos (Revitt et al., 2021).

Figura 1

Modelo fuente-vía-receptor relacionado con el uso de aguas residuales en riego agrícola



Nota. Fuente: (Revitt et al., 2021)

2.2.2. Suelo

Se refiere a la estructura formada por un conjunto de partículas de diferentes tamaños sobre la corteza terrestre que sirve como soporte a la plantas y límite inferior que coincide con minerales no consolidados (Zheng et al., 2018); constituyendo entidades complejas que integran componentes tanto inorgánicos como orgánicos, siendo su formación influenciada por diversos factores bióticos (relacionados con organismos vivos) y abióticos (relacionados con condiciones físicas y climáticas) (Gayan et al., 2023)

Un estudio reciente Zhang et al (2019) proporcionaron evidencia científica de que los agregados del suelo desempeñan un papel fundamental en la regulación de la actividad microbiana en el suelo. Se ha demostrado que estos agregados modulan el impacto de las comunidades microbianas, como bacterias y hongos del suelo, en los procesos de respiración del suelo. La respiración del suelo es un indicador clave de la actividad biológica y la liberación de dióxido de carbono al ambiente.

2.2.2.1. Textura de suelos

Referido a la distribución cuantificada de los tamaños de partículas y las proporciones relativas de distintos rangos de tamaños en un suelo específico. En el ámbito de la caracterización del suelo, se recurre a diversas clasificaciones para articular estas proporciones. El análisis del tamaño de partículas es una herramienta empleada para discernir los porcentajes relativos de los distintos tamaños de grano presentes en el suelo. En el caso de partículas más gruesas, se realiza un análisis de tamiz, donde una muestra de suelo atraviesa sucesivamente tamices de menor tamaño hasta alcanzar un diámetro de partícula de 0,05 mm. La proporción de arcilla en suelos pesados es elevada, mientras que los suelos ligeros exhiben una alta proporción de arena. Las partículas de mayor tamaño que la arcilla y el limo se componen de material rocoso parental sin modificar. En contraposición, las partículas de arcilla son minerales que han experimentado transformaciones químicas y estructurales, siendo substancialmente distintas del material parental. La arcilla se compone principalmente de un complejo microscópico de placas adheridas, generalmente con una lámina de alúmina intercalada entre dos láminas

de sílice. Por otro lado, las partículas de limo resultan de la erosión parcial de material rocoso y presentan propiedades intermedias entre la arena y la arcilla (Yolcubal et al. 2004;Jackson 2008).

2.2.2.2. Adsorción en suelos

La adsorción es un proceso subyacente crucial que regula diversos comportamientos de las sustancias químicas en el suelo, es fundamental para comprender su dinámica. A excepción de casos particulares, las moléculas o iones orgánicos presentes en el suelo pasan la mayor parte de su tiempo en estado absorbido, en contraste con los estados gaseoso o disuelto. La movilidad de una porción de suelo a otra solo es factible si se rompen los enlaces de absorción en la primera etapa y se forman nuevamente en la segunda. Los organismos que habitan en el suelo, incluso los unicelulares, aparentemente no pueden acceder a las moléculas en estado absorbido. Por lo tanto, la movilidad de los contaminantes y la disponibilidad de las sustancias químicas en el suelo dependen no solo de la posición del equilibrio de adsorción, sino también de las tasas de adsorción y desorción. La adsorción es un proceso altamente complejo ya que involucra diversos tipos de químicos, fuerzas fundamentales múltiples que actúan en conjunto, varios materiales absorbentes cuyas contribuciones no son necesariamente acumulativas y condiciones cambiantes constantemente en la fase acuosa del suelo (Xing & Pignatello, 2004).

Resultados experimentales y cálculos químicos cuánticos de Z. Zhang et al. (2011) indicaron que la adsorción de TC en suelos y sedimentos estaba controlada por la interacción de intercambio catiónico, la formación de complejos metálicos y la interacción coulómbica.

2.2.2.3. Capacidad de intercambio catiónico en suelos

La Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) es una métrica que evalúa la habilidad de un suelo para retener cationes mediante atracción electrostática, cantidad, materia orgánica, dependiendo del tipo, minerales arcillosos, cantidad, materia orgánica. Estos cationes, con carga positiva, son retenidos por sitios cargados negativamente en partículas de arcilla y humus denominadas coloides, que consisten en placas finas y planas. A pesar de su tamaño, estos coloides tienen una

superficie relativamente extensa, lo que les permite retener cantidades significativas de cationes. La fuerza de la carga negativa del coloide determina su capacidad para retener y facilitar el intercambio de cationes (Wijayawardena et al. 2016;Ulhassan et al. 2022).

2.2.2.4. Influencia del pH en la adsorción de antibióticos

La influencia del pH en las interacciones entre antibióticos y suelos tiene un impacto notable en la especiación química de los antibióticos y en la carga de los componentes del suelo, según lo indicado por (Figueroa-Diva et al., 2010). En suelos con valores de pH más altos la desprotonación de grupos como -OH y -CONH en las moléculas de antibióticos favorece la existencia de sus formas aniónicas o zwitteriónicas promoviendo la adsorción mediante puentes catiónicos con las cargas negativas de los coloides del suelo, especialmente cuando hay un aumento en el pH que favorece las cargas negativas. Dado que los antibióticos tienen varios grupos funcionales ionizables, como hidroxilo, cetona y amino, sometidos a reacciones de protonación-desprotonación, se generan diversas especies iónicas dependiendo del pH de la solución, mostrando carga positiva, neutra o negativa (Sun et al., 2010).En ambientes ácidos con valores bajos de pH, las superficies del suelo tienden a cargarse positivamente debido a la presencia de protones. En estas circunstancias, las moléculas de algunos antibióticos que tienen principalmente cargas negativas en solución acuosa, experimentan una mayor interacción con el suelo gracias a la atracción electrostática entre cargas opuestas resultando en una adsorción más efectiva de los antibióticos en suelos ácidos (Conde-Cid et al., 2019).

2.2.2.5. Coeficiente de partición octanol – agua

El coeficiente de octanol-agua (Ko/a) es un parámetro fundamental que proporciona información sobre la afinidad de una sustancia por disolverse en medios acuosos o no acuosos. Este coeficiente, conocido como índice de distribución, es una medida termodinámica que evalúa la tendencia de una sustancia a pasar de una fase acuosa a una no acuosa. Es particularmente útil en la caracterización del balance hidrofílico-lipofílico de la sustancia, siendo crucial para comprender su comportamiento en el ambiente. La importancia ambiental de este

parámetro se evidencia en su contribución a la determinación del destino final de las sustancias químicas en sistemas ambientales, en el ámbito biológico, la absorción celular de fármacos implica una disolución en lípidos. La velocidad de este proceso está intrínsecamente relacionada con el concepto de liposolubilidad, la cual se cuantifica mediante el coeficiente de distribución lípido/agua. Cuanto mayor es la liposolubilidad, mayor es la velocidad de penetración del fármaco en las células, lo que se traduce en una acción más rápida y eficiente. Este concepto es crucial en la farmacología para comprender la biodisponibilidad y la eficacia de los fármacos en sistemas biológicos (Dpto. Ciencias Ambientales - Área de Química Física, n.d.).

2.2.2.6. Cinética de adsorción

La cinética de adsorción, un campo especializado en la ciencia de los procesos de superficie, se adentra en la descripción cuantitativa de la velocidad con la cual las moléculas se adhieren a la superficie de un adsorbente a lo largo del tiempo.(Aslam et al., 2022); este enfoque ofrece una perspectiva valiosa sobre los posibles mecanismos de adsorción y destaca la potencial limitación en la velocidad durante este proceso. Factores determinantes como el tiempo de contacto, la concentración del soluto y la naturaleza de la superficie del adsorbente, desempeña un papel crucial en la cinética de adsorción. Este estudio no solo profundiza en los mecanismos subyacentes de la adsorción, sino que también identifica posibles restricciones en la velocidad del proceso. La influencia de factores clave, que incluyen la difusión, la sorción y las reacciones químicas, se analiza para comprender cómo se comportan las moléculas adsorbentes en el transcurso de un periodo específico. La expresión matemática de estos fenómenos se logra mediante ecuaciones teóricas, conocidas como modelos de adsorción, proporcionando así una herramienta precisa para describir y prever la dinámica de la adsorción en distintos contextos (Mashhadimoslem et al., 2024).

2.2.2.7. Adsorción competitiva de antibióticos en suelos

La adsorción competitiva de antibióticos se refiere al fenómeno en el cual múltiples compuestos antibióticos compiten por sitios de adsorción en una superficie determinada, como la de partículas de suelo, sedimentos o materiales

adsorbentes en sistemas acuáticos. En entornos naturales, estos sitios de adsorción suelen estar limitados, y diferentes antibióticos presentes en el medio pueden competir por la misma superficie adsorbente, puede depender de diversos factores, como la concentración relativa de los antibióticos, sus propiedades físico-químicas y la naturaleza de la matriz ambiental.

La adsorción competitiva de antibióticos es un aspecto relevante en la comprensión de la movilidad y el destino ambiental de estos compuestos. Además, puede tener implicaciones en la disponibilidad de los antibióticos en entornos acuáticos y terrestres, así como en la potencial entrada de estos compuestos en cadenas alimentarias y cuerpos de agua. Este fenómeno es un área de investigación importante para abordar la complejidad de la interacción de antibióticos en el ambiente y sus posibles efectos en la resistencia antimicrobiana y la salud ambiental (Wu et al., 2019b).

2.2.3. Antibióticos

Los antibióticos son sustancias medicinales que se emplean para tratar infecciones bacterianas en seres humanos, animales y plantas, así como para estimular el crecimiento con el propósito de mejorar el rendimiento. La proliferación de estos compuestos, provenientes de diversas fuentes como la industria farmacéutica, hospitales, prácticas agrícolas intensivas, sistemas de tratamiento de aguas residuales y la cría de animales, plantea una seria amenaza para la diversidad microbiana, así como para la flora y fauna del suelo. En el suelo, se pueden identificar distintos tipos de antibióticos, como aminoglucósidos, β-lactámicos, macrólidos, fluoroquinolonas, sulfonamidas y tetraciclinas. La manera en que estos antibióticos se incorporan al suelo impacta en su disponibilidad para los microorganismos presentes, su absorción por parte de las plantas e invertebrados, y su potencial efecto negativo en el ambiente (Nkoh et al., 2024).

Los antibióticos de las tetraciclinas comúnmente utilizados en la medicina veterinaria, constituyen una parte considerable de las dosis administradas a animales, con aproximadamente un 90% de estas dosis siendo excretadas en su forma original debido a su limitada absorción en el sistema gastrointestinal de los animales (Conde-Cid et al., 2019).

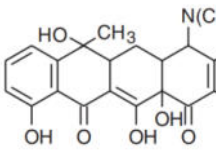
2.2.3.1. Tetraciclina

Las tetraciclinas constituyen una categoría de antibióticos de amplio alcance, originados a partir de cepas de *Streptomyces* o generados mediante procesos semisintéticos. (Rankin & Valentovic, 2014). La tetraciclina, con una fórmula molecular de C_{22} H_{24} N_2O_8, presenta una estructura molecular compleja compuesta por cuatro anillos de seis miembros dispuestos linealmente en un núcleo de hidronaftaceno. Esta disposición confiere a la molécula una elevada complejidad estereoquímica y una densidad considerable de grupos funcionales polares. La molécula de tetraciclina exhibe dos regiones distintas: una hidrofóbica y otra polar,

para su actividad biológica y su capacidad de interactuar con las moléculas objetivo. En la región polar, se identifican un grupo dimetilamino y restos hidroxilo, mientras que la región hidrofóbica está conformada por cadenas alquílicas. Esta dualidad en la naturaleza química de la tetraciclina contribuye a su versatilidad en interacciones moleculares; el sistema de anillos fusionados en la tetraciclina es esencial para su actividad antibacteriana de amplio espectro. Este sistema le confiere a la molécula la capacidad de interactuar eficientemente con la superficie de la membrana plasmática celular durante el proceso de adsorción, lo que, a su vez, contribuye a su efectividad como agente antibiótico (Fan et al., 2024).

Tabla 2

Características de Tetraciclina

Grupo	Antibiótico	ID	Peso Molecular (g/mol)	og Kow	pKa	FFormula química	Estructura Molecular
Tetraciclina	Tetraciclina	C	444.4	1.3	4.27, 7.32, 9.11	$_{22}H_{24}$ N_2O_9	

Nota. Fuente: (Leston et al., 2016; Dai et al., 2022)

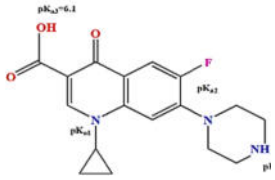
2.2.3.2. Ciprofloxacina

La ciprofloxacina, clasificada como una fluoroquinolona con propiedades antimicrobianas, demuestra su eficacia en el tratamiento de diversas infecciones, incluido el ántrax por inhalación; aunque las reacciones adversas severas son poco comunes, su ocurrencia, puede tener consecuencias potencialmente mortales, como la necrólisis epidérmica tóxica, agranulocitosis e hipersensibilidad. Es de considerar la posibilidad de sensibilidad cruzada con otras fluoroquinolonas (Dodd-Butera & Broderick, 2014). Además de su aplicación médica, la CIP se ha administrado a aves de corral y otros animales veterinarios para fomentar el aumento de su masa corporal y brindar protección contra diversas infecciones (Theyagarajan et al., 2024).

La CIP, caracterizada por ser un antibiótico de amplio espectro y de persistencia notable, ha mostrado una eficacia limitada en términos de degradación bacteriana, con informes de solo unas pocas cepas con esta capacidad (Nguyen et al., 2018). A pesar de ello, tiene afinidad por suelos y sedimentos plantea la posibilidad de una acumulación acuática persistente, especialmente tras un uso regular o eventos de contaminación industrial (Wilkinson et al., 2022).

Tabla 3

Características de Ciprofloxacina

Grupo	Antibiótico	ID	Peso Molecular (g/mol)	Log K_{ow}	pKa	Formula química	Estructura molecular
Fluoroquinolona	Ciprofloxacina	CFX	331.345	0.28	5.7 - 7.9	$C_{17}H_{18}FN_3O_3$	

Nota. Fuente: (Leston et al., 2016)

2.3. Definición de términos

Contaminantes de preocupación emergente. - Sustancias, como los antibióticos y sus metabolitos, que han surgido como foco de atención en términos de contaminación ambiental debido a su presencia y posibles efectos en la salud humana y ambiental.

Textura de suelo. - Distribución cuantificada de los tamaños de partículas y proporciones relativas de distintos rangos de tamaños en un suelo específico incluye arcilla, limo y arena.

Capacidad de intercambio catiónico (CIC). - Métrica que evalúa la habilidad de un suelo para retener cationes mediante atracción electrostática, dependiendo de la cantidad de materia orgánica y minerales arcillosos.

pH. - Medida numérica que indica la acidez o alcalinidad de una solución acuosa, en una escala del 0 al 14. Un pH menor a 7 es ácido, 7 es neutro, y mayor a 7 es alcalino. Se basa en la concentración de iones de hidrógeno, siendo menor en soluciones ácidas y mayor en soluciones alcalinas. Es una herramienta esencial en química y ciencias relacionadas para describir propiedades y procesos químicos.

Atracción Electrostática. - Fuerza que atrae partículas con cargas opuestas, como la atracción entre las cargas negativas de los coloides del suelo y las formas aniónicas o zwitteriónicas en condiciones de pH más altos.

Disociación de grupos funcionales. - Proceso de separación de grupos funcionales en moléculas, especialmente relevante en la influencia del pH.

Adsorción y desorción. - Procesos que involucran la adsorción (unión de moléculas o iones a la superficie de un material) y la desorción (liberación de moléculas o iones previamente adsorbidos) en el suelo.

Efecto sinérgico. - Interacción entre sustancias que produce un efecto combinado más fuerte o más efectivo que el efecto individual de cada sustancia, como se observa en la adsorción competitiva de antibióticos.

Cinética de adsorción. - Estudio de la velocidad con la cual las moléculas se adhieren a la superficie de un adsorbente a lo largo del tiempo, considerando factores como tiempo de contacto, concentración del soluto y naturaleza de la superficie del adsorbente.

III. Metodología

3.1. Tipo y nivel de investigación

3.1.1. Tipo de investigación

Experimental. - Dado que se busca evaluar si la adsorción competitiva de los antibióticos se incrementa cuando ambos están presentes simultáneamente, se realizará un experimento manipulando la presencia de ambos antibióticos y midiendo la adsorción resultante (Hernández Sampieri et al., 2014).

3.1.2. Nivel de Investigación

Explicativo. - La investigación busca entender por qué la adsorción competitiva de los antibióticos puede incrementarse cuando ambos están presentes simultáneamente. Al manipular la presencia de ambos antibióticos, se busca establecer una relación causal entre su presencia y el aumento de la adsorción competitiva (Hernández Sampieri et al., 2014).

3.2. Ámbito temporal y espacial

La etapa experimental se realizó en los ambientes del laboratorio del Grupo de Investigación de Contaminantes Orgánicos y Ambiente de la Universidad Nacional de Moquegua, la muestra de suelo fue recolectada del punto denominado PSO-01 de coordenadas UTM 19S 0265765E 8055969S. La selección del sitio de muestreo se realizó siguiendo criterios de representatividad agrícola y homogeneidad textural del suelo, de acuerdo con la metodología de muestreo propuesta por (MINAM, 2014).

Tabla 4

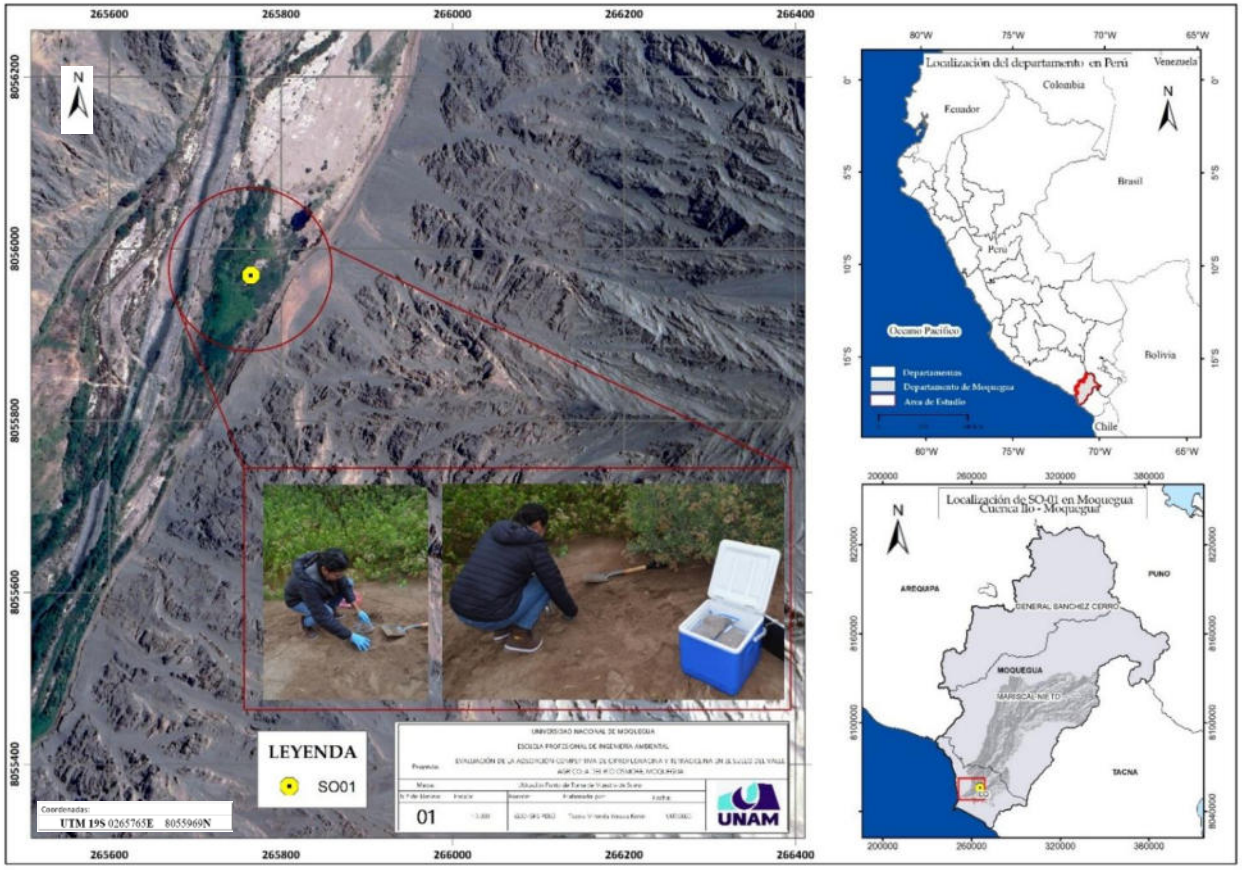
Diseño Experimental

TRATAMIENTO	CIP (mg/L)	TC (mg/L)	R1	R2	R3
T1	0	0	-	-	-
T2	0	1	-	-	-
T3	0	2	-	-	-
T4	0	3	-	-	-
T5	0	4	-	-	-
T6	0	5	-	-	-
T7	1	0	-	-	-
T8	1	1	-	-	-
T9	1	2	-	-	-
T10	1	3	-	-	-
T11	1	4	-	-	-
T12	1	5	-	-	-
T13	2	0	-	-	-
T14	2	1	-	-	-
T15	2	2	-	-	-
T16	2	3	-	-	-
T17	2	4	-	-	-
T18	2	5	-	-	-
T19	3	0	-	-	-
T20	3	1	-	-	-
T21	3	2	-	-	-
T22	3	3	-	-	-
T23	3	4	-	-	-
T24	3	5	-	-	-
T25	4	0	-	-	-
T26	4	1	-	-	-
T27	4	2	-	-	-
T28	4	3	-	-	-
T29	4	4	-	-	-
T30	5	5	-	-	-
T31	5	0	-	-	-
T32	5	1	-	-	-
T33	5	2	-	-	-
T34	5	3	-	-	-
T35	5	4	-	-	-
T36	5	5	-	-	-

Nota. Tabla de diseño factorial, 2 factores, 6 niveles y 3 repeticiones

Figura 2

Mapa de toma de muestra de suelo agrícola



3.3. Población y muestra

- **Población**:
  Suelo del valle agrícola del río Osmore en Moquegua
- **Muestra:**
  10 kg de suelo del valle agrícola del río Osmore en Moquegua, 10g de suelo agrícola tamizado por unidad experimental, con tres repeticiones por tratamiento, incluyendo blancos.

3.4. Instrumentos

Materiales

- Suelo del valle agrícola del río Osmore en Moquegua
- Bolsas ziplot
- Lampa
- Culer
- Pipetas y buretas
- Tubos de centrifuga de 50 mL
- Fiolas
- Materiales de escritorio

Equipos

- Cromatógrafo Líquido de Alta Resolución (UHPLC) equipado con detector de absorbancia diodo array (DAD).
- Estufa
- Mesa de agitación
- Centrifuga Eppendor Centrifuge Modelo 5910 Ri
- Microcentrífuga Eppendor Centrifuge Modelo 5425 R
- Balanza Analítica
- Agitador vortex

Reactivos

- Patrón de TC

- Patrón de CIP
- Cloruro de Calcio
- Acetonitrilo
- Agua grado masas

3.5. Procedimientos

3.5.1. Toma de muestra de suelo

La toma muestra de suelo empleada en el estudio de adsorción y desorción competitiva fue colectada en el distrito del algarrobal, Ilo, Moquegua en la coordenada UTM 19S 0265765E 8055969N **(Figura 2)**. El muestreo se efectuó siguiendo los lineamientos establecidos en la Guía para el Muestreo de Suelos (MINAM, 2014), garantizando la validez y homogeneidad de la muestra. La elección de sitio presentó la diversidad de suelo agrícola en el Valle del Rio Osmore, ya habiendo seleccionado el punto de muestreo representativo. Se emplearon herramientas como pala para la remoción de la superficie teniendo en cuenta la profundidad de muestreo de 0-30 cm abarcando la zona de interés; habiendo realizado el descarte de la capa superficial que cubre el suelo se procedió al recojo de las mismas en bolsas ziplot con cierre hermético debidamente rotulada, disponiéndolas luego en un cooler para su traslado al laboratorio de Contaminantes Orgánicos y Ambiente en la Universidad Nacional de Moquegua, en donde fue conservada a temperatura de 4 ± 2 °C a partir de su recolección , tamizada a 2mm hasta su empleabilidad y análisis. Así mismo, parte de la muestra fue enviada a el laboratorio de Investigación de Suelos y Aguas de la Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza - Amazonas para su respectivo análisis fisicoquímico.

3.5.1.1. Caracterización de suelo agrícola

Las características físico químicas del suelo **(Tabla 5)** para el experimento presentó condiciones favorables para la adsorción de compuestos orgánicos, particularmente por su pH ligeramente alcalino 7.43, que puede facilitar la interacción entre el suelo y ciertos contaminantes orgánicos. La buena capacidad de intercambio catiónico (CIC) de 44.45 meq/100g, junto con una alta saturación de bases 100% y la presencia de cationes como calcio 18.61 meq/100g y magnesio 8.94 meq/100g, indica que el suelo tiene numerosos sitios activos para la retención

de moléculas orgánicas, que podrían interactuar con los cationes disponibles. Aunque el contenido de materia orgánica es bajo 1,65%, la estructura franco arenosa, con su combinación de arena, limo y arcilla, proporciona una matriz porosa que favorece la movilidad y retención de compuestos en la fase sólida. Además, los altos niveles de fósforo 18.58 ppm y potasio 2047.12 ppm ayuda la capacidad del suelo para enriquecer el entorno de adsorción, aumentando las posibilidades de captura de estos fármacos en este tipo de suelo agrícola.

Tabla 5

Caracterización fisicoquímica de suelo agrícola del valle del Rio Osmore

Caracterización fisicoquímica de suelo				
Parámetros	**U.D.**	**Categorías**	**Resultados**	**Rangos**
pH	pH	-	7.43	Ligeramente Alcalino
Conductividad Eléctrica	dS/cm	-	0.10	Bajo
Nitrógeno	%	-	0.08	Bajo
Fosforo	ppm	-	18.58	Alto
Potasio	ppm	-	2047.12	Alto
Carbono	%	-	0.96	Bajo
Materia Orgánica	%	-	1.65	Bajo
Clase Textural	%	Arena	64.65	Franco Arenoso
		Limo	22.00	
		Arcilla	13.35	
CIC	meq/100g	-	44.45	Bueno
Cationes Cambiables	meq/100g	Ca^{+2}	18.61	Alto
	meq/100g	Mg^{+2}	8.94	Alto
	meq/100g	K^{+}	0.59	Alto
	meq/100g	Na^{+}	16.31	Alto
	meq/100g	$Al^{+3}H^{+}$	0.00	Bajo
Suma de Cationes	meq/100g	-	44.45	-
Suma de Bases	meq/100g	-	44.45	-
% Sat. de Bases	%	-	100	Alto

Nota. Fuente: Elaborado en base a Informe de Ensayo N°LAB24-AS-1770, Laboratorio de Investigación de Suelos y Agua de la Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza - Amazonas

3.5.2. Experimento de adsorción y desorción

El estudio de adsorción y desorción siguió las directrices de la OCDE "106, Adsorción – Desorción mediante un método de equilibrio por lotes" (OCDE, 2000). Para ello se preparó soluciones de Tetraciclina y CIP con Cloruro de Calcio $CaCl_2$ 0,01 mol L^{-1} en concentraciones de 1,2 ,3, 4, 5 mg L^{-1} para sistemas simples (evaluación de la adsorción individual de cada antibiótico) y sistemas binarios (evaluación de la adsorción competitiva de ambos antibióticos) (Conde-Cid et al., 2019), en tubos de centrifuga se pesaron 20 g de suelo y se agregaron 20 mL de la solución madre correspondientes obteniendo un total de 108 unidades experimentales, debidamente rotulados se pesaron y posteriormente llevados a agitar a 180 rpm por 30 min dentro de una caja que atenúe la luz para evitar algún efecto por fotodegración a 20 °C para realizar el estudio de punto de equilibrio de adsorción se tomó el tiempo de 120 minutos (Conde-Cid et al., 2020).

Cada unidad experimental con dos repeticiones se centrifugaron en el equipo de marca Eppendor Centrifuge Modelo 5910 Ri a 4000rpm durante 5 minutos teniendo en cuenta su distribución equilibrada, finalizado el tiempo se tomaron alícuotas de 2mL posteriormente hacia tubos de microcentrífuga cada uno de ellos fueron micro centrifugados en el equipo de marca Eppendor Centrifuge Modelo 5425 R para el descarte del material particulado en suspensión a 10000 rpm durante 5 minutos para nuevamente tomar alícuotas de 1mL hacia viales por unidad experimental para el análisis en HPLC-DAD.

La desorción de antibióticos se realizó a partir de las muestras de suelo ya expuestas a la adsorción mediante la adición de 20 mL de $CaCl_2$ 0.01 mol L^{-1} sin compuestos orgánicos, posterior al descarte de la solución madre ya antes contenida, enviadas de agitar por el mismo tiempo que al del proceso de adsorción, y tratadas a la misma centrifugación secuencial empleada para el experimento de adsorción simple y competitiva (Conde-Cid, Ferreira-Coelho, et al., 2020).

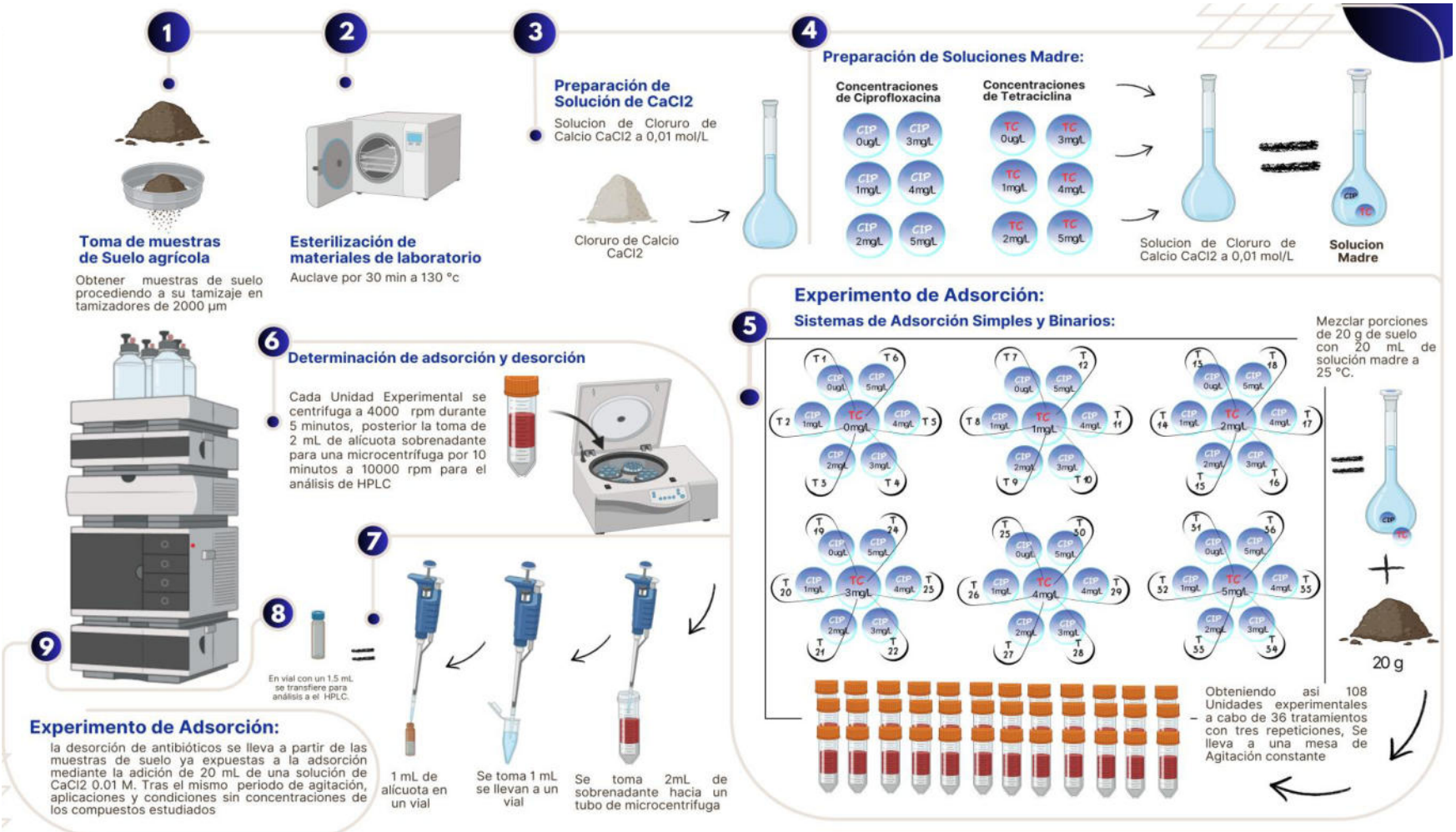
La concentración de antibiótico adsorbida en el suelo (Qe), expresada en mg Kg^{-1}, se calculó como la diferencia entre la cantidad inicial presente en el suelo antes del proceso de desorción y la concentración detectada en la solución de equilibrio Ce mg L^{-1}.

La inyección de las muestras se corrió asignando aleatoriamente el orden de los tratamientos (combinaciones de concentración de CIP y TC) y sus réplicas (n=3) para minimizar el sesgo experimental. Se incluyeron blancos (sin antibiótico) en cada serie analítica para controlar posibles contaminaciones provenientes de los materiales de laboratorio o del sistema cromatográfico. En el orden de inyección del HPLC-DAD, se inició la corrida con un blanco de fase móvil, seguido la curva de calibración posteriormente se alternaron las muestras reales y blancos intermedios cada diez inyecciones. Al finalizar, se repitió un estándar de control para verificar la estabilidad instrumental.

El sistema alcanza el equilibrio a los 120 min, con una remoción promedio de 94,8 %**,** por lo que este tiempo se estableció como punto de equilibrio. A partir de este momento, las variaciones fueron mínimas < 5 %, indicando la saturación de los sitios activos del suelo.

Figura 3

Procedimiento experimental



3.5.2.1. Validación analítica del proceso de adsorción-desorción

Se prepararon cinco soluciones de patrón madre de CIP a un 98% y TC a un 95% de pureza a concentraciones de 0.5, 1, 2, 5, 10 y 20 ug mL^{-1} a partir de soluciones con concentraciones diluidas a 1, 10 y 100 ug mL^{-1} para cada uno de los compuestos de estudio.

Figura 4

Curva de calibración de Ciprofloxacina

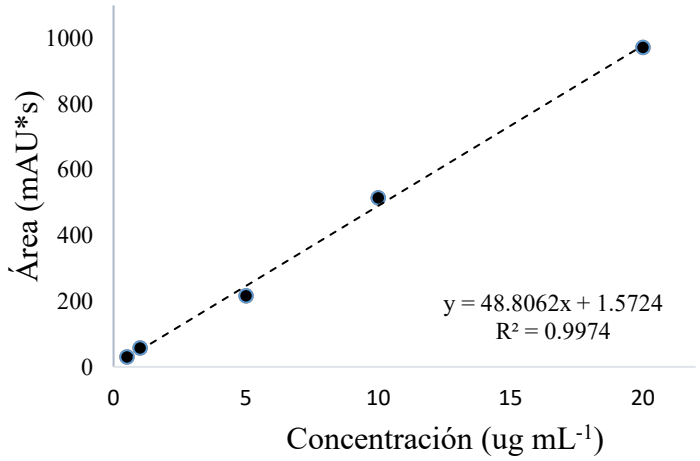
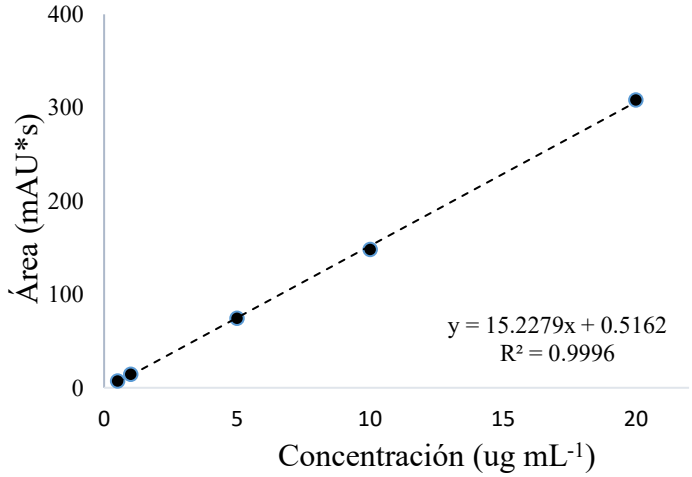


Figura 5

Curva de calibración de Tetraciclina



Se obtuvo las curvas analíticas para CIP **(Figura 4)** y TC **(Figura 5),** con tiempos de retención de 7.8 y 8.1 minutos respectivamente. En cuanto a la linealidad obtuvieron un coeficiente de determinación de R^2 0.9974 y 0.9996 evidenciando su linealidad, recuperación en matriz /0- 120% y confiabilidad en la cuantificación de ambos antibióticos.

El análisis se realizó mediante un sistema de cromatografía líquida de ultra alta resolución acoplado a un detector de arreglo de diodos (UHPLC-DAD). Las condiciones cromatográficas fueron de inyectar 2 µL de muestra en una columna Infinity Lab Poroshell EC-C8 (2,1 × 150 mm, 1,9 µm; Agilent, EE. UU.) mantenida a 35 °C. La fase móvil consistió en ácido fórmico al 0,1 % en agua (fase B) y ácido fórmico al 0,1 % en acetonitrilo (fase C). La elución se dio mediante gradiente, iniciando con 95 % de fase B (0 min), 80 % a los 5 minutos y retornando a 90 % a los 10 minutos. El flujo se mantuvo constante en 0,250 mL/min. La detección se realizó a una longitud de onda de 270 nm, correspondiente a la máxima absorbancia de ambos compuestos en el espectro UV-Visible. Los límites de detección (LOD) y cuantificación (LOQ) obtenidos fueron de 0,01 µg/L y 0,03 µg/L para CIP, y de 0,02 µg/L y 0,06 µg/L para TC, cumpliendo con precisión y sensibilidad en muestras acuosas y de suelo.

3.5.3. Modelos de isoterma de adsorción y desorción

Para el tratamiento de los datos de adsorción se aplicaron los modelos empíricos de: Freundlich (Ec. 1) y Langmuir (Ec. 2)

$$q_e = K_F * {C_e}^{1/n} \qquad \text{(Ec. 1)}$$

Donde:

q_e $(mg\ kg^{-1})$: Cantidad de antibiótico adsorbido en el suelo en el equilibrio.

C_e $(mg\ L^{-1})$: Concentración de antibiótico en la solución en el equilibrio

n $(adimensional)$: Índice de linealidad de Freundlich

K_F $(L^{\frac{1}{n}}\, mg^{1-\frac{1}{n}}\, kg^{-1})$: Coeficiente de afinidad de Freundlich

$$q_e = \frac{K_L * C_{eq} * q_{max}}{1 + K_L * C_{eq}} \quad \text{(Ec. 2)}$$

Donde:

q_e $(mg\ kg^{-1})$: Cantidad de antibiótico adsorbido en el suelo en el equilibrio.

C_{eq} $(mg\ L^{-1})$: Concentración de antibiótico en la solución de equilibrio

K_L $(mg\ \ kg^{-1})$: Coeficiente de Langmuir relacionada con la energía de adsorción

q_{max} $(mg\ kg^{-1})$: Capacidad máxima de adsorción de Langmuir del suelo

Según Arias et al. (2006), es posible ajustar el modelo de Freundlich para su aplicación en sistemas binarios competitivos. Para realizar una primera aproximación al respecto, se puede considerar la suma de las cantidades totales de ambos antibióticos compuestos en un sistema binario, como se expresa en la ecuación (Ec. 3):

$$Q_{e1} + Q_{e2} = K_f (C_{eq1} + C_{eq2})^{\frac{1}{n}} \quad \text{(Ec. 3)}$$

Donde Q_{ad} representa la cantidad adsorbida de un antibiótico específico, y C_{eq} es la concentración en equilibrio de dicho antibiótico. Los subíndices (1) y (2) indican los antibióticos (TC y CIP) presentes en los sistemas binarios. Los parámetros K_f y n corresponden a los parámetros de Freundlich en condiciones no competitivas (sistemas simples).

Para normalizar el K_f, se tuvo en cuenta los datos del suelo de CO al calcular el Kfoc, utilizando la (Ec. 4).

$$K_{foc} = K_f * 100/CO\ (\%) \quad \text{(Ec. 4)}$$

3.5.3.1. Proceso matemático para los modelos de adsorción

Los datos luego de ser transformados (**Anexos 6 y 7)** para obtener valores de Ce y Qe fueron tratados por los modelos Freundlich **(Ec. 1)** y Langmuir **(Ec. 2)**

Para la ecuación de Freundlich, y encontrar los valores de las variables desconocidas como K_F y 1/n que representan el comportamiento de nuestra curva en estudio **(Ec. 1)** (Wu et al., 2019c).

$$q_e = K_F * {C_e}^{1/n}$$

Aplicamos logaritmo natural a ambos miembros de la ecuación

$$\ln(q_e) = \ln({K_F * {C_e}^{1/n}})$$

Aplicamos propiedad del producto de logaritmo

$$\ln(q_e) = \ln(K_F) + \ln({C_e}^{1/n})$$

Luego propiedad de la potencia del argumento de logaritmo

$$\ln(q_e) = \ln(K_F) + 1/n * \ln(C_e)$$

Realizar un cambio de variables para obtener una función lineal y poder aplicar el método de mínimos cuadrados

$$Y = B + A * X$$

Donde:

$$Y = \ln(q_e)$$

$$B = \ln(K_F)$$

$$A = 1/n$$

$$X = \ln(C_e)$$

Obtenida la linealización del modelo matemático de Freundlich, realizamos las sumatorias de todos los datos en sus nuevas variables.

Tabla 6

Datos experimentales para Modelo de Freundlich

Ce (mg L^{-1})	qe (mg Kg^{-1})
0,1191063	0,91553874
0,27001505	1,80618315
0,40295226	2,70619421
0,61032554	3,5739063
0,83622855	4,39893834

Nota. Datos transformados para TC para ser aplicados al modelo de Freundlich

Tabla 7

Datos linealizados para Freundlich

X=ln (Ce)	Y=ln(qe)	*X*X*	*X*Y*
-2,127738941	-0,0882426	4,527273001	0,187757216
-1,309277596	0,591215863	1,714207822	-0,774065684
-0,908937196	0,995543298	0,826166825	-0,904886333
-0,493762792	1,2736592	0,243801695	-0,628885522
-0,178853322	1,481363226	0,031988511	-0,264946734
-5,018569846	4,253538987	7,343437854	-2,385027057

Nota. Datos linealizados para TC para ser aplicados al modelo de Freundlich

Sistema de ecuaciones normales de Gauss:

$$\begin{cases} A\sum_{i=1}^{N=5} {X_i}^2 + B\sum_{i=1}^{N=5} X_i = X_i Y_i \\ A\sum_{i=1}^{N=5} X_i + NB = Y_i \end{cases}$$

Reemplazo de las sumatorias:

$$\begin{cases} 7{,}343437854 * A - 5{,}018569846 * B = -2{,}385027057 \\ -5{,}018569846 * A + 5 * B = 4{,}253538987 \end{cases}$$

La solución del sistema es

A= 0,81705 = 1/n que representa la pendiente m de la ecuación linealizada, despejando se obtiene un valor de n= 1,2239.

Por otro lado, B= 1,6708 = ln(K_F) se aplicó una exponencial para despejar el valor de K_F:

$$K_F=e^B=e^{1,6708}=5,3164$$

De manera que, utilizando las variables encontradas, podemos reemplazar en la **(Ec. 1)** de Freundlich de la siguiente forma:

$$q_e = 5,3164 * {C_{eq}}^{0.81705} \quad \text{(Ec. 5)}$$

Que representa la isoterma de Freundlich.

Así mismo, empleamos el modelo de Langmuir **(Ec. 2)**, se aplicó el tratamiento anterior

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

Primero debemos invertir la ecuación:

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

Pasamos a multiplicar C_e y separamos el denominador en dos fracciones en la ecuación

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

Simplificando y acomodando se obtiene lo siguiente

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

Se realiza un cambio de variables para obtener una función lineal y poder aplicar el método de mínimos cuadrados

$$Y = A * X + B$$

Donde:

$$Y = \frac{C_e}{q_e}$$

$$A = \frac{1}{q_m} = m$$

$$B = \frac{1}{K_L * q_m}$$

$$X = C_e$$

Determinada la linealización del modelo matemático de Langmuir, realizamos las sumatorias de todos los datos de las nuevas variables

Tabla 8

Datos experimentales para modelo de Langmuir

Ce (mg L^{-1})	Qe (mg Kg^{-1})
0,1191063	0,91553874
0,27001505	1,80618315
0,40295226	2,70619421
0,61032554	3,5739063
0,83622855	4,39893834

Nota. Datos transformados para TC para ser aplicados al modelo de Langmuir.

Tabla 9

Datos linealizados para Langmuir

X=Ce	Y=Ce/qe	X*X	X*Y
0,119106296	0,130094218	0,01418631	0,01549504
0,270015046	0,149494831	0,072908125	0,040365854
0,402952256	0,148899977	0,162370521	0,059999582
0,61032554	0,170772675	0,372497265	0,104226925
0,836228547	0,19009781	0,699278183	0,158965216
2,238627685	0,789359512	1,321240403	0,379052617

Nota. Datos linealizados para TC a ser aplicados al modelo de Langmuir

Finalmente resolvemos el sistema de ecuaciones normales de Gauss:

$$\begin{cases} A\sum_{i=1}^{N=5} X_i{}^2 + B\sum_{i=1}^{N=5} X_i = X_i Y_i \\ A\sum_{i=1}^{N=5} X_i + NB = Y_i \end{cases}$$

Reemplazo de las sumatorias

$$\begin{cases} 1{,}321240403 * A + 2{,}238627685 * B = 0{,}379052617 \\ 2{,}238627685 * A + 5 * B = 0{,}789359512 \end{cases}$$

La solución del sistema es

$$A = 8{,}0377 \times 10^{-2} = \frac{1}{q_m}$$

$$q_m = \frac{1}{A} = \frac{1}{8{,}0377 \times 10^{-2}} = 12,441$$

Por lo tanto, el valor de Qm =$12,441$ que representa la capacidad máxima de adsorción de Langmuir del suelo.

Así mismo, para hallar el valor de B:

$$B = 0{,}12189 = \frac{1}{K_L * q_m}$$

Reemplazando el valor de Qm y B hallamos:

$$K_L = \frac{1}{B * 12,441} = \frac{1}{0{,}12189 * 12,441} = 0{,}65944$$

De manera que, utilizando las variables encontradas, podemos reemplazar en la **(Ec. 2)** de Langmuir y quedaría de la siguiente forma

$$q_e = \frac{0{,}65944 * C_e * 12{,}441}{1 + 0{,}65944 * C_e}$$

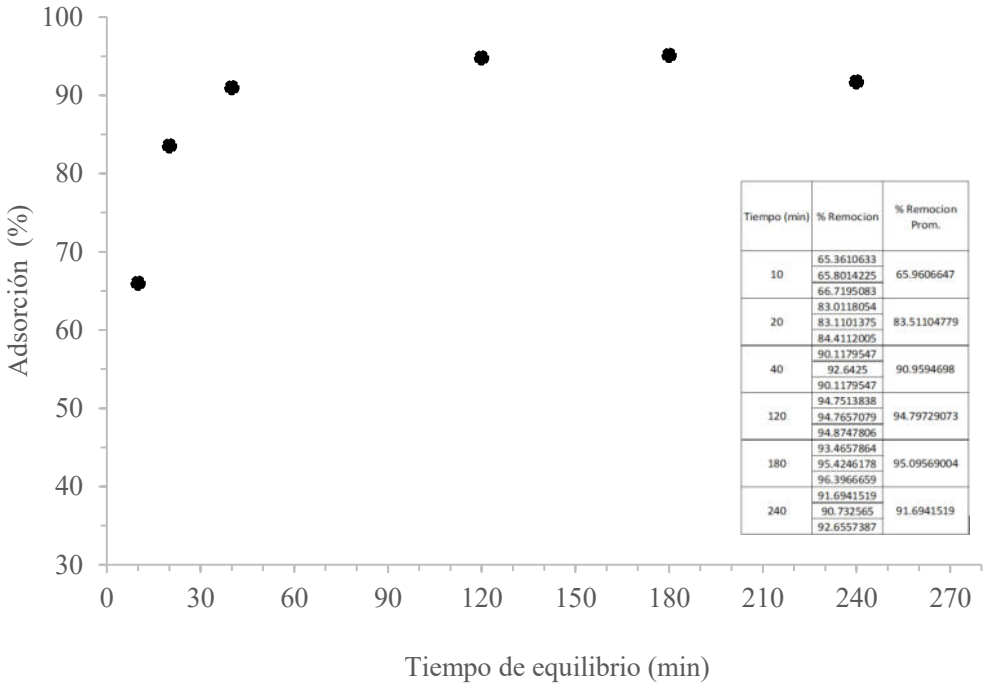
$$q_e = \frac{8{,}2041 * C_e}{1 + 0{,}69710 * C_e} \qquad \text{(Ec. 6)}$$

Que representa la isoterma de Langmuir.

Los datos y su tratamiento para todos los grupos de interacción tratados por ambos modelos se presentan en los **(Anexos 8, 9, 10 y 11)**.

Figura 6

Punto de Equilibrio de Adsorción



Tiempo (min)	% Remocion	% Remocion Prom.
10	65.3610633	65.9606647
	65.8014225	
	66.7195083	
20	83.0118054	83.51104779
	83.1101375	
	84.4112005	
40	90.1179547	90.9594698
	92.6425	
	90.1179547	
120	94.7513838	94.79729073
	94.7657079	
	94.8747806	
180	93.4657864	95.09569004
	95.4246178	
	96.3966659	
240	91.6941519	91.6941519
	90.732565	
	92.6557387	

La (**Figura 3)** muestra el comportamiento de adsorción de CIP y TC en concentraciones de 0–5 mg L^{-1}, donde se observa un rápido incremento durante los primeros 40 min, alcanzando más del 90 % de adsorción.

El sistema alcanza el equilibrio a los 120 min, con una adsorcion promedio de 94,8 %**,** por lo que este tiempo se estableció como punto de equilibrio. A partir de este momento, las variaciones fueron mínimas < 5 %, indicando la saturación de los sitios activos del suelo.

3.6. Análisis de datos

El análisis estadístico de los datos se llevó a cabo utilizando la prueba de Kolmogórov-Smirnov para evaluar la normalidad y la prueba de Levene para verificar la homogeneidad de varianzas. Al no cumplirse alguno de estos supuestos, se aplicaron pruebas estadísticas no paramétricas, específicamente la prueba de Kruskal-Wallis, seguida del test de comparaciones múltiples con corrección de Bonferroni. Todos los análisis se realizaron utilizando el software RStudio, versión 4.3.3, en un sistema operativo Windows.

IV. Resultados y discusión

En el marco del estudio sobre la capacidad de adsorción de antibióticos en los suelos del valle agrícola del río Osmore, ubicado en Moquegua, se evaluó el comportamiento de la CIP y TC, de forma individual como simultánea. Con el objetivo de analizar la influencia de la coexistencia de ambos compuestos en el proceso de adsorción, se aplicaron los modelos de isoterma de Freundlich y Langmuir para describir el mecanismo y la intensidad de dicha interacción en el suelo. A continuación, se presentan los resultados obtenidos, que permiten evidenciar un aumento en la adsorción de CIP y TC cuando ambos antibióticos están presentes al mismo tiempo en distintas concentraciones.

4.1. Estudio de adsorción y desorción

4.1.1. Adsorción y desorción de CIP y TC en suelos agrícolas

4.1.1.1. Cinética de adsorción de ciprofloxacina

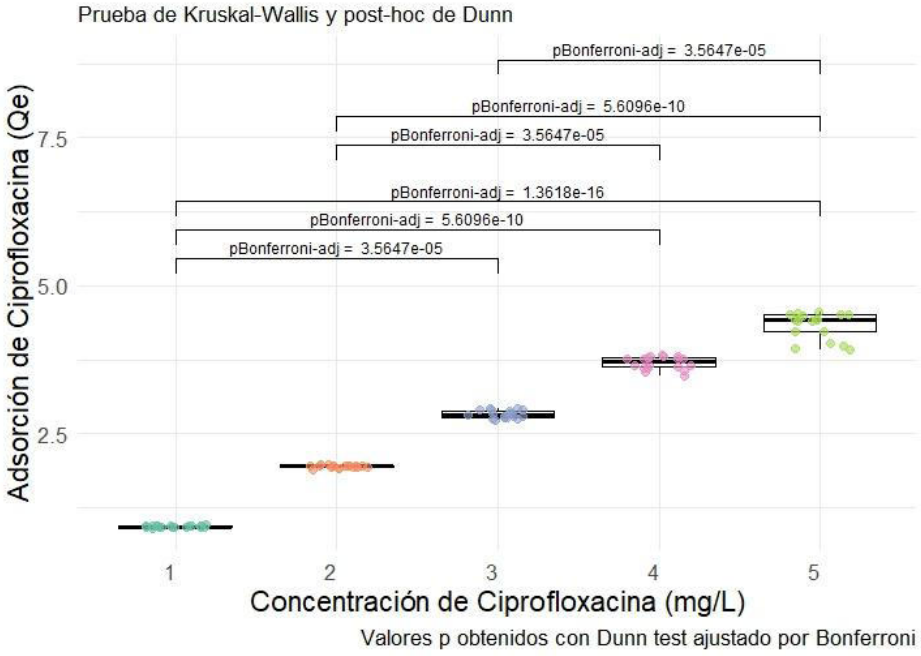
En los diagramas de caja **(Figura 5)** se visualiza la adsorción de CIP (Qe) en función de concentraciones crecientes de 1 a 5 mg L^{-1} en interacción con TC en concentraciones de 0 a 5 mg L^{-1}, debido a la ausencia de cumplimiento de supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas **(Anexo 2).** Se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis para determinar si existían diferencias significativas entre las medianas de adsorción en los distintos niveles de concentración los valores obtenidos fueron de CIP ($p = 2.2e-16$) y para TC ($p = 0.9834$). Ante la existencia

de diferencias significativas, se aplicó la prueba post-hoc de Dunn con corrección de Bonferroni para realizar comparaciones múltiples. Las cuales indicaron que las diferencias entre las concentraciones bajas y altas son altamente significativas, confirmando una relación dependiente de la concentración entre CIP y su adsorción. En contraste, concentraciones de TC no influyen en la adsorción de CIP.

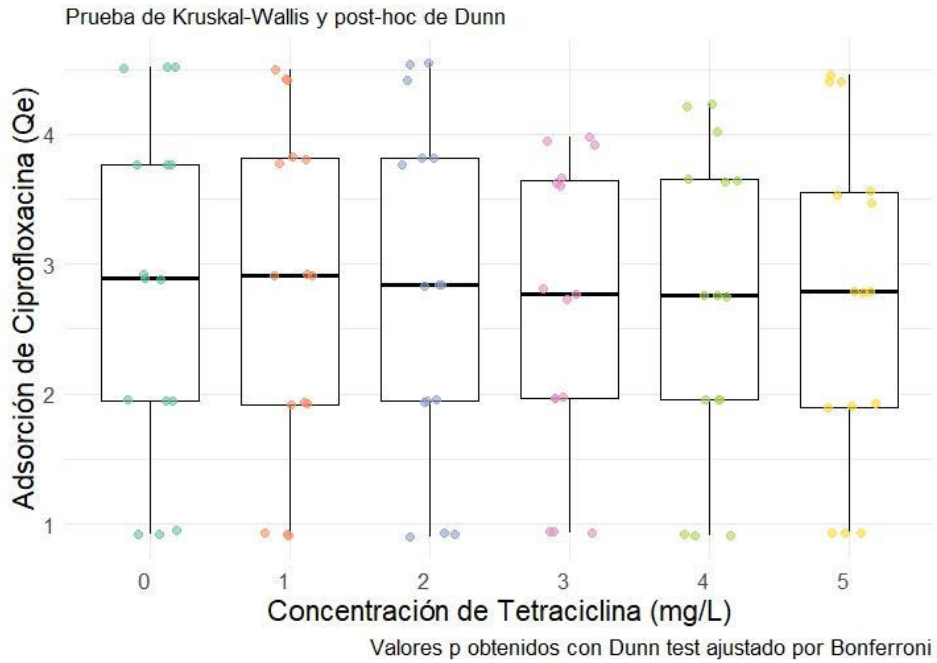
Figura 7

Efecto de concentraciones de Ciprofloxacina (A) y Tetraciclina (B) sobre la adsorción de Ciprofloxacina

A)



B)

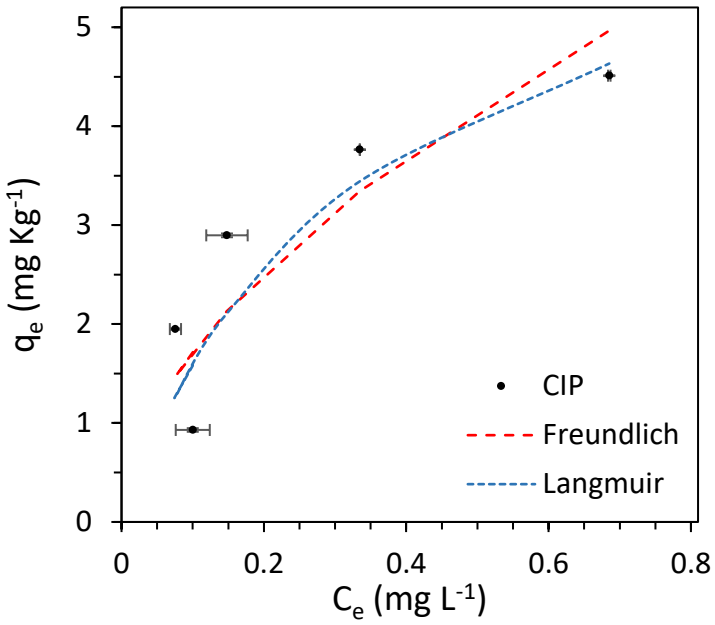


Nota. Adsorción de Ciprofloxacina (Qe) en función de concentraciones de CIP 1, 2, 3, 4 y 5 mg L^{-1} y concentraciones de TC 0, 1, 2, 3, 4 y 5 mg L^{-1}.

El isoterma **(Figura 8)** muestra la relación entre Qe y Ce datos experimentales de adsorción para CIP representados por puntos que se ajustaron a ambos modelos de Freundlich y Langmuir representados por líneas discontinuas roja y azul respectivamente.

Figura 8

Isoterma de adsorción de Ciprofloxacina en sistema simple



Nota. Isoterma de adsorción de Freundlich y Langmuir para CIP en concentraciones de 1, 2, 3, 4 y 5 mg L^{-1} para sistema simple. Las barras verticales y horizontales representan la desviación estándar de las medias (n=3) de Ce (concentración en equilibro en solución) y Qe (concentración en equilibrio en suelo).

Los modelos de isotermas de adsorción representan el comportamiento de los compuestos farmacéuticos de estudio, se observó una ligera concavidad a partir de 3 mg Kg^{-1} de CIP. A concentraciones bajas de CIP (Ce < 0.3 mg L^{-1}), ambos modelos describieron adecuadamente la adsorción; sin embargo, a concentraciones mayores, el modelo de Freundlich se ajustó mejor, indicando un proceso de adsorción heterogéneo y dependiente de sitios con distinta afinidad, típico en suelos agrícolas(Rodríguez-López et al., 2022).

De acuerdo con los valores de R^2 (**Tabla 10)** el modelo de Langmuir con un valor de 0.80 ligeramente mayor que 0.77 para Freundlich podrían indicar una combinación de mecanismos de adsorción. Así mismo, los valores de adsorción parten de manera creciente de 92,97% hasta 97,49% valor mayor para adsorción a una concentración aplicada de 2 mg L^{-1} y decrece para 5 mg L^{-1} en concentración de

CIP con 90,21% en adsorción. No obstante, los valores de desorción fueron de 0% para todos los valores de concentración aplicados.

Tabla 10

Parámetros de isoterma de adsorción de Freundlich y Langmuir de Ciprofloxacina en sistema simple

CIP	TC	Freundlich				Langmuir			Adsorción	Desorción
		Kf	1/n	Kfoc	R^2	KL	Qmax	R^2		
mg L^{-1}	mg L^{-1}	($mg^{(1-1/n)}$ $L^{1/n}$ kg^{-1})				($mg^{(1-1/n)}$ $L^{1/n}$ kg^{-1})			%	
1									92.97	0
2									97.49	0
3	0	6.12	0.55	637.46	0.77	2.96	6.92	0.80	96.55	0
4									94.08	0
5									90.21	0

Nota. Valores de constantes de adsorción (Kf, 1/n y Kfoc) para Freundlich y (KL y Qmax) para Langmuir de CIP, adsorción y desorción (%) y ajuste R^2 para cada modelo cinético.

Como se muestra en la **(Tabla 10)** los valores de Kf, Kfoc y 1/n para Freundlich además de KL y Qmax para Langmuir son las constantes y coeficientes de capacidad e intensidad de adsorción para cada modelo.

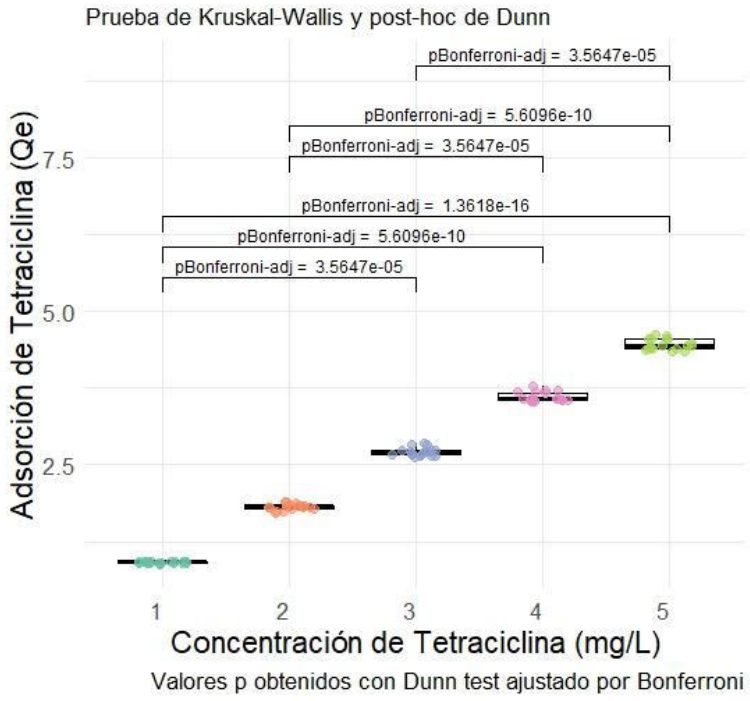
Kong et al. (2024) describen que el valor de n representa la fuerza del rendimiento de adsorción. Con n > 1, la reacción es más probable, mientras que con n < 0,5 es menos probable que ocurra, el valor de n para CIP en sistema simple fue de 1.81 reflejado en los valores de adsorción > 90%. El KL > 1 obtenido para el modelo de Langmuir determinan aquella afinidad fuerte del compuesto por el suelo y la capacidad máxima de adsorción (Qmax) el grado de saturación para este compuesto (Xu et al., 2025). Kong et al. (2024b) señalan que las fluoroquinolonas, como la CIP, tienden a acumularse en el suelo debido a su alta estabilidad química. Teniendo CIP una adsorción mayor en suelos agrícolas en concentraciones elevadas (Cela-Dablanca et al., 2024).

4.1.1.2. Cinética de adsorción de Tetraciclina

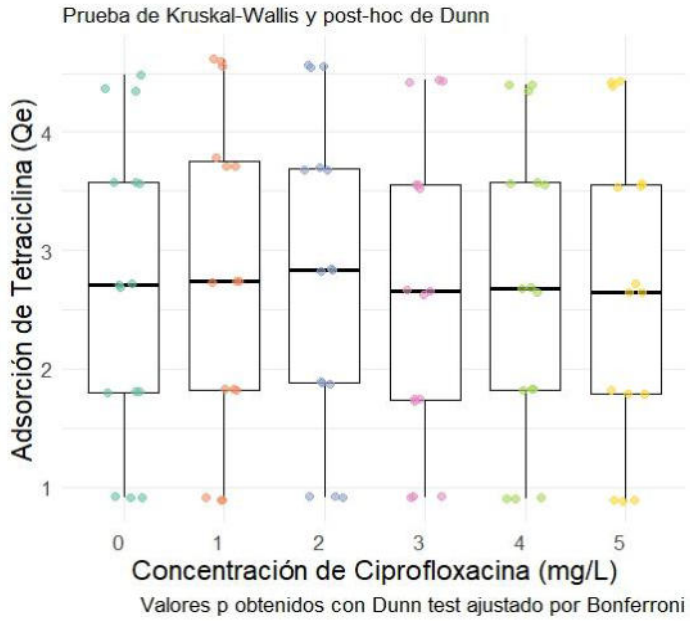
Figura 9

Efecto de concentraciones de Tetraciclina (A) y Ciprofloxacina (B) sobre la adsorción de Tetraciclina

A)



B)

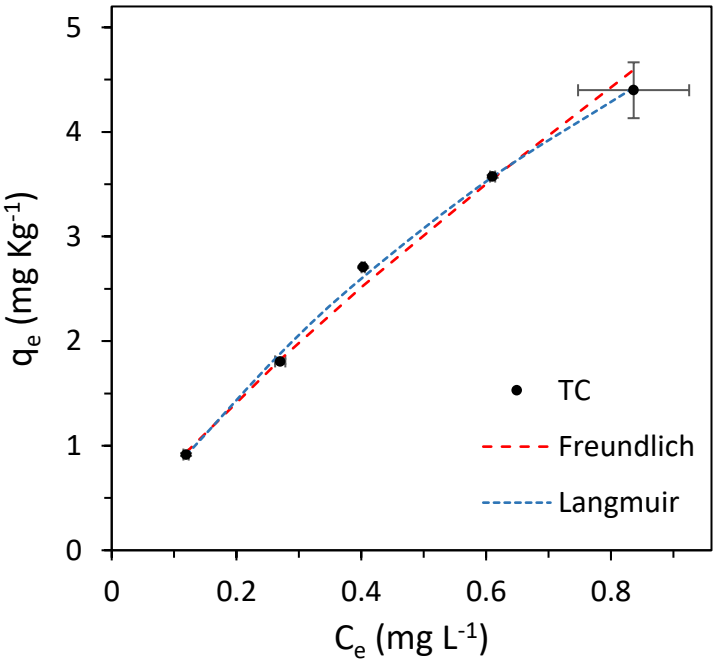


Nota. Adsorción de Tetraciclina (Qe) en función de concentraciones de TC 1, 2, 3, 4 y 5 mg L^{-1} y concentraciones de CIP 0, 1, 2, 3, 4 y 5 mg L^{-1}.

En la (**Figura 9)** se representan los diagramas de caja que muestran el comportamiento de la adsorción de TC (Qe) en función de concentraciones de TC en un rango de 1 a 5 mg L^{-1} y de 0 a 5 mg L^{-1} CIP. Debido a que los datos no cumplieron con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas **(Anexo 2),** se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Los resultados evidenciaron diferencias significativas para los tratamientos con TC (p = 1.22e-17), mientras que para CIP no se observaron diferencias relevantes (p = 0.898). A partir de ello, se procedió con una comparación post-hoc mediante la prueba de Dunn ajustada por Bonferroni. Para TC las diferencias entre concentraciones extremas fueron altamente significativas, lo cual indica que su adsorción es dependiente de la concentración aplicada.

Figura 10

Isoterma de adsorción de Tetraciclina en sistema simple



Nota. Isoterma de adsorción de Freundlich y Langmuir para Tetraciclina en concentraciones de 1, 2, 3, 4 y 5 mg L^{-1} para sistema simple. Las barras vertical y horizontal representan la desviación estándar de las medias (n=3) de Ce

(concentración en equilibro en la solución) y Qe (concentración en equilibrio en el suelo).

La relación entre Qe y Ce de datos experimentales de adsorción para TC está representada por el isoterma **(Figura 10),** el comportamiento de interacción entre ambos compuestos a lo largo del rango de concentración evaluado se ajustó a ambos modelos aplicados a este estudio con valores de R^2 0.99 señalando que la adsorción de TC ocurre eficientemente tanto en sitios homogéneos y heterogéneos. Así mismo, los porcentajes de adsorción **(Tabla 11)** el valor más bajo fue de 87,98% para la concentración aplicada de 5 mg L^{-1} y el más alto con 91.55% de adsorción a 1 mg $L^{-1.}$ Así mismo, se da a conocer los valores para aquellos coeficientes de los modelos de Freundlich y Langmuir.

Tabla 11

Parámetros de isoterma de adsorción de Freundlich y Langmuir de Tetraciclina en sistema simple

TC	CIP	Freundlich				Langmuir			Adsorción	Desorción
		Kf	1/n	Kfoc	R^2	K_L	Qmax	R^2		
mg L-1	mg L-1	(mg(1−1/n) L1/n kg-1)				(mg(1−1/n) L1/n kg-1)			%	
1									91.55	0.10
2									90.31	0.53
3	0	5.316	0.817	553.79	0.99	0.659	12.441	0.998	90.21	0.63
4									89.35	0.84
5									87.98	1.02

Nota. Valores de constantes de adsorción (Kf, 1/n y Kfoc) para Freundlich y (KL y Qmax) para Langmuir de CIP, adsorción y desorción (%) y ajuste R^2 para cada modelo cinético

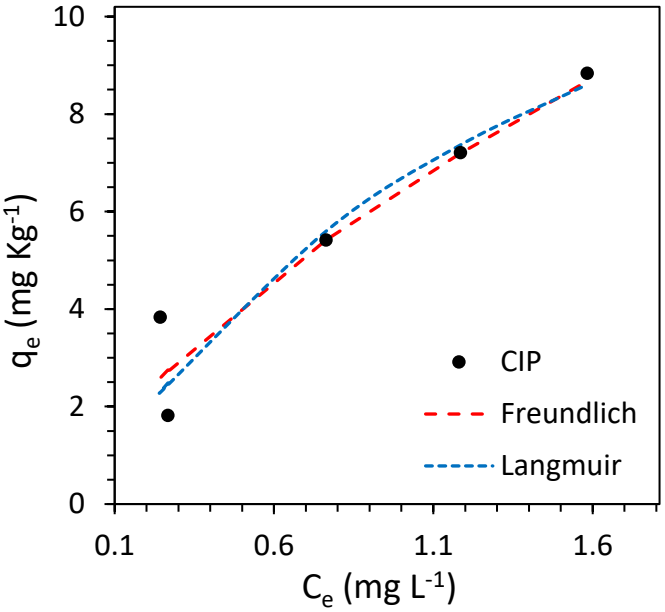
De acuerdo con Kong et al. (2024c), el valor del parámetro n dentro del modelo de Freundlich representa la intensidad de la adsorción: cuando n > 1**,** indica que el proceso es favorable pata TC en sistemas simples, se obtuvo un n = 1.22 valor cercano al de CIP en el caso anterior con porcentajes de adsorción que van de 87 a 92%. Así mismo (Jorge et al., 2024) señalan que, en el modelo de Langmuir, la constante de afinidad K_L rebela la fuerza con la cual el suelo retiene a este compuesto el para TC fue elevado. La adsorción de TC en suelos agrícolas es cercana al 100% cuando se encuentra en sistemas simples (Cela-Dablanca et al.,

2022a). (Hong et al., 2023b) concluyeron que TC tiende a acumularse en suelos arenosos como es el tipo franco arenoso el de estudio inmovilizando al compuesto hacia capas más profundas del suelo y su alcance a aguas subterránea es poco probable.

4.1.1.1. Cinética de adsorción competitiva de Ciprofloxacina y Tetraciclina

Las isotermas de adsorción para sistemas binarios **(Figuras 11 y 12)** muestran la relación entre Qe y Ce de aquellos datos experimentales para los fármacos de estudio, los isotermas por cada grupo de interacción se pueden ver en **(Anexos 12 y 13**) para cada uno de los modelos empleados.

Figura 11
Isoterma de adsorción de Ciprofloxacina en sistemas binarios



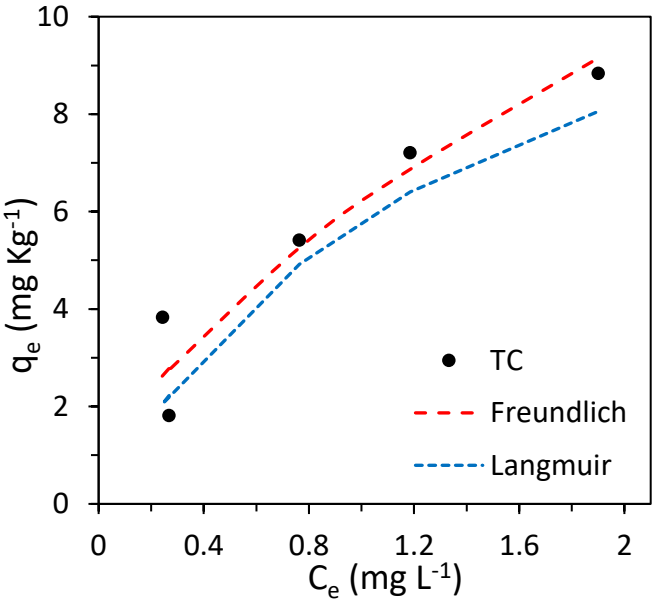
Nota. Isoterma de adsorción de Freundlich y Langmuir en sistemas binarios de CIP en concentraciones de 1, 2, 3, 4 y 5 mg L^{-1} en presencia de Tetraciclina en concentraciones de 1, 2, 3, 4 y 5 mg L^{-1} Ce (concentración en equilibro en la solución) y Qe (concentración en equilibrio en el suelo).

Los isotermas de adsorción de CIP y TC muestran diferencias y similitudes importantes en su comportamiento en sistemas binarios. La (**Figura 9)** isoterma para datos de CIP se ajustaron a ambos, los cuales aportan parámetros

característicos que delimitan el comportamiento de sorción e interpretar los mecanismos de interacción entre el adsorbato y el adsorbente (Ashraf, Abbasi, et al., 2024).

Figura 12

Isoterma de adsorción de Tetraciclina en sistemas binarios



Nota. Isoterma de adsorción de Freundlich y Langmuir en sistemas binarios de Tetraciclina en concentraciones de 1, 2, 3, 4 y 5 mg L-1 en presencia de CIP en concentraciones de 1, 2, 3, 4 y 5 mg L-1. Ce y Qe

Langmuir tiene un grado de concavidad que indica saturación y guía la selección del modelo isotérmico más adecuado (Mabuza et al., 2022). Por otro lado, la **(Figura 12)** ilustra que, aunque TC también se ajusta a ambos modelos, el incremento inicial de la adsorción indica la rápida ocupación de los sitios activos de mayor energía, coherente con la fase inicial de las isotermas de adsorción, lo que se podría atribuir a las características suelo agrícola empleado (Wu et al., 2019a). Los parámetros mostrados en las **(Tablas 11 y 12)** Kf para CIP oscilan entre 5.69 y 6.92 mg L^{-1}, mientras que para TC son un poco más altos, entre 5.32 y 7.19 mg L^{-1}, a pesar de su capacidad similar, TC presenta una mayor heterogeneidad, la interacción dinámica entre TC y los sitios de adsorción superficial en la matriz del suelo (Ashraf, Abbasi, et al., 2024).

Tabla 12

Parámetros de isoterma de adsorción de Freundlich y Langmuir del antibiótico Ciprofloxacina en sistemas binarios

CIP	TC	Freundlich				Langmuir			Adsorción	Desorción
		Kf	1/n	Kfoc	R^2	KL	Qmax	R^2		
mg L^{-1}	mg L^{-1}	($mg^{(1-1/n)}$ $L^{1/n}$ kg^{-1})				($mg^{(1-1/n)}$ $L^{1/n}$ kg^{-1})			%	
1									92.97	0
2									97.49	0
3	0	6.120	0.553	637.466	0.77	2.959	6.918	0.80	96.55	0
4									94.08	0
5									90.21	0
1									92.01	0
2									91.79	0
3	1	5.801	0.497	604.300	0.56	1.926	8.470	0.55	93.54	0
4									91.42	0
5									93.07	0
1									96.20	0
2									97.37	0
3	2	6.337	0.484	660.147	0.68	1.521	10.559	0.66	98.45	0
4									97.93	0
5									95.40	0
1									97.00	0
2									94.55	0
3	3	5.698	0.240	593.528	0.65	3.229	7.724	0.54	92.18	0
4									91.88	0
5									92.87	0
1									95.00	0
2									94.85	0
3	4	6.496	0.341	676.633	0.89	2.134	9.769	0.90	90.64	0
4									91.07	0
5									88.07	0
1									88.87	0
2									89.98	0
3	5	6.923	0.465	721.134	0.93	1.097	13.401	0.93	78.95	0
4									83.11	0
5									88.47	0

Nota. Valores de constantes de adsorción (Kf, 1/n y Kfoc) para Freundlich y (KL y Qmax) para Langmuir de la interacción de CIP con Tetraciclina, adsorción y desorción (%) y ajuste R2 a cada modelo cinético

Tabla 13

Parámetros de isoterma de adsorción de Freundlich y Langmuir de Tetraciclina en sistemas binarios

TC	CIP	Freundlich				Langmuir			Adsorción	Desorción
		Kf	1/n	Kfoc	R2	KL	Qmax	R2		
mg L^{-1}	mg L^{-1}	($mg^{(1-1/n)}$ $L^{1/n}$ kg^{-1})				($mg^{(1-1/n)}$ $L^{1/n}$ kg^{-1})			%	
1									91.55	0.10
2									90.31	0.53
3	0	5.316	0.817	553.79	0.99	0.659	12.441	0.998	90.21	0.63
4									89.35	0.84
5									87.98	1.02
1									89.67	0
2									91.43	0.15
3	1	9.282	1.208	966.84	0.95	-0.356	-18.279	0.94	91.33	0.17
4									93.41	0.33
5									91.89	0.93
1									91.54	0
2									94.22	0.14
3	2	7.885	0.541	821.39	0.81	2.145	10.609	0.84	94.61	0.30
4									92.16	0.64
5									91.17	1.02
1									91.90	0
2									87.05	0
3	3	6.426	0.395	669.38	0.89	2.132	9.560	0.82	88.39	0.23
4									88.64	0.40
5									88.63	0.90
1									90.19	0
2									91.27	0
3	4	6.715	0.370	699.46	0.963	2.045	10.210	0.94	88.99	0
4									89.16	0.10
5									87.69	0.50
1					0.78				88.87	0
2									89.88	0.69
3	5	5.862	0.497	610.63		0.701	14.103	0.77	89.01	0.55
4									88.73	0.27
5									88.35	0.25

Nota. Valores de constantes de adsorción (Kf, 1/n y Kfoc) para Freundlich y (KL y Qmax) para Langmuir de la interacción de Tetraciclina con CIP adsorción y desorción (%) y ajuste R2 a cada modelo cinético

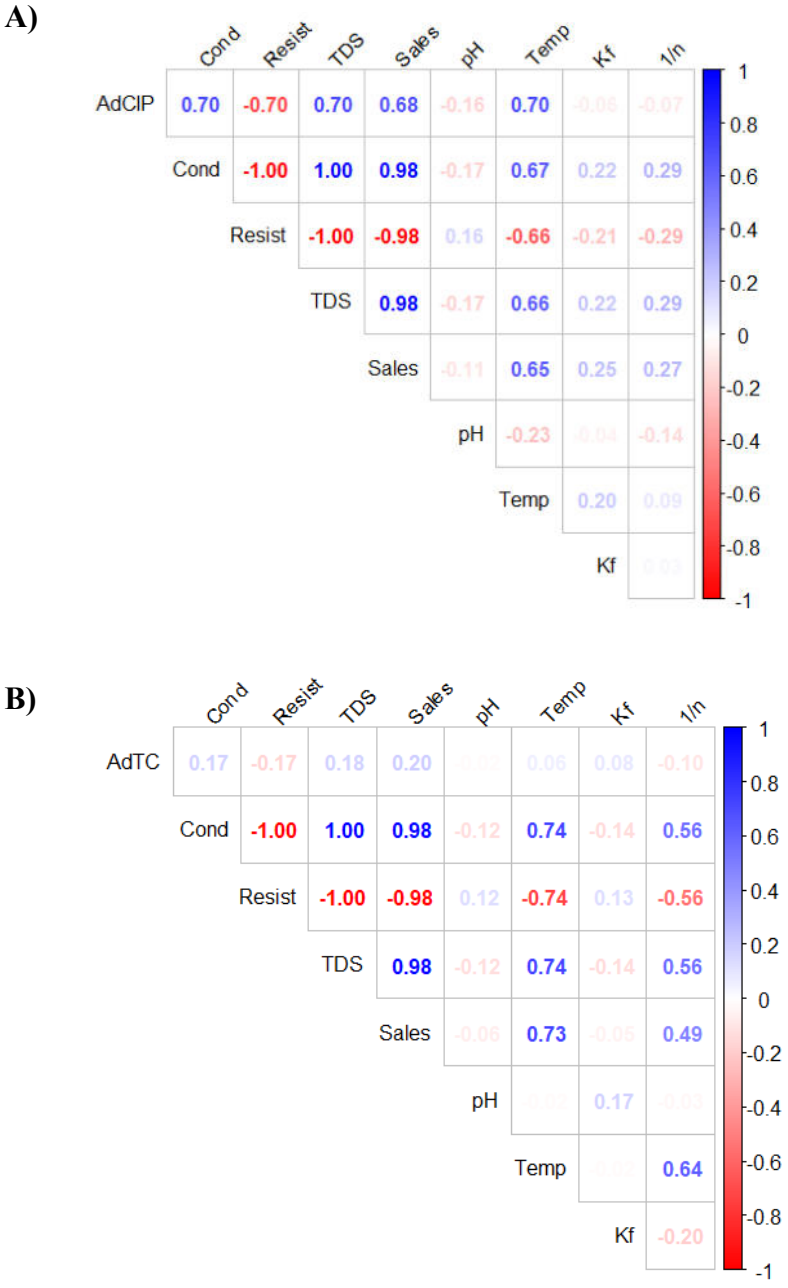
Las (**Tablas 12 y 13)** muestran los parámetros de las isotermas de adsorción de CIP y TC en sistemas binarios, utilizando los modelos de Freundlich y Langmuir. Para CIP, los valores de Kf se ubicaron entre 5.69 y 6.92**,** con exponentes 1/n entre 0.24 y 0.55, el exponente de Freundlich (1/n) constituye una herramienta útil para distinguir entre procesos de adsorción desfavorables (1/n > 1,0), reversibles (1/n = 0) o favorables (0 < 1/n < 1,0) (Ashraf, Gupta, et al., 2024). Así mismo, Saeed et al. (2021) mencionaron que los valores de exponente n de la isoterma de Freundlich caracteriza la heterogeneidad del sistema, adsorción lineal (n = 1), predominantemente física (n > 1) o de naturaleza química (n < 1). En el modelo de Langmuir la Qmax varió entre 6.92 y 13.40, con coeficientes de ajuste R^2 0.54 y 0.93. En cuanto a TC, los valores de Kf oscilaron entre 5.32 y 9.28 y 1/n entre 0.37 y 1.21, indicó una adsorción favorable para cinco de seis combinaciones aplicadas, el valor determinado para TC en combinación de CIP a concentración de combinaciones aplicadas a 1mg L^{-1}, indica un comportamiento desfavorable y un posible leve efecto competitivo cuando dos antibióticos están presentes juntos (Lv et al., 2023b). Los valores de Qmax para TC se situaron entre 9.56 y 14.10.

Los porcentajes de adsorción experimental fueron elevados en ambos casos para CIP entre 78,95 y 98,45% (media ≈ 92,6%), y para TC entre 87,05 y 94,61% (media ≈ 90,3%). En cuanto a valores de desorción, no se registró para CIP**,** mientras que en TC se observaron valores bajos, entre 0 y 1,02%. Los resultados indican que la presencia conjunta de CIP y TC en el sistema de adsorción no generó efectos que redujeran la eficiencia de retención en el suelo (Wu et al., 2019). En CIP se vieron niveles de adsorción más intensos y estables, con desorción nula e interacción fuerte e irreversible con la matriz del suelo. No obstante, TC también presentó alta adsorción, con ligeros valores de desorción, posiblemente atribuible a su menor afinidad química con los sitios activos del suelo (Lv et al., 2023b). El modelo de Freundlich mostró mejor ajuste para TC con un valor mayor de R^2 de 0.99, mientras que para CIP ambos modelos fueron aceptables. Hong et al. (2023c) evidenciaron que las isotermas de adsorción de contaminantes farmacéuticos en suelos es no lineal debido a la heterogeneidad de los sitios de sorción, donde al aumentar la concentración del compuesto aplicado se saturan los sitios de alta afinidad.

En la (**Figura 13)** se presentan los coeficientes de correlación de Spearman entre la adsorción de CIP y TC con diversas variables fisicoquímicas del sistema simple y binarios. Li et al. (2025) sugieren que los mecanismos de adsorción de los antibióticos en el suelo agrícola pueden estar asociados a procesos como la partición hidrofóbica, las interacciones electrostáticas y la formación de enlaces de hidrógeno. En concordancia con ello, se observó que la adsorción de CIP estuvo fuertemente influenciada por parámetros como la conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales (TDS) y sales ($\rho > 0.68$), promoviendo un mecanismo de adsorción dominado por interacciones electrostáticas con las moléculas de CIP y los iones presentes en el medio proporcionan sitios adicionales de retención mediante la formación de puentes catiónicos (W. Wang et al., 2025). En contraste, la adsorción de TC evidenció una menor dependencia de los parámetros iónicos, mostrando únicamente correlaciones moderadas con la temperatura ($\rho = 0.64$) y con el parámetro 1/n del modelo de Freundlich ($\rho = 0.56$). Este comportamiento puede atribuirse a la presencia de múltiples grupos funcionales, que favorecen interacciones específicas con la matriz del suelo, principalmente a través de procesos de complejación en los bordes minerales y la formación de enlaces por puentes de hidrógeno (Hu et al., 2025; Q. Zhang et al., 2022).

Figura 13

Gráficos de correlación de (A) Ciprofloxacina y (B) Tetraciclina



Nota. Gráficos de correlación de Spearman, adsorción de CIP (A) y (B) Tetraciclina con variables fisicoquímicas por unidad experimental. Los coeficientes (ρ) reflejan la fuerza y dirección de asociación. Los colores indican relaciones positivas y negativas.

Los antibióticos TC y CIP presentan estructuras y características que influyen en su adsorción en suelos (Yang et al., 2021). Las TC son compuestos anfotéricos con afinidad por la materia orgánica del suelo que favorece su adsorción y condiciona su movilidad en función de la composición edáfica mientras que CIP, caracterizada por los grupos funcionales –COOH y $–NH_3^+$, exhibe una adsorción mediante complejación superficial e intercambio catiónico lo que determina una capacidad de retención superior frente a otros contaminantes (Hong et al., 2023c; Jiang et al., 2015).

Wu et al. (2019) indican que TC y CIP compiten por los sitios de adsorción en la montmorillonita sin preferencia. En el suelo franco arenoso analizado en este estudio **(Tabla 5)**, con 64,65 % de arena, 22 % de limo y 13,35 % de arcilla, con capacidad de adsorción menor que en la montmorillonita pura, no obstante, suficiente para reducir la movilidad de ambos antibióticos. Hong et al., (2023c) determinaron que en suelos franco arenosos con mayor humedad y contenido de materia orgánica, la TC presenta una retención más fuerte y una degradación más lenta, lo que incrementa su persistencia en la capa superficial.

El suelo agrícola de estudio posee una capacidad de intercambio catiónico (CIC) de 44.45 meq/100 g y un pH de 7.34, condiciones que favorecen procesos de adsorción. Según Gu & Karthikeyan, (2005) y Hong et al. (2023a). La CIC es un factor crucial en la retención de compuestos polares debido a los sitios de intercambio catiónico disponibles. La CIC proporciona sitios activos de intercambio catiónico que son determinantes en la retención de antibióticos, especialmente de CIP, cuyo mecanismo de sorción se encuentra dominado por este intercambio en suelos con CIC elevada (>20 cmol/kg) y pH natural (Kong et al., 2024d)

Tanto la TC como la CIP pueden existir en formas catiónicas, zwitteriónicas o aniónicas dentro del rango de pH 3–10, en el caso de la TC, esto se explica por tres sitios de protonación (dimetilamino, fenoldiona y tricarboxilo), mientras que la CIP posee dos grupos ionizables (carboxilo y piperazinilo) (Wu et al., 2019a). TC tiene tres constantes de ionización pKa1 = 3,3; pKa2 = 7,68 y pKa3 = 9,69, lo que determina su especiación y su comportamiento de adsorción en distintos ambientes

edáficos (Lv et al., 2023b). Shu et al. (2024) reportaron que la capacidad máxima de adsorción disminuye gradualmente a medida que el pH se incrementa.

Según el pH de la solución, CIP y TC pueden ionizarse y encontrarse en formas catiónicas, zwitteriónicas, neutras o aniónicas, Lv et al.(2023) y Taheran et al. (2016) indicaron que, TC presenta especies iónicas variables (TC^{+}, TC^{0}, TC^{-}, TC^{2-}) en función del pH, modulando su especiación y afinidad por la matriz del suelo; la adsorción se optimiza en condiciones de pH neutro, donde predominan interacciones electrostáticas y de complejación más estables (Hu et al., 2025). A medida que el pH sigue aumentando, los enlaces de hidrógeno en la solución se debilitan, lo que hace que la forma aniónica disociada de CIP y TC empiece a predominar de manera progresiva (Wang et al., 2018;Wu et al., 2019). No obstante, según (W. Wang et al., 2025) los ambientes altamente ácidos como los alcalinos son desfavorables para la adsorción de CIP en el suelo debido a su naturaleza iónica anfótera, consecuentemente a un pH neutral experimental promedio registrado en el proceso del experimento de 7.34 la forma zwitteriónica de CIP ± es la más dominante por hallarse en un rango de pH 5 – 9 a estos valores y formas disponibles de este compuesto, (Kong et al., 2024c) la presencia de cationes en suelo del valle agrícola del Rio Osmore como Ca^{+2}, Mg^{+2}, K^{+}, Na^{+}, con valores de 18.61 meq/100g, 8.94 meq/100g, 0.59 meq/100g y 16.31 meq/100g, respectivamente sustentan el comportamiento de CIP y que Ca^{2+} y Mg^{2+} cationes divalentes, promueven la adsorción de antibióticos en el suelo, incluyendo el intercambio catiónico y la generación de puentes iónicos (W. Wang et al., 2025). Las fluoroquinolonas presentan alta sorción en suelos arenosos pobres en materia orgánica, dominada por intercambio catiónico e interacciones hidrofóbicas, así mismo, TC por su diversidad de grupos funcionales, puede interactuar con los coloides del suelo mediante múltiples mecanismos como enlaces electrostáticos, puentes catiónicos, formación de complejos superficiales y enlaces de hidrógeno (Lv et al., 2023c; Wegst-Uhrich et al., 2014). La evaluación de la adsorción evidenció que ambos compuestos de estudio establecen interacciones sólidas con las partículas y suelo agrícola del Valle del rio Osmore, lo que limita significativamente su potencial de lixiviación y movilidad vertical (Urdiales et al., 2025) .

V. Conclusiones

1. La adsorción de CIP y TC en el suelo franco arenoso del valle agrícola del río Osmore se incrementa cuando ambos antibióticos están presentes simultáneamente. Los sistemas binarios muestran porcentajes promedio de adsorción de 92,78 % para CIP y 90,16 % para TC, indicando sinergia en la retención. Esta mejora en la adsorción es más evidente a concentraciones de 1 y 2 mg L^{-1}, la saturación es progresiva de los sitios activos a medida que aumenta la concentración.
2. La desorción de ambos antibióticos se reduce, CIP no presenta desorción medible (0 %) en los tratamientos, mientras que TC muestra valores mínimos entre 0 -1,02 %, incluso a concentraciones altas. Esta inmovilización se relaciona con la alta capacidad de intercambio catiónico del suelo CIC = 44.45 meq/100g y la abundancia de cationes como Ca^{2+} (18.61), Mg^{2+} (8.94), K^{+} (0.59) y Na^{+} (16.31 meq/100g), que favorecen la formación de puentes catiónicos estables. El pH neutro de 7.34 experimental propicia la especiación zwitteriónica con mayor afinidad por la matriz del suelo.

VI. Recomendaciones

1. Se recomienda que las autoridades ambientales y sanitarias formulen regulaciones específicas sobre el uso y disposición de antibióticos en el sector agrícola, especialmente en zonas de alta productividad como el valle del río Osmore. Estas deben considerar la adsorción sinérgica y la baja desorción en suelos, lo que implica un alto potencial de acumulación y persistencia en ambientes edáficos.

2. Fortalecer proyectos de investigación que integren ciencia del suelo, farmacocinética ambiental y ecotoxicología, orientados a comprender mejor el destino y comportamiento de antibióticos en suelos agrícolas. Además, establecer redes de monitoreo a largo plazo para evaluar la evolución de los residuos antibióticos y sus efectos sobre la biodiversidad del suelo y la salud pública.

VII. Referencias bibliográficas

Arias, M., Pérez-Novo, C., López, E., & Soto, B. (2006). Competitive adsorption and desorption of copper and zinc in acid soils. *Geoderma*, *133*(3–4), 151–159. https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2005.07.002

Ashraf, M., Abbasi, N., Gupta, P. K., Chakma, S., & Ziauddin Ahammad, S. (2024). Effect of Soil-pH, temperature and moisture content on sorption dynamics of metformin and erythromycin. *Environmental Research*, *263*, 120270. https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2024.120270

Ashraf, M., Gupta, P. K., Malik, A., Chakma, S., & Ahammad, S. Z. (2024). Unraveling the competitive transport of metformin and erythromycin in saturated sandy soil: Experimental investigation, modeling insights and implications on SDGs. *Journal of Hazardous Materials Letters*, *5*, 100124. https://doi.org/10.1016/J.HAZL.2024.100124

Aslam, M. M. A., Kuo, H. W., Den, W., Sultan, M., Rasool, K., & Bilal, M. (2022). Recent trends of carbon nanotubes and chitosan composites for hexavalent chromium removal from aqueous samples. *Separation Science and Technology (New York)*, *15*, 177–207. https://doi.org/10.1016/B978-0-323-90763-7.00006-8

Bao, F., Zhou, Y., Zhang, Z., Du, Y., Zhang, H., & Huang, Y. (2024). A perspective of spatial variability and ecological risks of antibiotics in the agricultural-pastoral ecotone soils in eastern Inner Mongolia. *Chemosphere*, *353*, 141627. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2024.141627

Barreiro, A., Cela-Dablanca, R., Nebot, C., Rodríguez-López, L., Santás-Miguel, V., Arias-Estévez, M., Fernández-Sanjurjo, M., Núñez-Delgado, A., & Álvarez-Rodríguez, E. (2022). Occurrence of Nine Antibiotics in Different Kinds of Sewage Sludge, Soils, Corn and Grapes After Sludge Spreading. *Spanish Journal of Soil Science*, *12*, 10741. https://doi.org/10.3389/SJSS.2022.10741/FULL

Bhattacharjee, A. S., Phan, D., Zheng, C., Ashworth, D., Schmidt, M., Men, Y., Ferreira, J. F. S., Muir, G., Hasan, N. A., & Ibekwe, A. M. (2024).

Dissemination of antibiotic resistance genes through soil-plant-earthworm continuum in the food production environment. *Environment International*, *183*. https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108374

Bustos-López, M. C., Crispin-Rodriguez, D., Martínez-Polanco, M. P., & Cante-Ríos, R. (2023). Adsorption of azithromycin in agricultural soils of the Bogotá savanna, Colombia. *Science of the Total Environment*, *893*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164889

Ccamapaza Aguilar, J. L. (2022). *Zonificación de áreas contaminadas por efectos del uso de aguas residuales con contenidos de fluoroquinolas y tetraciclinas mediante técnicas de teledetección en el valle del río Moquegua 2020.*

Cela-Dablanca, R., Barreiro-Buján, A., Ferreira-Coelho, G., López, L. R., Santás-Miguel, V., Arias-Estévez, M., Núñez-Delgado, A., Fernández-Sanjurjo, M. J., & Álvarez-Rodríguez, E. (2022a). Competitive adsorption and desorption of tetracycline and sulfadiazine in crop soils. *Environmental Research*, *214*, 113726. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113726

Cela-Dablanca, R., Barreiro-Buján, A., Ferreira-Coelho, G., López, L. R., Santás-Miguel, V., Arias-Estévez, M., Núñez-Delgado, A., Fernández-Sanjurjo, M. J., & Álvarez-Rodríguez, E. (2022b). Competitive adsorption and desorption of tetracycline and sulfadiazine in crop soils. *Environmental Research*, *214*. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113726

Cela-Dablanca, R., Míguez-González, A., Barreiro, A., Rodríguez-López, L., Arias-Estévez, M., Núñez-Delgado, A., Fernández-Sanjurjo, M. J., Castillo-Ramos, V., & Álvarez-Rodríguez, E. (2024). Simultaneous adsorption of amoxicillin and ciprofloxacin on agricultural soils and by-products used as bio-adsorbents: Unraveling the interactions in complex systems. *Environmental Research*, *240*. https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117535

Colque Ayma, E. J., Merma Chacca, D. E., Ecos Espino, A. M., Campos Quiróz, C. N., Ramos Tejada, J. L., Veja Quispe, A. P., & Zirena Vilca, F. (2023). Desarrollo y validación de método cromatográfico para la detección y cuantificación de residuos de Ivermectina en agua residual. *Revista Científica*

Dékamu Agropec, *4*(2), 1–9. https://doi.org/10.55996/dekamuagropec.v4i2.192

Conde Cid, M., Ferreira Coelho, G., Arias Estévez, M., Fernández Calvinho, D., Núñez Delgado, A., Álvarez Rodríguez, E., & Fernández Sanjurjo, M. J. (2020). Adsorption/desorption of three tetracycline antibiotics on different soils in binary competitive systems. *Journal of Environmental Management*, *262*. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110337

Conde-Cid, M., Fernández-Sanjurjo, M. J., Ferreira-Coelho, G., Fernández-Calviño, D., Arias-Estevez, M., Núñez-Delgado, A., & Álvarez-Rodríguez, E. (2020). Competitive adsorption and desorption of three tetracycline antibiotics on bio-sorbent materials in binary systems. *Environmental Research*, *190*. https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110003

Conde-Cid, M., Ferreira-Coelho, G., Núñez-Delgado, A., Fernández-Calviño, D., Arias-Estévez, M., Álvarez-Rodríguez, E., & Fernández-Sanjurjo, M. J. (2019). Competitive adsorption of tetracycline, oxytetracycline and chlortetracycline on soils with different pH value and organic matter content. *Environmental Research*, *178*. https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108669

Dai, M., Wu, Y., Wang, J., Lv, Z., Li, F., Zhang, Y., & Kong, Q. (2022). Constructed wetland-microbial fuel cells enhanced with iron carbon fillers for ciprofloxacin wastewater treatment and power generation. *Chemosphere*, *305*. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135377

Dodd-Butera, T., & Broderick, M. (2014). Ciprofloxacin. *Encyclopedia of Toxicology: Third Edition*, 966–968. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-386454-3.00011-7

Dpto. Ciencias Ambientales - Área de Química Física. (n.d.). *Practica 1 DETERMINACIÓN DEL COEFICIENTE DE REPARTO DEL ÁCIDO ACÉTICO ENTRE ALCOHOL AMÍLICO Y AGUA*.

Fan, W. J., Shi, H., Chen, J., & Tan, D. (2024). Novel conjugated microporous polymers for efficient tetracycline adsorption: insights from theoretical

investigations. *Journal of Molecular Graphics and Modelling*, *126*. https://doi.org/10.1016/j.jmgm.2023.108655

Figueroa-Diva, R. A., Vasudevan, D., & MacKay, A. A. (2010). Trends in soil sorption coefficients within common antimicrobial families. *Chemosphere*, *79*(8), 786–793. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2010.03.017

Franklin, A. M., Williams, C., Andrews, D. M., & Watson, J. E. (2022). Sorption and desorption behavior of four antibiotics at concentrations simulating wastewater reuse in agricultural and forested soils. *Chemosphere*, *289*. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133038

Gayan, A., Borah, P., Nath, D., & Kataki, R. (2023). Soil microbial diversity, soil health and agricultural sustainability. *Sustainable Agriculture and the Environment*, 107–126. https://doi.org/10.1016/B978-0-323-90500-8.00006-3

Gu, C., & Karthikeyan, K. G. (2005). Sorption of the antimicrobial ciprofloxacin to aluminum and iron hydrous oxides. *Environmental Science and Technology*, *39*(23), 9166–9173. https://doi.org/10.1021/ES051109F/SUPPL_FILE/ES051109FSI20050914_081029.PDF

Hernández Sampieri, R., Fernández Collado, C., María del Pilar Baptista Lucio, D., & Méndez Valencia Christian Paulina Mendoza Torres, S. (2014). *Metodología de la investigación*.

Hong, H., Liu, C., & Li, Z. (2023a). Chemistry of soil-type dependent soil matrices and its influence on behaviors of pharmaceutical compounds (PCs) in soils. *Heliyon*, *9*(12), e22931. https://doi.org/10.1016/J.HELIYON.2023.E22931

Hong, H., Liu, C., & Li, Z. (2023b). Chemistry of soil-type dependent soil matrices and its influence on behaviors of pharmaceutical compounds (PCs) in soils. In *Heliyon* (Vol. 9, Issue 12). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e22931

Hong, H., Liu, C., & Li, Z. (2023c). Chemistry of soil-type dependent soil matrices and its influence on behaviors of pharmaceutical compounds (PCs) in soils. *Heliyon*, *9*(12), e22931. https://doi.org/10.1016/J.HELIYON.2023.E22931

Hu, M., Liu, Z., Xie, Q., Hu, B., & Zhu, L. (2025). Interfacial processes governing tetracycline-induced resistance on clay minerals. *Journal of Hazardous Materials*, *495*, 139010. https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2025.139010

Jackson, R. S. (2008). Site Selection and Climate. *Wine Science*, 239–269. https://doi.org/10.1016/B978-012373646-8.50008-1

Jiang, W. T., Chang, P. H., Wang, Y. S., Tsai, Y., Jean, J. S., & Li, Z. (2015). Sorption and desorption of tetracycline on layered manganese dioxide birnessite. *International Journal of Environmental Science and Technology*, *12*(5), 1695–1704. https://doi.org/10.1007/S13762-014-0547-6

Jorge, N. L., Garrafa, M. V., Romero, J. M., Jorge, M. J., Jorge, L. C., Delfino, M. R., Meruvia-Rojas, Y. V., Hernández-Laguna, A., & Sainz-Díaz, C. I. (2024). Adsorption of Ciprofloxacin on Clay Minerals in Argentinian Santa Rosa-Corrientes Soils. *Molecules*, *29*(8), 1760. https://doi.org/10.3390/MOLECULES29081760/S1

Kong, W., Wang, W., Jiang, Y., Wang, G., Ma, F., & Wu, Y. (2024a). Sorption of ciprofloxacin and enrofloxacin on alkaline cropland soil in semiarid regions: Roles of pH, ionic strength, and ion type. *Journal of Environmental Management*, *365*, 121565. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2024.121565

Kong, W., Wang, W., Jiang, Y., Wang, G., Ma, F., & Wu, Y. (2024b). Sorption of ciprofloxacin and enrofloxacin on alkaline cropland soil in semiarid regions: Roles of pH, ionic strength, and ion type. *Journal of Environmental Management*, *365*, 121565. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2024.121565

Kong, W., Wang, W., Jiang, Y., Wang, G., Ma, F., & Wu, Y. (2024c). Sorption of ciprofloxacin and enrofloxacin on alkaline cropland soil in semiarid regions: Roles of pH, ionic strength, and ion type. *Journal of Environmental*

Management, *365*, 121565. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2024.121565

Kong, W., Wang, W., Jiang, Y., Wang, G., Ma, F., & Wu, Y. (2024d). Sorption of ciprofloxacin and enrofloxacin on alkaline cropland soil in semiarid regions: Roles of pH, ionic strength, and ion type. *Journal of Environmental Management*, *365*, 121565. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2024.121565

Leston, S., Freitas, A., Rosa, J., Barbosa, J., Lemos, M. F. L., Pardal, M. Â., & Ramos, F. (2016). A multiresidue approach for the simultaneous quantification of antibiotics in macroalgae by ultra-high performance liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography B*, *1033–1034*, 361–367. https://doi.org/10.1016/J.JCHROMB.2016.09.009

Li, K. H., Men, C., Cheng, S. K., & Li, Z. F. (2025). Research Progress on Adsorption, Migration, and Compound Toxicity of Microplastics and Antibiotics in Soil. *Huanjing Kexue/Environmental Science*, *46*(8), 5271–5282. https://doi.org/10.13227/J.HJKX.202405030

Lv, S., Rong, F., Hu, S., Wang, G., Liu, J., Hou, G., Xu, Y., Li, M., Liu, K., & Liu, A. (2023a). Competitive adsorption and desorption of three antibiotics in distinct soil aggregate size fractions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *259*. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115002

Lv, S., Rong, F., Hu, S., Wang, G., Liu, J., Hou, G., Xu, Y., Li, M., Liu, K., & Liu, A. (2023b). Competitive adsorption and desorption of three antibiotics in distinct soil aggregate size fractions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *259*. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115002

Lv, S., Rong, F., Hu, S., Wang, G., Liu, J., Hou, G., Xu, Y., Li, M., Liu, K., & Liu, A. (2023c). Competitive adsorption and desorption of three antibiotics in distinct soil aggregate size fractions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *259*, 115002. https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2023.115002

Ma, W., Xu, X., An, B., Zhou, K., Mi, K., Huo, M., Liu, H., Wang, H., Liu, Z., Cheng, G., & Huang, L. (2021). Single and ternary competitive adsorption-desorption and degradation of amphenicol antibiotics in three agricultural soils. *Journal of Environmental Management*, *297*. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113366

Mabrouk, O., Hamdi, H., Sayadi, S., Al-Ghouti, M. A., Abu-Dieyeh, M. H., & Zouari, N. (2023). Reuse of Sludge as Organic Soil Amendment: Insights into the Current Situation and Potential Challenges. In *Sustainability (Switzerland)* (Vol. 15, Issue 8). MDPI. https://doi.org/10.3390/su15086773

Mabuza, M., Premlall, K., & Daramola, M. O. (2022). Modelling and thermodynamic properties of pure CO2 and flue gas sorption data on South African coals using Langmuir, Freundlich, Temkin, and extended Langmuir isotherm models. *International Journal of Coal Science and Technology*, *9*(1), 1–15. https://doi.org/10.1007/S40789-022-00515-Y/FIGURES/5

Mashhadimoslem, H., Maleki, F., & Khosrowshahi, M. S. (2024). Modeling of polymeric adsorbent behavior. *Polymeric Adsorbents: Characterization, Properties, Applications, and Modelling*, 393–432. https://doi.org/10.1016/B978-0-323-99746-1.00010-0

Mejías, C., Santos, J. L., Martín, J., Aparicio, I., & Alonso, E. (2023). Thermodynamic and Kinetic Investigation of the Adsorption and Desorption of Trimethoprim and Its Main Metabolites in Mediterranean Crop Soils. *Molecules*, *28*(1). https://doi.org/10.3390/molecules28010437

Merma Chacca, D., Maldonado, I., & Vilca, F. Z. (2022). Environmental and ecotoxicological effects of drugs used for the treatment of COVID 19. In *Frontiers in Environmental Science* (Vol. 10). Frontiers Media S.A. https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.940975

Michael, I., Rizzo, L., McArdell, C. S., Manaia, C. M., Merlin, C., Schwartz, T., Dagot, C., & Fatta-Kassinos, D. (2013). Urban wastewater treatment plants as hotspots for the release of antibiotics in the environment: A review. In *Water*

Research (Vol. 47, Issue 3, pp. 957–995). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.11.027

MINAM. (2014). *Guía para el Muestreo de Suelos / Ministerio del Ambiente. Dirección General de Calidad Ambiental*. Lima. https://www.minam.gob.pe/calidadambiental/wp-content/uploads/sites/22/2013/10/GUIA-PARA-EL-MUESTREO-DE-SUELOS-final.pdf

Nguyen, L. N., Nghiem, L. D., & Oh, S. (2018). Aerobic biotransformation of the antibiotic ciprofloxacin by Bradyrhizobium sp. isolated from activated sludge. *Chemosphere*, *211*, 600–607. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2018.08.004

Nkoh, J. N., Shang, C., Okeke, E. S., Ejeromedoghene, O., Oderinde, O., Etafo, N. O., Mgbechidinma, C. L., Bakare, O. C., & Meugang, E. F. (2024). Antibiotics soil-solution chemistry: A review of environmental behavior and uptake and transformation by plants. In *Journal of Environmental Management* (Vol. 354). Academic Press. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120312

OCDE. (2000). *OECD GUIDELINE FOR THE TESTING OF CHEMICALS Adsorption - Desorption Using a Batch Equilibrium Method*. www.DeepL.com/pro.

Polesel, F., Lehnberg, K., Dott, W., Trapp, S., Thomas, K. V., & Plósz, B. G. (2015). Factors influencing sorption of ciprofloxacin onto activated sludge: Experimental assessment and modelling implications. *Chemosphere*, *119*, 105–111. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.05.048

Rankin, G. O., & Valentovic, M. A. (2014). Kidney. *Encyclopedia of Toxicology: Third Edition*, 20–39. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-386454-3.00326-2

Ren, S., Wang, S., Liu, Y., Wang, Y., Gao, F., & Dai, Y. (2023). A review on current pollution and removal methods of tetracycline in soil. In *Separation Science and Technology (Philadelphia)* (Vol. 58, Issue 14, pp. 2578–2602). Taylor and Francis Ltd. https://doi.org/10.1080/01496395.2023.2259079

Revitt, D. M., Lundy, L., & Fatta-Kassinos, D. (2021). Development of a qualitative approach to assessing risks associated with the use of treated wastewater in agricultural irrigation. *Journal of Hazardous Materials*, *406*, 124286. https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2020.124286

Revollar, S., Vega, P., Vilanova, R., & Francisco, M. (2017). Wastewater treatment plants operation optimization using economic dynamic real time optimization strategies. *Computer Aided Chemical Engineering*, *40*, 1567–1572. https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63965-3.50263-4

Rodríguez-López, L., Santás-Miguel, V., Cela-Dablanca, R., Núñez-Delgado, A., Álvarez-Rodríguez, E., Pérez-Rodríguez, P., & Arias-Estévez, M. (2022). Ciprofloxacin and Trimethoprim Adsorption/Desorption in Agricultural Soils. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *19*(14), 8426. https://doi.org/10.3390/IJERPH19148426/S1

Saeed, T., Naeem, A., Mahmood, T., Ahmad, Z., Farooq, M., Farida, Din, I. U., & Khan, I. W. (2021). Comparative study for removal of cationic dye from aqueous solutions by manganese oxide and manganese oxide composite. *International Journal of Environmental Science and Technology*, *18*(3), 659–672. https://doi.org/10.1007/S13762-020-02844-4/TABLES/3

Shahid, A., Muzammil, S., Aslam, B., Ashfaq, U. A., Hayat, S., Bilal, M., Rajoka, M. S. R., Nisar, M. A., & Khurshid, M. (2023). Antibiotics and antibiotic-resistant bacteria in the environment: sources and impacts. In *Degradation of Antibiotics and Antibiotic-Resistant Bacteria From Various Sources* (pp. 39–65). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-323-99866-6.00002-7

Sharifmand, M., Sepehr, E., Rasouli-Sadaghiani, M. H., Asri-Rezaei, S., & Rengel, Z. (2024). Antibiotics pollutants in agricultural soil: Kinetic, sorption, and thermodynamic of ciprofloxacin. *Heliyon*, *10*(18). https://doi.org/10.1016/J.HELIYON.2024.E37035/ATTACHMENT/7257251A-92DD-4D28-9318-354BB1C96B03/MMC1.DOCX

Shu, X., Wu, Y., Zhang, X., & Yu, F. (2024). Absorption behavior and mechanism of ciprofloxacin and tetracycline antibiotics on different rectorites. *Applied Clay Science*, *260*, 107494. https://doi.org/10.1016/J.CLAY.2024.107494

Sun, H., Shi, X., Mao, J., & Zhu, D. (2010). Tetracycline sorption to coal and soil humic acids: An examination of humic structural heterogeneity. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *29*(9), 1934–1942. https://doi.org/10.1002/etc.248

Taheran, M., Naghdi, M., Brar, S. K., Knystautas, E. J., Verma, M., Ramirez, A. A., Surampalli, R. Y., & Valero, J. R. (2016). Adsorption study of environmentally relevant concentrations of chlortetracycline on pinewood biochar. *Science of The Total Environment*, *571*, 772–777. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2016.07.050

Theyagarajan, K., Sruthi, V. P., Mohanapriya, D., Thenmozhi, K., & Senthilkumar, S. (2024). Biosensor platform for testing active pharmaceutical ingredients. *Health and Environmental Applications of Biosensing Technologies: Clinical and Allied Health Science Perspective*, 129–152. https://doi.org/10.1016/B978-0-443-19039-1.00007-9

Tripathy, P., Prakash, O., Sharma, A., Panchal, D., & Pal, S. (2023). Antibiotics in wastewater: perspective of biological treatment processes. In *Degradation of Antibiotics and Antibiotic-Resistant Bacteria From Various Sources* (pp. 159–177). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-323-99866-6.00004-0

Ulhassan, Z., Khan, A. R., Hamid, Y., Azhar, W., Hussain, S., Sheteiwy, M. S., Salam, A., Hakeem, K. R., & Zhou, W. (2022). Interaction of nanoparticles with soil–plant system and their usage in remediation strategies. In *Metals and Metalloids in Soil-Plant-Water Systems: Phytophysiology and Remediation Techniques* (pp. 287–308). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-323-91675-2.00024-X

Urdiales, C., Varas, M., Suazo-Hernández, J., Pizarro, C., Escudey, M., Caceres-Jensen, L., & Antilén, M. (2025). Role of Organic Matter, Iron Oxides and Aluminosilicate Content on Physicochemical Interactions between

Ciprofloxacin and Andisol Soil. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, *25*(2), 2218–2231. https://doi.org/10.1007/S42729-025-02224-2/METRICS

Wang, H., Yang, Q., Li, Z., Xie, Y., Kong, F., Liang, D., Xia, C., Huang, H., Li, J., & Meng, Z. (2023). Adsorption of antibiotics on montmorillonite and site energy distribution analysis. *Journal of Molecular Liquids*, *383*. https://doi.org/10.1016/j.molliq.2023.122078

Wang, W., Nan, Z., Kong, W., Jiang, Y., & Wu, Y. (2025). Enhanced adsorption and leaching behavior of fluoroquinolone antibiotics in soil amended with cattle manure under varying rainfall condition. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *13*(3), 116831. https://doi.org/10.1016/J.JECE.2025.116831

Wang, Z., Cai, M., Du, P., & Li, X. (2023). Wastewater surveillance for antibiotics and resistance genes in a river catchment: spatiotemporal variations and the main drivers. *Water Research*, 121090. https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.121090

Wegst-Uhrich, S. R., Navarro, D. A. G., Zimmerman, L., & Aga, D. S. (2014). Assessing antibiotic sorption in soil: A literature review and new case studies on sulfonamides and macrolides. In *Chemistry Central Journal* (Vol. 8, Issue 1). https://doi.org/10.1186/1752-153X-8-5

Wijayawardena, M. A. A., Megharaj, M., & Naidu, R. (2016). Exposure, Toxicity, Health Impacts, and Bioavailability of Heavy Metal Mixtures. In *Advances in Agronomy* (Vol. 138, pp. 175–234). Academic Press Inc. https://doi.org/10.1016/bs.agron.2016.03.002

Wilkinson, J. L., Boxall, A. B. A., Kolpin, D. W., Leung, K. M. Y., Lai, R. W. S., Galban-Malag, C., Adell, A. D., Mondon, J., Metian, M., Marchant, R. A., Bouzas-Monroy, A., Cuni-Sanchez, A., Coors, A., Carriquiriborde, P., Rojo, M., Gordon, C., Cara, M., Moermond, M., Luarte, T., … Teta, C. (2022). Pharmaceutical pollution of the world's rivers. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *119*(8), e2113947119. https://doi.org/10.1073/pnas.2113947119

Wu, M., Zhao, S., Jing, R., Shao, Y., Liu, X., Lv, F., Hu, X., Zhang, Q., Meng, Z., & Liu, A. (2019a). Competitive adsorption of antibiotic tetracycline and ciprofloxacin on montmorillonite. *Applied Clay Science*, *180*, 105175. https://doi.org/10.1016/j.clay.2019.105175

Wu, M., Zhao, S., Jing, R., Shao, Y., Liu, X., Lv, F., Hu, X., Zhang, Q., Meng, Z., & Liu, A. (2019b). Competitive adsorption of antibiotic tetracycline and ciprofloxacin on montmorillonite. *Applied Clay Science*, *180*. https://doi.org/10.1016/j.clay.2019.105175

Wu, M., Zhao, S., Jing, R., Shao, Y., Liu, X., Lv, F., Hu, X., Zhang, Q., Meng, Z., & Liu, A. (2019c). Competitive adsorption of antibiotic tetracycline and ciprofloxacin on montmorillonite. *Applied Clay Science*, *180*, 105175. https://doi.org/10.1016/J.CLAY.2019.105175

Wydro, U., Wołejko, E., Luarasi, L., Puto, K., Tarasevičienė, Ž., & Jabłońska-Trypuć, A. (2023). A Review on Pharmaceuticals and Personal Care Products Residues in the Aquatic Environment and Possibilities for Their Remediation. *Sustainability*, *16*(1), 169. https://doi.org/10.3390/su16010169

Xie, X., Li, Y., Wang, J., Zhou, Y., Yang, Z., & Zhu, Z. (2022). Occurrence of veterinary antibiotics in arable soil with different fertilisation modes: a field study. *Soil Research*, *61*(2), 136–144. https://doi.org/10.1071/SR22073

Xing, B., & Pignatello, J. J. (2004). Sorption - Organic Chemicals. In *Encyclopedia of Soils in the Environment* (Vol. 4, pp. 537–548). Elsevier Inc. https://doi.org/10.1016/B0-12-348530-4/00555-5

Xu, Q., Li, H., Li, S., Li, Z., Chen, S., Liang, Y., Li, Y., Li, J., & Yuan, M. (2025). Impact of Microplastics on Ciprofloxacin Adsorption Dynamics and Mechanisms in Soil. *Toxics*, *13*(4), 294. https://doi.org/10.3390/TOXICS13040294/S1

Yang, Q., Gao, Y., Ke, J., Show, P. L., Ge, Y., Liu, Y., Guo, R., & Chen, J. (2021). Antibiotics: An overview on the environmental occurrence, toxicity, degradation, and removal methods. *Bioengineered*, *12*(1), 7376–7416. https://doi.org/10.1080/21655979.2021.1974657/ASSET/DB662E38-48AD-

4D38-9774-62D2A801EC80/ASSETS/GRAPHIC/KBIE_A_1974657_ILG0096.GIF

Yang, Q., Yuan, Q., Li, T., Shen, H., & Zhang, L. (2017). The Relationships between PM2.5 and Meteorological Factors in China: Seasonal and Regional Variations. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *14*(12), 1510. https://doi.org/10.3390/IJERPH14121510

Yolcubal, I., Brusseau, M. L., Artiola, J. F., Wierenga, P., & Wilson, L. G. (2004). *ENVIRONMENTAL PHYSICAL PROPERTIES AND PROCESSES MEASURING BASIC SOIL PROPERTIES 207 Soil Texture 207*.

Yuan, S., Wang, Z., & Yuan, S. (2024). Insights into the pH-dependent interactions of sulfadiazine antibiotic with soil particle models. *Science of The Total Environment*, *917*, 170537. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170537

Zhang, Q., Shao, M., Jia, X., & Wei, X. (2019). Changes in soil physical and chemical properties after short drought stress in semi-humid forests. *Geoderma*, *338*, 170–177. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.11.051

Zhang, Q., Zhang, G., Liu, D., Zhang, X., Fang, R., Wang, L., Chen, Y., Lin, L., Wu, H., & Li, S. (2022). A dataset of distribution of antibiotic occurrence in solid environmental matrices in China. *Scientific Data*, *9*(1), 1–9. https://doi.org/10.1038/S41597-022-01384-5;SUBJMETA=172,4081,499,692,704,844;KWRD=ENVIRONMENTAL+IMPACT,RISK+FACTORS

Zhang, Z., Sun, K., Gao, B., Zhang, G., Liu, X., & Zhao, Y. (2011). Adsorption of tetracycline on soil and sediment: Effects of pH and the presence of Cu(II). *Journal of Hazardous Materials*, *190*(1–3), 856–862. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.04.017

Zheng, H., Liu, W., Zheng, J., Luo, Y., Li, R., Wang, H., & Qi, H. (2018). Effect of long-term tillage on soil aggregates and aggregate-associated carbon in black soil of northeast China. *PLoS ONE*, *13*(6). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0199523

VIII. Anexos

Anexo 1. Registro Fotográfico

Figura 14

Toma de Muestras de Suelo



Nota. (a) y (b) Toma y almacenamiento de muestra de suelo, (c) Toma de datos a georreferenciar.

Figura 15

Proceso de Tamizaje de Suelo Agrícola



Nota. (a) Instrumentos y materiales para tamizar, (b) Suelo a Tamizar, (c) Tamizadores de 2000 um con muestras de suelo, (d) y (e) Suelo en tamizador mecanico de laboratorio, (f) Suelo tamizado.

Figura 16

Preparación de $CaCl_2$



Nota. (a) y (b) Pesado de CaCl2 , (c) Solución de 1L de CaCl2 al 0.01 Mol.

Figura 17

Preparación de materiales e instrumentos para el experimento



Nota. (a) Etiquetado de frascos ambar para soluciones, (b) Pipetas de 10mL y 100uL, (c) Soluciones en concentracion de 1, 2, 3, 4 y 5 mgL^{-1}, (d) y (e) Etiquetado de tubos Eppendorf y viales.

Figura 18

Montaje de Experimento de Adsorción



Nota. (a) Verificación de Soluciones madre a aplicar, (b) Pesado de suelo 20g por unidad experimental, (c) Tubos de centrifuga con 20g de suelo puestos a aplicar solución madre, (d)Tubos de centrifuga con suelo y solución en partes de 1:1.

Figura 19

Fase de Agitación



Nota. (a) Mesa de Agitacion , (b) Agitación puesta en marcha de 108 unidades experimentales.

Figura 20

Centrifugación de unidades experimentales



Nota. (a) Puesta de Tubos Falcon a centrifugar , (b) Tubos Falcon centrifugados y retirados.

Figura 21

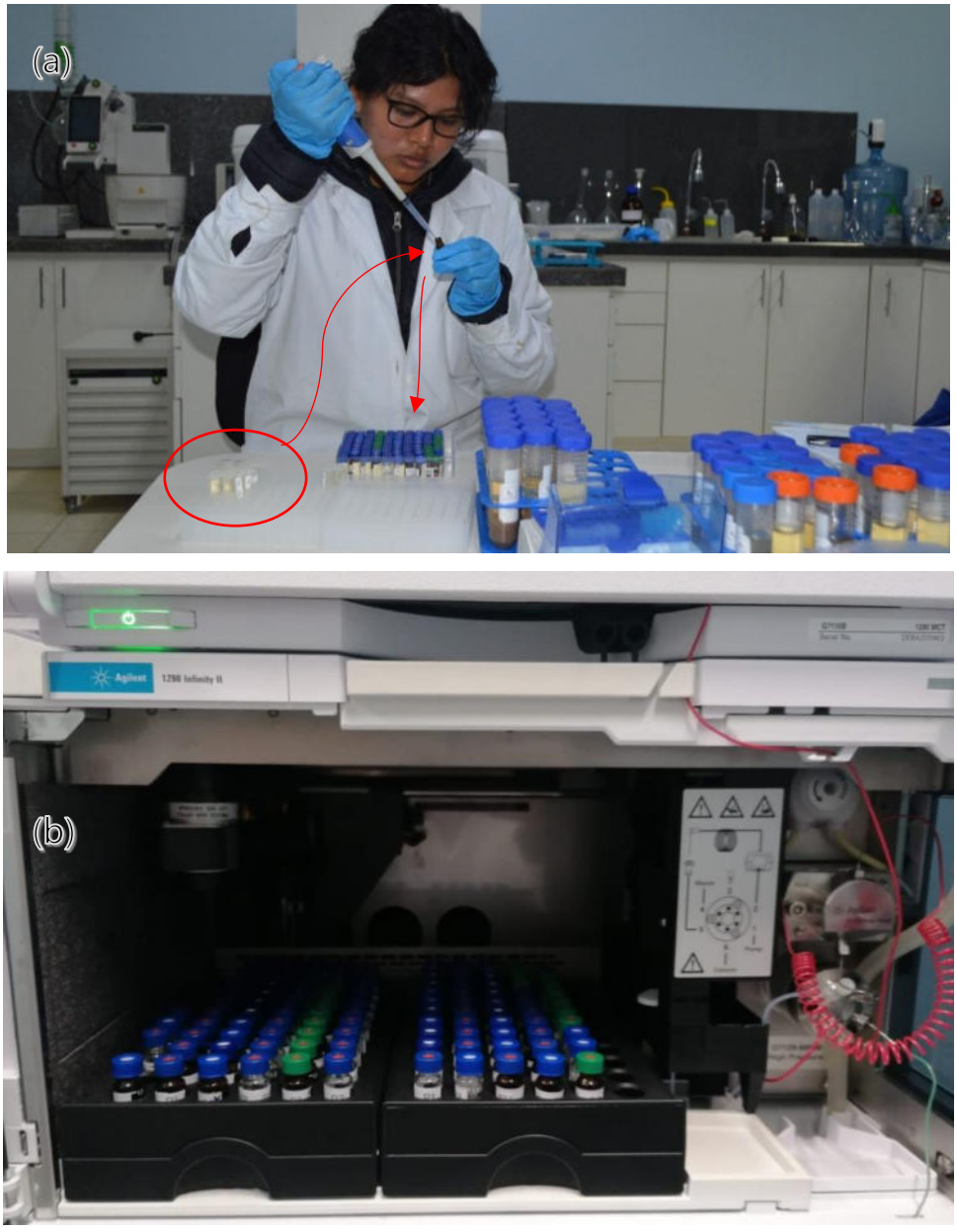
Micro centrifugación de unidades experimentales



Nota. (a) Toma de olicuota de 2mL ,(b) Tubos eppendorf con solucion centrifugada, (c) Puesta de tubos eppendorf en Microcentrigufa.

Figura 22

Proceso de Análisis de Adsorción



Nota. (a) Toma de olicuota de 1mL a viales ,(b) Viales a analizar por HLPC.

Figura 23

Proceso de experimento de Desorción



Nota. (a) Descarte de soluciones madres, (b) Instrumentos y materiales a emplear, (c) Solucion de CaCl2, (d) Aplicación de Solucion sin concentraciones de antibioticos a cada unidad experimental, (e) Proceso de centrifugado, (f) viales a analizar por HLPC.

Figura 24

Toma de datos experimentales del proceso de adsorción y desorción



Nota. (a) Instrumentos y materiales a emplear, (b) Toma de pH, conductividad, STD, T° y sales con pHmetro.

Anexo 2. Análisis estadístico

A. Adsorción de Ciprofloxacina

Tabla 14

Prueba de Normalidad para Ciprofloxacina

Data experimental: Adsorción de Ciprofloxacina (Qe)			
Prueba	**Variable**	**GL**	**p-valor**
Kolmogorov-Smirnov	Residuos ~ CIP	0.15508	1.406e-05

Nota. El p-valor es menor al alfa (0.05), los residuos no siguen una distribución normal

Tabla 15

Prueba de homogeneidad de varianzas para Ciprofloxacina

Data experimental: Adsorción de Ciprofloxacina (Qe)			
Prueba	**Grupos Comparados**	**Estadístico Chi-cuadrado**	**p- valor**
Fligner-Killeen	CIP	26.036	3.111e-05
	TC	3.3642	0.644

Nota. El p-valor es menor al alfa (0.05), los datos no cumplen con el supuesto de homogeneidad de varianzas para CIP.

Tabla 16

Prueba no paramétrica para Ciprofloxacina

Data experimental: Adsorción de Ciprofloxacina (Qe)				
Prueba	**Factor**	**Chi-cuadrado**	**Grados de Libertad**	**p-valor**
Kruskal-Wallis	CIP	85.451	4	**2.2e-16**
	TC	0.69172	5	0.9834

Nota. La significancia estadística está en negrita, siendo el p-valor menor al alfa (0.05) existen diferencias estadísticamente significativas entre los grupos evaluados bajo el factor CIP en cuanto a la adsorción de Ciprofloxacina, sin embargo, el factor TC no tiene influencia con un p-valor mayor al alfa (0.05).

Tabla 17

Prueba de Dunn con corrección de Bonferroni para factor CIP

Data experimental: Adsorción de Ciprofloxacina (Qe)				
Comparación	**Estadístico**	**p-valor**	**p-valor ajustado (Bonferroni)**	**Significancia ajustada**
1 mg L^{-1} vs 2 mg L^{-1}	2.07	3.87e-02	3.87e-01	ns
1 mg L^{-1} vs 3 mg L^{-1}	4.13	3.56e-05	3.56e-04	***
1 mg L^{-1} vs 4 mg L^{-1}	6.20	5.61e-10	5.61e-09	****
1 mg L^{-1} vs 5 mg L^{-1}	8.27	1.36e-16	1.36e-15	****
2 mg L^{-1} vs 3 mg L^{-1}	2.07	3.87e-02	3.87e-01	ns
2 mg L^{-1} vs 4 mg L^{-1}	4.13	3.56e-05	3.56e-04	***
2 mg L^{-1} vs 5 mg L^{-1}	6.20	5.61e-10	5.61e-09	****
3 mg L^{-1} vs 4 mg L^{-1}	2.07	3.87e-02	3.87e-01	ns
3 mg L^{-1} vs 5 mg L^{-1}	4.13	3.56e-05	3.56e-04	***

4 mg L^{-1} vs 5 mg L^{-1}	2.07	3.87e-02	3.87e-01	ns

Nota. ns (no significativo), *** (muy significativo), **** (altamente significativo)

B. Adsorción de Tetraciclina

Tabla 18

Prueba de Normalidad para Tetraciclina

Data experimental: Adsorción de Tetraciclina (Qe)			
Prueba	**Variable**	**GL**	**p-valor**
Kolmogorov-Smirnov	Residuos ~ TC	0.12753	0.001005

Nota. El p-valor es menor al alfa (0.05), los residuos no siguen una distribución normal

Tabla 19

Prueba de homogeneidad de varianzas para Tetraciclina

Data experimental: Adsorción de Tetraciclina (Qe)			
Prueba	**Grupos Comparados**	**Estadístico Chi-cuadrado**	**p- valor**
Fligner-Killeen	TC	19.294	0.0006881
	CIP	5.5555	0.3519

Nota. El p-valor es menor al alfa (0.05), los datos no cumplen con el supuesto de homogeneidad de varianzas para TC.

Tabla 20

Prueba no paramétrica para Tetraciclina

Data experimental: Adsorción de Tetraciclina (Qe)				
Prueba	**Factor**	**Chi-cuadrado**	**Grados de Libertad**	**p-valor**
Kruskal-Wallis	TC	85.451	4	**1.22e-17**
	CIP	1.6263	5	0.898

Nota. La significancia estadística está en negrita, siendo el p-valor menor al alfa (0.05) existen diferencias estadísticamente significativas entre los grupos evaluados bajo el factor TC en cuanto a la adsorción de Tetraciclina, sin embargo, el factor CIP no tiene influencia con un p-valor mayor al alfa (0.05).

Tabla 21

Prueba de Dunn con corrección de Bonferroni para factor Tetraciclina

Data experimental: Adsorción de Tetraciclina (Qe)				
Comparación	**Estadístico**	**p-valor**	**p-valor ajustado (Bonferroni)**	**Significancia ajustada**
1 mg L^{-1} vs 2 mg L^{-1}	2.07	3.87e-02	3.87e-01	ns
1 mg L^{-1} vs 3 mg L^{-1}	4.13	3.56e-05	3.56e-04	***
1 mg L^{-1} vs 4 mg L^{-1}	6.20	5.61e-10	5.61e-09	****
1 mg L^{-1} vs 5 mg L^{-1}	8.27	1.36e-16	1.36e-15	****
2 mg L^{-1} vs 3 mg L^{-1}	2.07	3.87e-02	3.87e-01	ns
2 mg L^{-1} vs 4 mg L^{-1}	4.13	3.56e-05	3.56e-04	***
2 mg L^{-1} vs 5 mg L^{-1}	6.20	5.61e-10	5.61e-09	****
3 mg L^{-1} vs 4 mg L^{-1}	2.07	3.87e-02	3.87e-01	ns

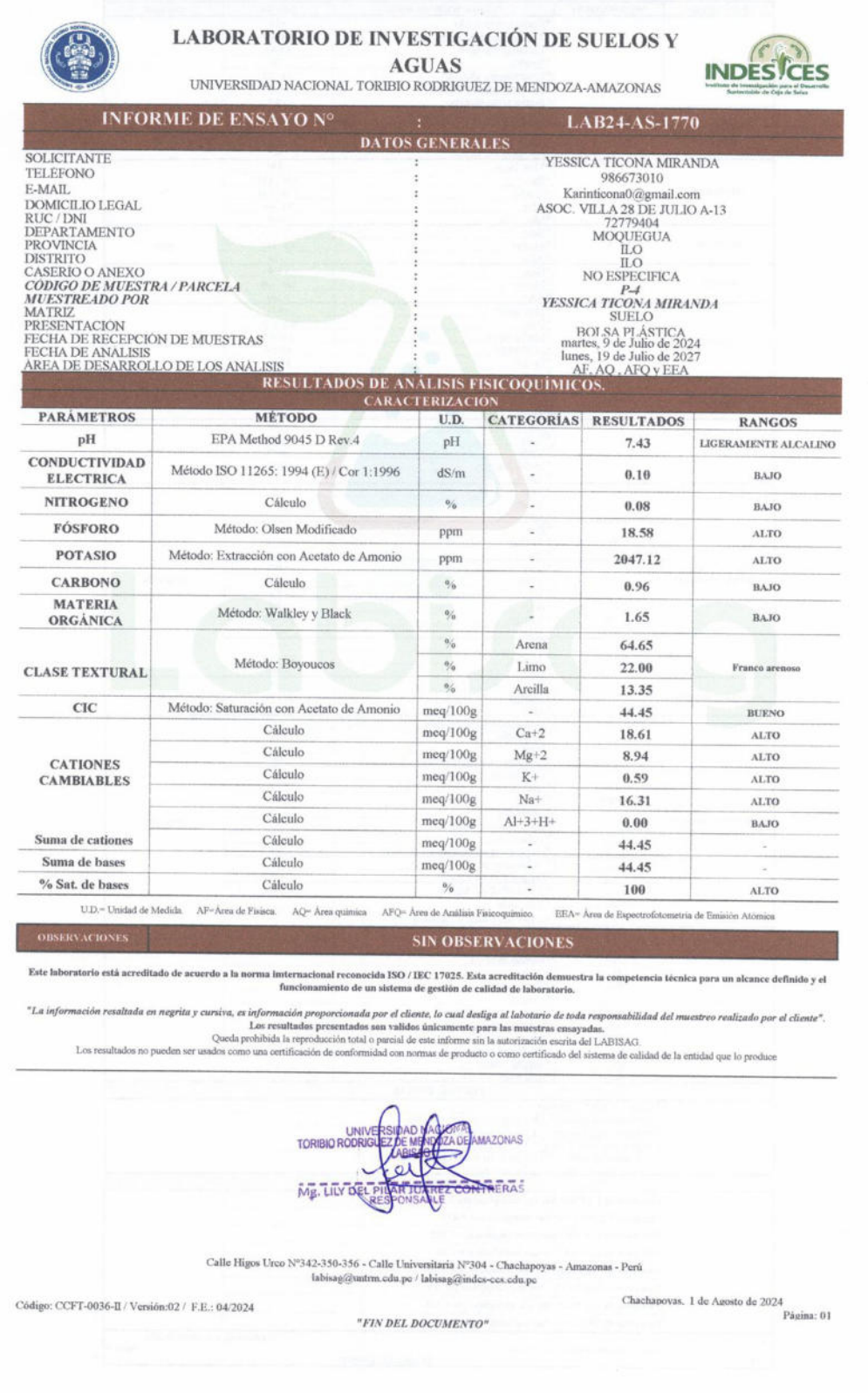
3 mg L^{-1} vs 5 mg L^{-1}	4.13	3.56e-05	3.56e-04	***
4 mg L^{-1} vs 5 mg L^{-1}	2.07	3.87e-02	3.87e-01	ns

Nota. ns (no significativo), *** (muy significativo), **** (altamente significativo)

Anexo 3. Análisis Fisicoquímico de Suelo

Figura 25

Reporte de Análisis en Laboratorio



LABORATORIO DE INVESTIGACIÓN DE SUELOS Y AGUAS

UNIVERSIDAD NACIONAL TORIBIO RODRIGUEZ DE MENDOZA-AMAZONAS

INDES CES

INFORME DE ENSAYO N° : LAB24-AS-1770

DATOS GENERALES

SOLICITANTE	:	YESSICA TICONA MIRANDA
TELEFONO	:	986673010
E-MAIL	:	Karinticona0@gmail.com
DOMICILIO LEGAL	:	ASOC. VILLA 28 DE JULIO A-13
RUC / DNI	:	72779404
DEPARTAMENTO	:	MOQUEGUA
PROVINCIA	:	ILO
DISTRITO	:	ILO
CASERIO O ANEXO	:	NO ESPECIFICA
CÓDIGO DE MUESTRA / PARCELA	:	***P-4***
MUESTREADO POR	:	***YESSICA TICONA MIRANDA***
MATRIZ	:	SUELO
PRESENTACION	:	BOLSA PLÁSTICA
FECHA DE RECEPCIÓN DE MUESTRAS	:	martes, 9 de Julio de 2024
FECHA DE ANALISIS	:	lunes, 19 de Julio de 2027
AREA DE DESARROLLO DE LOS ANÁLISIS	:	AF, AQ , AFQ y EEA

RESULTADOS DE ANÁLISIS FISICOQUÍMICOS.

CARACTERIZACIÓN

PARÁMETROS	MÉTODO	U.D.	CATEGORÍAS	RESULTADOS	RANGOS
pH	EPA Method 9045 D Rev.4	pH	-	7.43	LIGERAMENTE ALCALINO
CONDUCTIVIDAD ELECTRICA	Método ISO 11265: 1994 (E) / Cor 1:1996	dS/m	-	0.10	BAJO
NITROGENO	Cálculo	%	-	0.08	BAJO
FÓSFORO	Método: Olsen Modificado	ppm	-	18.58	ALTO
POTASIO	Método: Extracción con Acetato de Amonio	ppm	-	2047.12	ALTO
CARBONO	Cálculo	%	-	0.96	BAJO
MATERIA ORGÁNICA	Método: Walkley y Black	%	-	1.65	BAJO
CLASE TEXTURAL	Método: Boyoucos	%	Arena	64.65	Franco arenoso
		%	Limo	22.00	
		%	Arcilla	13.35	
CIC	Método: Saturación con Acetato de Amonio	meq/100g	-	44.45	BUENO
CATIONES CAMBIABLES	Cálculo	meq/100g	Ca+2	18.61	ALTO
	Cálculo	meq/100g	Mg+2	8.94	ALTO
	Cálculo	meq/100g	K+	0.59	ALTO
	Cálculo	meq/100g	Na+	16.31	ALTO
	Cálculo	meq/100g	Al+3+H+	0.00	BAJO
Suma de cationes	Cálculo	meq/100g	-	44.45	-
Suma de bases	Cálculo	meq/100g	-	44.45	-
% Sat. de bases	Cálculo	%	-	100	ALTO

U.D.= Unidad de Medida. AF=Área de Física. AQ= Área química AFQ= Área de Análisis Fisicoquímico. EEA= Área de Espectrofotometría de Emisión Atómica

OBSERVACIONES **SIN OBSERVACIONES**

Este laboratorio está acreditado de acuerdo a la norma internacional reconocida ISO / IEC 17025. Esta acreditación demuestra la competencia técnica para un alcance definido y el funcionamiento de un sistema de gestión de calidad de laboratorio.

"La información resaltada en negrita y cursiva, es información proporcionada por el cliente, lo cual desliga al labotario de toda responsabilidad del muestreo realizado por el cliente".

Los resultados presentados son validos únicamente para las muestras ensayadas.

Queda prohibida la reproducción total o parcial de este informe sin la autorización escrita del LABISAG.

Los resultados no pueden ser usados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce

UNIVERSIDAD NACIONAL TORIBIO RODRIGUEZ DE MENDOZA DE AMAZONAS LABISAG

Mg. LILY DEL PILAR JUAREZ CONTRERAS
RESPONSABLE

Calle Higos Urco N°342-350-356 - Calle Universitaria N°304 - Chachapoyas - Amazonas - Perú
labisag@untrm.edu.pe / labisag@indes-ces.edu.pe

Código: CCFT-0036-II / Versión:02 / F.E.: 04/2024

Chachapoyas, 1 de Agosto de 2024

Página: 01

"FIN DEL DOCUMENTO"

TABLA DE INTERPRETACIÓN				
PARÀMETROS	NOMENCLATURA	CLASIFICACIÓN DEL SUELO	RANGOS	UNIDADES
pH	-	*Fuertemente ácido	<5.5	-
		*Moderadamente ácido	5.6 - 6.0	
		*Ligeramente ácido	6.1-6.5	
		*Neutro	7.0	
		*Ligeramente alcalino	7.1 - 7.8	
		*Moderadamente alcalino	7.9 - 8.4	
		*fuertemente alcalino	> 8.5	
CONDUCTIVIDAD ELECTRICA	C.E	*Muy ligeramente salino	< 2	dS/m
		*ligeramente salino	2 - 4	
		*Moderadamente salino	4 - 8	
		*Fuertemente salino	>8	
NITROGENO	N	*Muy Bajo	< 0.05	%
		*Bajo	0.05 - 0.10	
		*Medio	0.10 - 0.20	
		*Alto	0.2 - 0.4	
		*Muy Alto	> 4.0	
FÓSFORO	P	*Bajo	< 7.0	ppm
		*Medio	7.0 - 14.0	
		*Alto	> 14	
POTASIO	K	*Bajo	< 100	ppm
		*Medio	100 - 240	
		*Alto	> 240	
CARBONO	C	*Muy Bajo	<0.75	%
		*Bajo	0.75-1.25	
		*Medio Bajo	1.25-1.5	
		*Moderado	1.5-2.0	
		*Bueno	2.0-3.0	
		*Muy Bueno	>3.0	
MATERIA ORGÁNICA	M.O	*Bajo	<2.0	%
		*Medio	2-4	
		*Alto	> 4.0	
CIC	-	*Muy Bajo	< 10	meq/100g
		*Bajo	10-20	
		*Medio	20-35	
		*Moderado	35-45	
		*Alto	> 45	
CATIONES CAMBIABLES	Ca+2	*Bajo	< 3	meq/100g
		* Medio	3 - 6	
		*Alto	> 6	
	Mg+2	*Bajo	< 1.5	
		* Medio	1.5 -2.5	
		*Alto	> 2.5	
	K+	*Bajo	< 0.2	
		* Medio	0.2 - 0.4	
		*Alto	> 0.4	
	Na+	*Bajo	< 0.2	
		* Medio	0.2 - 0.3	
		*Alto	> 0.3	
	Al+3+H+	*Bajo	< 0.1	
		* Medio	0.1 - 0.5	
		*Alto	> 0.5	
SATURACIÓN DE BASES	-	*Bajo	< 35	%
		* Medio	35 - 50	
		*Alto	> 50	
RELACIONES CATIÓNICAS	Ca/Mg	*Deficiencia en magnesio	< 1	meq/100g
		*Aceptable	1 - 2	
		*Ideal	2 - 3	
		*Deficiencia en magnecio	> 5	
	Mg/K	*Deficiencia en magnesio	< 1	
		*Aceptable	1 - 3	
		*Ideal	3.0	
		*Aceptable	3 - 18	
		*Deficiencia en potasio	> 18	
	Ca/K	* Adecuado	< 30	
		*Deficiencia en potasio	> 30	
	(Ca+Mag)/K	* Adecuado en potasio	< 40	
		*Deficiencia en potasio	> 40	
	(Ca+Mag+K)/Al	* Necesidad de encalar	< 1	
		*Adecuado. No has necesidad de encalar	> 1	
CLASE TEXTURAL	A	*Arena	-	-
	A.Fr	*Arena franca	-	
	Fr.A	*Franco arenoso	-	
	Fr.	*Franco	-	
	Fr.L	*Franco limoso	-	
	L	*Limoso	-	
	Fr.Ar.A	*Franco arcillo arenoso	-	
	Fr.Ar	*Franco arcilloso	-	
	Fr.Ar.L	*Franco arcillo limoso	-	
	Ar.A	*Arcillo arenoso	-	
	Ar.L	*Arcillo limoso	-	
	Ar.	*Arcilloso		

EQUIVALENCIAS	
	1 ppm = 1 mg/kilogramo
	1 decisiemens/m (dS/m) = 1000 microsiemens/cm (µS/cm)
	1millimho (mmho/cm) = 1 deciSiemens/metro
	1 miliequivalente / 100g = 1 cmol (+)/kg
	Sales solubles totales (TDS) en ppm o mg/kg = 640xCEes
	CE (1:1) mmho/cm x 2 = CE(es) mmho/cm

FACTORES DE CONVERSIÓN	
	Para pasar de P a P2O5 hay que multiplicar por 2.293
	Para pasar P2O5 a P hay que multiplicar por 0.436
	Para pasar de K a K2O hay que multiplicar por 1.205
	Para pasar de K2O a K hay que multiplicar por 0.83
	Para pasar de Mg a MgO hay que multiplicar por 1.658
	Para pasar de MgO a Mg hay que multiplicar por 0.603
	Para pasar de N a NO3 hay que multiplicar por 4.425
	Para pasar de NO3 a N hay que multiplicar por 0.226

"FIN DEL DOCUMENTO"

Anexo 4. Datos obtenidos de pH y Temperatura por Unidad Experimental

Figura 26

Valores de pH y Temperatura por Tratamientos de Interacción

Hora ads.	CIP	TC	pH			Temperatura °C		
Hora des.	Conc. ug/ L	Conc. ug/ L	R1	R2	R3	R1	R2	R3
T1	0	0		7.09	7.25		20.3	20.5
T2	0	1000	7.2	7.22	7.3	20.9	20.7	21.3
T3	0	2000	7.28	7.29	7.24	21.5	20.5	21.1
T4	0	3000	7.33	7.56		21.1	20.9	
T5	0	4000	7.2	7.25	7.23	21.3	21.1	21.5
T6	0	5000	7.33	7.26	7.39	21.4	21.1	21.9
T7	1000	0	7.65	7.27	7.37	21.5	20.9	21.5
T8	1000	1000	7.33	7.34	7.28	21.1	21.1	21.3
T9	1000	2000	7.26	7.36	7.27	21.1	21.1	21.3
T10	1000	3000	7.37	7.18	7.14	21.3	21.5	21.7
T11	1000	4000	7.13	7.59	7.17	23.3	21.3	21.5
T12	1000	5000	7.24	7.5	7.52	21.5	21.5	21.5
T13	2000	0	7.38	7.39	7.19	21.5	21.5	21.5
T14	2000	1000	7.42	7.25	7.64	21.5	21.3	21.5
T15	2000	2000	7.7	7.72	7.6	21.7	21.5	21.7
T16	2000	3000	7.69	7.72	7.65	21.7	21.7	21.5
T17	2000	4000	7.61	7.62	7.44	21.5	21.7	21.5
T18	2000	5000	7.39	7.08	7.25	21.7	21.8	21.7
T19	3000	0	7.17	7.21	7.38	21.8	21.8	22
T20	3000	1000	7.48	7.47	7.39	21.8	21.9	21.9
T21	3000	2000	7.25	7.26	7.25	21.9	21.8	21.9
T22	3000	3000	7.37	7.26	7.28	21.9	21.7	21.7
T23	3000	4000	7.23	7.3	7.2	21.9	21.9	21.9
T24	3000	5000	7.33	7.37	7.3	21.9	21.9	22.1
T25	4000	0	7.31	7.24	7.26	22.1	21.9	21.9
T26	4000	1000	7.48	7.33	7.28	22.1	21.9	21.9
T27	4000	2000	7.49	7.46	7.32	21.9	21.9	22.3
T28	4000	3000	7.17	7.23	7.27	21.9	21.7	21.9
T29	4000	4000	7.27	7.24	7.23	22.1	21.9	21.9
T30	4000	5000	7.26	7.25	7.29	21.9	21.7	21.7
T31	5000	0	7.29	7.26	7.29	21.9	21.7	21.7
T32	5000	1000	7.26	7.27	7.2	21.9	22.1	22.1
T33	5000	2000	7.17	7.24	7.4	22.9	22.1	22.1
T34	5000	3000	7.28	7.47	7.3	21.9	21.9	21.9
T35	5000	4000	7.29	7.37	7.27	21.9	22.1	21.9
T36	5000	5000	7.32	7.43	7.32	22.1	21.7	22.1

Anexo 5. Datos obtenidos TDS, Sales, Resist. y Cond. por Unidad Experimental

Figura 27

Valores de TDS, Sales, Resist. y Cond. por por Tratamientos de Interacción

Hora ads.	CIP	TC	Condutividad mS/cm			PROMEDIO	Resistencia Koms*cm			PROMEDIO	TDS g/L			PROMEDIO	SALES			PROMEDIO
Hora des.	Conc. ug/L	Conc. ug/L	R1	R2	R3		R1	R2	R3		R1	R2	R3		R1	R2	R3	
T1	0	0	11.23		11.39	11.310	0.089		0.088	0.0885	5.61		5.69	5.650	3.5		3.6	3.55
T2	0	1000	10.52	11.5		11.010	0.095	0.087		0.0910	5.26	5.75		5.505	2.8	3.8		3.30
T3	0	2000		11.41	10.88	11.145		0.088	0.092	0.0900		5.71	5.44	5.575		3.7	3.1	3.40
T4	0	3000	11.01	11.36		11.185	0.091	0.088		0.0895	5.51	5.68		5.595	3.3	3.6		3.45
T5	0	4000	12.26		11.97	12.115	0.081		0.084	0.0825	6.15		5.98	6.065	4.4		4.1	4.25
T6	0	5000	11.13			11.130	0.09			0.0900	5.56			5.560	3.4			3.40
T7	1000	0		11.56	11.02	11.290		0.086	0.091	0.0885		5.81	5.51	5.660		3.8	3.3	3.55
T8	1000	1000	11.74		11.15	11.445	0.085		0.09	0.0875	5.89		5.59	5.740	4		3.5	3.75
T9	1000	2000		11.49	11.76	11.625		0.087	0.085	0.0860		5.74	5.88	5.810		3.8	3.9	3.85
T10	1000	3000	10.88		11.31	11.095	0.092		0.088	0.0900	5.44		5.67	5.555	3.3		3.6	3.45
T11	1000	4000		12.07	12.01	12.040		0.083	0.083	0.0830		6.03	6.01	6.020		4.4	4.2	4.30
T12	1000	5000	11.54	11.67		11.605	0.087	0.086		0.0865	5.78	5.84		5.810	3.9	4		3.95
T13	2000	0	11.64	10.79		11.215	0.086	0.093		0.0895	5.79	5.39		5.590	3.9	3.3		3.60
T14	2000	1000		11.21	11.87	11.540		0.089	0.084	0.0865		5.61	5.94	5.775		3.6	4.3	3.95
T15	2000	2000	12.03		11.53	11.780	0.083		0.086	0.0845	6.02		5.8	5.910	4.4		3.9	4.15
T16	2000	3000	11.86	11.24		11.550	0.084	0.089		0.0865	5.93	5.65		5.790	4.2	3.6		3.90
T17	2000	4000	12.12		11.23	11.675	0.082		0.089	0.0855	6.06		5.62	5.840	4.4		3.6	4.00
T18	2000	5000		11.26	11.23	11.245		0.089	0.089	0.0890		5.63	5.62	5.625		3.7	3.6	3.65
T19	3000	0	10.56		11.32	10.940	0.095		0.088	0.0915	5.28		5.66	5.470	3		3.6	3.30
T20	3000	1000	10.58		10.73	10.655	0.095		0.093	0.0940	5.29		5.36	5.325	2.9		3.1	3.00
T21	3000	2000	12.15	11.26		11.705	0.082	0.089		0.0855	6.08	5.63		5.855	4.3	3.5		3.90
T22	3000	3000		11.71	11.77	11.740		0.085	0.085	0.0850		5.86	5.88	5.870		3.69	4	3.85
T23	3000	4000	12.75	11.9		12.325	0.078	0.084		0.0810	6.38	5.95		6.165	4.8	4.1		4.45
T24	3000	5000		12.28	12.04	12.160		0.081	0.083	0.0820		6.14	6.02	6.080		4.4	4.2	4.30
T25	4000	0	12.64		12.01	12.325	0.079		0.083	0.0810	6.32		6.01	6.165	4.7		4.2	4.45
T26	4000	1000	11.47	12.53		12.000	0.087	0.08		0.0835	5.74	6.26		6.000	3.7	4.6		4.15
T27	4000	2000	12.66		12.17	12.415	0.079		0.082	0.0805	6.33		6.09	6.210	4.7		4.3	4.50
T28	4000	3000	12.44	12.43		12.435	0.08	0.08		0.0800	6.22	6.22		6.220	4.5	4.5		4.50
T29	4000	4000		12.96	12.3	12.630		0.077	0.081	0.0790		6.48	6.15	6.315		4.9	4.4	4.65
T30	4000	5000	12.2	12.11		12.155	0.082	0.083		0.0825	6.1	6.06		6.080	4.3	4.2		4.25
T31	5000	0	12.76		12.39	12.575	0.078		0.081	0.0795	6.38		6.2	6.290	4.8		4.4	4.60
T32	5000	1000		12.07	12.56	12.315		0.083	0.08	0.0815		6.04	6.28	6.160		4.2	4.6	4.40
T33	5000	2000	12.7		12.47	12.585	0.079		0.08	0.0795	6.35		6.22	6.285	4.7		4.5	4.60
T34	5000	3000		13.12	13.16	13.140		0.076	0.076	0.0760		6.59	6.58	6.585		5.2	5.1	5.15
T35	5000	4000	13.01	12.89		12.950	0.077	0.078		0.0775	6.5	6.44		6.470	5.01	4.9		4.96
T36	5000	5000	12.97		13.04	13.005	0.077		0.077	0.0770	6.48		6.52	6.500	5.01		5.09	5.05

Anexo 5. Datos obtenidos de peso por Unidad Experimental

Figura 28

Valores de Peso por Tratamientos de Interacción

HOJA DE CALCULO			Volumen para solucion de 100 ml apartir de solucion de 100 ug/ml			PESO SUELO SECO			PESO PREVIO A ADSORCION			PESO POST AGITACION Y ADSORCION			PESO PREVIO PROCESO DE DESORCION					
Hora ads.	CIP	TC	CIP	TC	CaCl2	Peso Inicial (etiqueta + suelo+ peso tubo) g / Peso Post Agitacion por 30 minutos (etiqueta + suelo+ solucion + peso tubo) g			Peso Inicial (etiqueta + suelo+ solucion + peso tubo) g / Peso Post Agitacion por 30 minutos (etiqueta + suelo+ solucion + peso tubo) g			Peso con descarte de solucion en contacto con suelo (etiqueta + suelo + peso tubo) g			Peso con adicion de CaCl2 (etiqueta + suelo+ solucion + peso tubo) g				20	
Hora des.	Conc. ug/ L	Conc. ug/ L	uL	uL	uL	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3			
T1	0	0	0	0	100000	33.24	33.46	33.01	53.24	53.46	53.01	39.17	39.41	38.47	58.79	59.13	58.2	38.79	39.13	38.2
T2	0	1000	0	1000	99000	33.46	33.26	33.15	53.46	53.26	53.15	39.26	38.88	39.17	59.07	58.77	58.82	39.07	38.77	38.82
T3	0	2000	0	2000	98000	33.19	33.39	33.33	53.19	53.39	53.33	38.73	38.89	39.21	58.46	58.88	59.09	38.46	38.88	39.09
T4	0	3000	0	3000	97000	33.47	33.47	33.34	53.47	53.47	53.34	38.1	39.39	39.04	57.95	58.61		37.95	38.61	0
T5	0	4000	0	4000	96000	33.54	33.29	33.03	53.54	53.29	53.03	39.23	39.5	39.24	59.23	59.41	59.23	39.23	39.41	39.23
T6	0	5000	0	5000	95000	33.14	33.15	32.87	53.14	53.15	52.87	38.99	38.93	38.15	59.08	58.71		39.08	38.71	0
T7	1000	0	1000	0	99000	33.13	32.97	32.74	53.13	52.97	52.74	38.76	39.37	38.7	58.07	59.43	58.81	38.07	39.43	38.81
T8	1000	1000	1000	1000	98000	32.95	32.88	32.98	52.95	52.88	52.98	39.25	39.27	39.18	59.61	59.53	59.7	39.61	39.53	39.7
T9	1000	2000	1000	2000	97000	33.17	33.15	32.84	53.17	53.15	52.84	39.21	39.07	38.81	59.75	59.66	59.37	39.75	39.66	39.37
T10	1000	3000	1000	3000	96000	32.77	32.93	32.66	52.77	52.93	52.66	38.74	39.32	38.97	59.12	60.13	59.75	39.12	40.13	39.75
T11	1000	4000	1000	4000	95000	32.77	32.87	32.76	52.77	52.87	52.76	39.24	39.02	39.19	60.28	59.91	60.04	40.28	39.91	40.04
T12	1000	5000	1000	5000	94000	32.89	33.03	32.98	52.89	53.03	52.98	39.14	39.27	39.27	60.07	60.13	60.05	40.07	40.13	40.05
T13	2000	0	2000	0	98000	32.9	32.92	31.48	52.9	52.92	51.48	39.42	39.24	38.87	60.2	57.11	59.57	40.2	37.11	39.57
T14	2000	1000	2000	1000	97000	32.74	32.43	32.64	52.74	52.43	52.64	38.9	38.9	38.76	59.62	59.85	59.63	39.62	39.85	39.63
T15	2000	2000	2000	2000	96000	32.99	32.92	32.9	52.99	52.92	52.9	39.53	38.76	38.98	60.58	59.61	59.87	40.58	39.61	39.87
T16	2000	3000	2000	3000	95000	33.16	32.97	32.88	53.16	52.97	52.88	39.05	38.85	38.75	59.9	59.7	59.55	39.9	39.7	39.55
T17	2000	4000	2000	4000	94000	32.74	33.15	32.72	52.74	53.15	52.72	38.95	39.08	38.56	59.92	60.02	59.43	39.92	40.02	39.43
T18	2000	5000	2000	5000	93000	32.79	32.97	32.86	52.79	52.97	52.86	38.71	38.74	39.16	59.66	59.95	59.63	39.66	39.95	39.63
T19	3000	0	3000	0	97000	32.93	32.93	33.09	52.93	52.93	53.09	39.15	38.99	38.87	59.86	59.66	59.7	39.86	39.66	39.7
T20	3000	1000	3000	1000	96000	33.09	32.94	32.85	53.09	52.94	52.85	38.29	38.35	38.44	59.08	59.27	59.28	39.08	39.27	39.28
T21	3000	2000	3000	2000	95000	33.95	33.59	33.25	53.95	53.59	53.25	38.15	38.06	37.74	58.94	59.03	58.6	38.94	39.03	38.6
T22	3000	3000	3000	3000	94000	33.46	33.19	33.04	53.46	53.19	53.04	38.04	37.74	38.1	58.81	58.42	58.81	38.81	38.42	38.81
T23	3000	4000	3000	4000	93000	33.08	33.59	33.48	53.08	53.59	53.48	38.15	38.26	38.33	58.8	59.12	59.22	38.8	39.12	39.22
T24	3000	5000	3000	5000	92000	33.04	33.33	33.49	53.04	53.33	53.49	38.11	38.74	38.82	58.96	59.5	59.56	38.96	39.5	39.56
T25	4000	0	4000	0	96000	33.19	32.86	33.01	53.19	52.86	53.01	38.81	38.87	38.91	59.53	59.7	59.68	39.53	39.7	39.68
T26	4000	1000	4000	1000	95000	32.95	33.12	33.16	52.95	53.12	53.16	38.07	38.63	38.43	58.9	59.53	59.05	38.9	39.53	39.05
T27	4000	2000	4000	2000	94000	32.95	32.71	32.83	52.95	52.71	52.83	38.66	38.51	38.99	59.06	59.3	60.02	39.06	39.3	40.02
T28	4000	3000	4000	3000	93000	33.03	33.25	33.31	53.03	53.25	53.31	39.01	38.43	38.66	60.01	59.41	59.61	40.01	39.41	39.61
T29	4000	4000	4000	4000	92000	32.21	32.12	31.87	52.21	52.12	51.87	38.82	38.66	38.68	59.85	59.61	59.57	39.85	39.61	39.57
T30	4000	5000	4000	5000	91000	33.18	33.44	33.5	53.18	53.44	53.5	38.75	38.46	38.56	59.62	59.29	59.49	39.62	39.29	39.49
T31	5000	0	5000	0	95000	33.47	32.77	33.06	53.47	52.77	53.06	39.29	38.39	38.76	60.43	59.44	59.49	40.43	39.44	39.49
T32	5000	1000	5000	1000	94000	33.28	33.02	33.03	53.28	53.02	53.03	38.58	38.66	38.86	59.54	59.62	59.49	39.54	39.62	39.49
T33	5000	2000	5000	2000	93000	33.15	34.02	32.84	53.15	54.02	52.84	38.08	39.32	38.83	58.31	60.22	59.77	38.31	40.22	39.77
T34	5000	3000	5000	3000	92000	34.28	34.01	34.17	54.28	54.01	54.17	39.63	39.56	39.65	60.4	60.35	60.64	40.4	40.35	40.64
T35	5000	4000	5000	4000	91000	34.24	34.93	34.46	54.24	54.93	54.46	39.64	40.5	40.23	60.11	61.44	60.78	40.11	41.44	40.78
T36	5000	5000	5000	5000	90000	34.91	33.1	34.19	54.91	53.1	54.19	40.21	38.44	39.61	60.78	58.75	60.1	40.78	38.75	40.1

Anexo 6. Cálculos para Transformación de Datos para Ciprofloxacina y Tetraciclina

Figura 29

Cálculo de datos experimentales Ce y Qe para Ciprofloxacina

vial	CIP mg L-1	TC mg L-1	rep	Massa de produto adicionado (mg) CIP	Área CIP	peso inicial (suelo seco)	Peso despues de adsorción	Diferencia	Ce (mg/L) CIP	Volumes en equilíbrio (mL) cip	Masa de produto en equilíbrio (mg)	Masa adsorvida (mg) en 20 g de suelo	Concentración (mg/g)	Qe (mg/Kg)	Porcentaje adsorbido (%)	desvio	erro	Média (%)
1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	0	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13	0	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	0	4	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15	0	4	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	0	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17	0	5	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18	0	5	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19	1	0	1	0.02	7.02047	33.13	38.76	5.63	0.111625335	14.37	0.001604056	0.018395944	0.000919797	0.919797197	91.97971972			
20	1	0	2	0.02	5.11527	32.97	39.37	6.40	0.072589378	13.60	0.000987216	0.019012784	0.000950639	0.950639223	95.06392227	1.8174	1.0493	92.967
21	1	0	3	0.02	7.23453	32.74	38.70	5.96	0.116011245	14.04	0.001628798	0.018371202	0.00091856	0.918560106	91.8560106			
22	1	1	1	0.02	6.71878	32.95	39.25	6.30	0.105443958	13.70	0.001444582	0.018555418	0.000927771	0.927770888	92.77708884			
23	1	1	2	0.02	7.80785	32.88	39.27	6.39	0.127758093	13.61	0.001738788	0.018261212	0.000913061	0.913060618	91.30606179	0.7372	0.4256	92.013
24	1	1	3	0.02	7.26332	32.98	39.18	6.20	0.116601026	13.80	0.001609094	0.018390906	0.000919545	0.919545292	91.95452923			
25	1	2	1	0.02	7.28370	33.17	39.21	6.04	0.117018595	13.96	0.00163358	0.01836642	0.000918321	0.918321021	91.83210208			
26	1	2	2	0.02	8.18447	33.15	39.07	5.92	0.135474722	14.08	0.001907484	0.018092516	0.000904626	0.904625796	90.46257958	1.3121	0.7575	91.794
27	1	2	3	0.02	6.38292	32.84	38.81	5.97	0.098562468	14.03	0.001382831	0.018617169	0.000930858	0.930858429	93.08584289			
28	1	3	1	0.02	6.64537	32.77	38.74	5.97	0.103939849	14.03	0.001458276	0.018541724	0.000927086	0.927086196	92.7086196			
29	1	3	2	0.02	5.89826	32.93	39.32	6.39	0.088632189	13.61	0.001206284	0.018793716	0.000939686	0.939685795	93.96857952	0.7198	0.4156	93.540
30	1	3	3	0.02	5.89211	32.66	38.97	6.31	0.088506181	13.69	0.00121165	0.01878835	0.000939418	0.939417519	93.94175191			
31	1	4	1	0.02	8.05125	32.77	39.24	6.47	0.132745104	13.53	0.001796041	0.018203959	0.000910198	0.910197937	91.0197937			
32	1	4	2	0.02	7.25270	32.87	39.02	6.15	0.116383533	13.85	0.001611912	0.018388088	0.000919404	0.919404403	91.94044033	0.4733	0.2733	91.417
33	1	4	3	0.02	7.83826	32.76	39.19	6.43	0.128381143	13.57	0.001742132	0.018257868	0.000912893	0.912893395	91.28933947			
34	1	5	1	0.02	6.33128	32.89	39.14	6.25	0.097504407	13.75	0.001340686	0.018659314	0.000932966	0.93296572	93.296572			
35	1	5	2	0.02	6.66490	33.03	39.27	6.24	0.104340002	13.76	0.001435718	0.018564282	0.000928214	0.928214078	92.82140784	0.2379	0.1374	93.067
36	1	5	3	0.02	6.49809	32.98	39.27	6.29	0.100922205	13.71	0.001383643	0.018616357	0.000930818	0.930817829	93.08178286			

Ciprofloxacina

ECUACION

	b	a
CIP	48.80629	1.57245
TC	15.22797	0.51622

Area = 48.8062851*Atm + 1.5724521

Area = 15.2279661*Atm + 0.5162167

CE (mg/L)	dp		Erro	Qe (mg/Kg)	dp	Erro
0.100075	0.023904	23.886	0.0414035	0.929666	0.01817	0.031479
0.116601	0.011157	9.5686	0.0193246	0.920126	0.00737	0.012769
0.117019	0.018456	15.772	0.0319669	0.917935	0.01312	0.022726
0.093693	0.008874	9.4719	0.0153711	0.935397	0.0072	0.012468
0.125837	0.008472	6.7328	0.0146746	0.914165	0.00473	0.008198
0.100922	0.003418	3.3866	0.0059198	0.930666	0.00238	0.004121

37	2	0	1	0.04	5.68918	32.9	39.42	6.52	0.084348315	13.48	0.001137015	0.038862985	0.001943149	1.943149236	97.15746179											
38	2	0	2	0.04	5.18071	32.92	39.24	6.32	0.073930189	13.68	0.001011365	0.038988635	0.001949432	1.94943175	97.47158752	0.3346	0.1932	97.485	0.075744	0.007856	10.372	0.0136069	1.949702	0.00669	0.011591
39	2	0	3	0.04	4.93783	31.48	38.87	7.39	0.068953679	12.61	0.000869506	0.039130494	0.001956525	1.956524706	97.82623528											
40	2	1	1	0.04	7.83538	32.74	38.90	6.16	0.128322159	13.84	0.001775979	0.038224021	0.001911201	1.911201066	95.56005328											
41	2	1	2	0.04	6.25288	32.43	38.90	6.47	0.095898057	13.53	0.001297501	0.038702499	0.001935125	1.935124965	96.75624823	0.6034	0.3484	96.204	0.110317	0.016507	14.963	0.0285907	1.924085	0.01207	0.020902
42	2	1	3	0.04	6.78159	32.64	38.76	6.12	0.106730883	13.88	0.001481425	0.038518575	0.001925929	1.925928767	96.29643836											
43	2	2	1	0.04	5.27815	32.99	39.53	6.54	0.075926551	13.46	0.001021971	0.038978029	0.001948901	1.948901431	97.44507156											
44	2	2	2	0.04	6.09465	32.92	38.76	5.84	0.092656056	14.16	0.00131201	0.03868799	0.0019344	1.934399512	96.71997561	0.6136	0.3543	97.368	0.075927	0.01673	22.034	0.0289764	1.947367	0.01227	0.021256
45	2	2	3	0.04	4.46164	32.9	38.98	6.08	0.059197046	13.92	0.000824023	0.039175977	0.001958799	1.958798856	97.9399428											
46	2	3	1	0.04	3.71293	33.16	39.05	5.89	0.043856501	14.11	0.000618815	0.039381185	0.001969059	1.969059238	98.45296192											
47	2	3	2	0.04	4.12389	32.97	38.85	5.88	0.052276831	14.12	0.000738149	0.039261851	0.001963093	1.963092558	98.15462788	0.2968	0.1714	98.452	0.043857	0.00842	19.2	0.0145844	1.969039	0.00594	0.010281
48	2	3	3	0.04	3.30196	32.88	38.75	5.87	0.035436172	14.13	0.000500713	0.039499287	0.001974964	1.974964345	98.74821723											
49	2	4	1	0.04	4.45490	32.74	38.95	6.21	0.059058949	13.79	0.000814423	0.039185577	0.001959279	1.959278855	97.96394274											
50	2	4	2	0.04	4.53375	33.15	39.08	5.93	0.06067452	14.07	0.00085369	0.03914631	0.001957315	1.957315475	97.86577377	0.0574	0.0332	97.932	0.059059	0.001616	2.7355	0.0027983	1.958641	0.00115	0.001989
51	2	4	3	0.04	4.37605	32.72	38.56	5.84	0.057443378	14.16	0.000813398	0.039186602	0.00195933	1.959330088	97.96650441											
52	2	5	1	0.04	7.96507	32.79	38.71	5.92	0.130979297	14.08	0.001844188	0.038155812	0.001907791	1.907790575	95.38952875											
53	2	5	2	0.04	9.06458	32.97	38.74	5.77	0.15350744	14.23	0.002184411	0.037815589	0.001890779	1.890779456	94.53897281	0.8734	0.5042	95.405	0.130979	0.022528	17.2	0.0390199	1.908094	0.01747	0.030255
54	2	5	3	0.04	6.86555	32.86	39.16	6.30	0.108451153	13.70	0.001485781	0.038514219	0.001925711	1.92571096	96.285548											
55	3	0	1	0.06	9.28200	32.93	39.15	6.22	0.157962195	13.78	0.002176719	0.057823281	0.002891164	2.891164048	96.37213493											
56	3	0	2	0.06	9.91999	32.93	38.99	6.06	0.171034077	13.94	0.002384215	0.057615785	0.002880789	2.880789249	96.02630829	0.6393	0.3691	96.555	0.148129	0.029095	19.642	0.0503941	2.896637	0.01918	0.033218
57	3	0	3	0.06	7.20431	33.09	38.87	5.78	0.115392062	14.22	0.001640875	0.058359125	0.002917956	2.917956244	97.26520812											
58	3	1	1	0.06	7.71087	33.09	38.29	5.20	0.125771054	14.80	0.001861412	0.058138588	0.002906929	2.90692942	96.89764734											
59	3	1	2	0.06	7.82875	32.94	38.35	5.41	0.128186316	14.59	0.001870238	0.058129762	0.002906488	2.906488082	96.88293607	0.1872	0.1081	96.998	0.123317	0.006457	5.2358	0.0111832	2.909948	0.00562	0.009726
60	3	1	3	0.06	7.23363	32.85	38.44	5.59	0.115992805	14.41	0.001671456	0.058328544	0.002916427	2.916427184	97.21423947											
61	3	2	1	0.06	11.51040	33.95	38.15	4.20	0.203620248	15.80	0.0032172	0.0567828	0.00283914	2.839140004	94.63800012											
62	3	2	2	0.06	12.49270	33.59	38.06	4.47	0.223746755	15.53	0.003474787	0.056525213	0.002826261	2.826260645	94.20868817	0.3106	0.1793	94.553	0.209353	0.012551	5.9951	0.0217388	2.836588	0.00932	0.016138
63	3	2	3	0.06	11.36750	33.25	37.74	4.49	0.200692347	15.51	0.003112738	0.056887262	0.002844363	2.844363085	94.81210283											
64	3	3	1	0.06	13.64010	33.46	38.04	4.58	0.247256022	15.42	0.003812688	0.056187312	0.002809366	2.809365607	93.64552024											
65	3	3	2	0.06	19.08880	33.19	37.74	4.55	0.358895332	15.45	0.005544933	0.054455067	0.002722753	2.722753356	90.7584452	1.4443	0.8338	92.176	0.307504	0.056344	18.323	0.0975908	2.765266	0.04333	0.075046
66	3	3	3	0.06	17.01280	33.04	38.10	5.06	0.316359827	14.94	0.004726416	0.055273584	0.002763679	2.763679209	92.12264031											
67	3	4	1	0.06	17.19000	33.08	38.15	5.07	0.319990507	14.93	0.004777458	0.055222542	0.002761127	2.761127087	92.03756956											
68	3	4	2	0.06	17.36220	33.59	38.26	4.67	0.323518741	15.33	0.004959542	0.055040458	0.002752023	2.752022885	91.73409617	0.1518	0.0877	91.882	0.321755	0.001764	0.5483	0.0030555	2.756474	0.00456	0.00789
69	3	4	3	0.06	17.27610	33.48	38.33	4.85	0.321754624	15.15	0.004874583	0.055125417	0.002756271	2.756270872	91.87569575											
70	3	5	1	0.06	15.44260	33.04	38.11	5.07	0.284187741	14.93	0.004242923	0.055757077	0.002787854	2.787853851	92.92846172											
71	3	5	2	0.06	16.13350	33.33	38.74	5.41	0.298343705	14.59	0.004352835	0.055647165	0.002782358	2.782358268	92.74527559	0.1042	0.0602	92.866	0.290661	0.007155	2.4617	0.012393	2.785967	0.00313	0.005414
72	3	5	3	0.06	15.69950	33.49	38.82	5.33	0.289451407	14.67	0.004246252	0.055753748	0.002787687	2.787687393	92.9229131											

73	4	0	1	0.08	17.92500	33.19	38.81	5.62	0.335050043	14.38	0.00481802	0.07518198	0.003759099	3.759099019	93.97747548											
74	4	0	2	0.08	17.89730	32.86	38.87	6.01	0.334482493	13.99	0.00467941	0.07532059	0.003766029	3.766029496	94.15073741	0.0890	0.0514	94.076	0.3347663	0.0002838	0.08477	0.0004915	3.763039	0.00356	0.006169
75	4	0	3	0.08	17.91115	33.01	38.91	5.90	0.334766268	14.10	0.004720204	0.075279796	0.00376399	3.763989781	94.09974453											
76	4	1	1	0.08	13.11170	32.95	38.07	5.12	0.236429547	14.88	0.003518072	0.076481928	0.003824096	3.824096417	95.60241042											
77	4	1	2	0.08	16.60350	33.12	38.63	5.51	0.307973612	14.49	0.004462538	0.075537462	0.003776873	3.776873118	94.42182796	0.5905	0.3409	95.004	0.2722016	0.035772	13.1417	0.061959	3.800164	0.02362	0.040908
78	4	1	3	0.08	14.85760	33.16	38.43	5.27	0.27220158	14.73	0.004009529	0.075990471	0.003799524	3.799523537	94.98808842											
79	4	2	1	0.08	14.55760	32.95	38.66	5.71	0.26605483	14.29	0.003801924	0.076198076	0.003809904	3.809903824	95.24759559											
80	4	2	2	0.08	14.42490	32.71	38.51	5.80	0.263335918	14.20	0.00373937	0.07626063	0.003813031	3.813031498	95.32578745	0.7488	0.4323	94.855	0.2922328	0.0477156	16.3279	0.0826459	3.794199	0.02995	0.051875
81	4	2	3	0.08	18.52325	32.83	38.99	6.16	0.347307685	13.84	0.004806738	0.075193262	0.003759663	3.759663082	93.99157705											
82	4	3	1	0.08	29.37310	33.03	39.01	5.98	0.569612046	14.02	0.007985961	0.072014039	0.003600702	3.600701956	90.0175489											
83	4	3	2	0.08	26.81885	33.25	38.43	5.18	0.517277598	14.82	0.007666054	0.072333946	0.003616697	3.6166973	90.41743251	0.7590	0.4382	90.640	0.5172776	0.0523344	10.1173	0.0906459	3.625609	0.03036	0.052587
84	4	3	3	0.08	24.26460	33.31	38.66	5.35	0.464943149	14.65	0.006811417	0.073188583	0.003659429	3.659429143	91.48572858											
85	4	4	1	0.08	27.57650	32.21	38.82	6.61	0.532801213	13.39	0.007134208	0.072865792	0.00364329	3.643289588	91.0822397											
86	4	4	2	0.08	26.45190	32.12	38.66	6.54	0.509759099	13.46	0.006861357	0.073138643	0.003656932	3.656932127	91.42330317	0.3568	0.2060	91.072	0.5353412	0.026942	5.03268	0.0466649	3.642873	0.01427	0.024721
87	4	4	3	0.08	29.07300	31.87	38.68	6.81	0.563463247	13.19	0.00743208	0.07256792	0.003628396	3.628395988	90.70989971											
88	4	5	1	0.08	33.09080	33.18	38.75	5.57	0.645784612	14.43	0.009318672	0.070681328	0.003534066	3.534066402	88.35166006											
89	4	5	2	0.08	35.99000	33.44	38.46	5.02	0.705186798	14.98	0.010563698	0.069436302	0.003471815	3.471815088	86.79537721	1.1539	0.6662	88.065	0.6457846	0.0594022	9.19845	0.1028876	3.522618	0.04616	0.079945
90	4	5	3	0.08	30.19160	33.5	38.56	5.06	0.586382427	14.94	0.008760553	0.071239447	0.003561972	3.561972327	89.04930818											
91	5	0	1	0.1	35.01765	33.47	39.29	5.82	0.685264159	14.18	0.009717046	0.090282954	0.004514148	4.514147711	90.28295423											
92	5	0	2	0.1	35.10440	32.77	38.39	5.62	0.687041594	14.38	0.009879658	0.090120342	0.004506017	4.506017094	90.12034188	0.0825	0.0476	90.210	0.6852642	0.0017774	0.25938	0.0030786	4.510491	0.00413	0.007147
93	5	0	3	0.1	34.93090	33.06	38.76	5.70	0.683486724	14.30	0.00977386	0.09022614	0.004511307	4.511306993	90.22613985											
94	5	1	1	0.1	40.54810	33.28	38.58	5.30	0.798578458	14.70	0.011739103	0.088260897	0.004413045	4.413044833	88.26089667											
95	5	1	2	0.1	36.16920	33.02	38.66	5.64	0.708858456	14.36	0.010179207	0.089820793	0.00449104	4.491039629	89.82079257	0.8339	0.4815	88.870	0.7723059	0.0552168	7.1496	0.0956383	4.443522	0.0417	0.07222
96	5	1	3	0.1	41.08020	33.03	38.86	5.83	0.809480742	14.17	0.011470342	0.088529658	0.004426483	4.426482894	88.52965788											
97	5	2	1	0.1	39.32150	33.15	38.08	4.93	0.773446449	15.07	0.011655838	0.088344162	0.004417208	4.417208101	88.34416201											
98	5	2	2	0.1	32.70097	34.02	39.32	5.30	0.637797321	14.70	0.009375621	0.090624379	0.004531219	4.531218969	90.62437938	1.4286	0.8248	89.981	0.6851327	0.076548	11.1727	0.1325849	4.499066	0.07143	0.123723
99	5	2	3	0.1	33.01124	32.84	38.83	5.99	0.644154392	14.01	0.009024603	0.090975397	0.00454877	4.548769848	90.97539697											
100	5	3	1	0.1	73.66310	34.28	39.63	5.35	1.477077138	14.65	0.02163918	0.07836082	0.003918041	3.918040997	78.36081993											
101	5	3	2	0.1	70.57410	34.01	39.56	5.55	1.413786109	14.45	0.020429209	0.079570791	0.00397854	3.978539536	79.57079073	0.6054	0.3496	78.952	1.4474413	0.0318364	2.19949	0.0551422	3.947607	0.03027	0.052433
102	5	3	3	0.1	72.41286	34.17	39.65	5.48	1.451460765	14.52	0.02107521	0.07892479	0.003946239	3.946239485	78.92478969											
103	5	4	1	0.1	67.05936	34.24	39.64	5.40	1.341772023	14.60	0.019589872	0.080410128	0.004020506	4.020506423	80.41012846											
104	5	4	2	0.1	53.47364	34.93	40.50	5.57	1.063411972	14.43	0.015345035	0.084654965	0.004232748	4.232748262	84.65496524	2.3484	1.3558	83.113	1.1701197	0.1501147	12.829	0.2600064	4.155641	0.11742	0.203374
105	5	4	3	0.1	55.51194	34.46	40.23	5.77	1.105175036	14.23	0.015726641	0.084273359	0.004213668	4.213667962	84.27335924											
106	5	5	1	0.1	40.97424	34.91	40.21	5.30	0.807309711	14.70	0.011867453	0.088132547	0.004406627	4.406627363	88.13254725											
107	5	5	2	0.1	40.97124	33.1	38.44	5.34	0.807248243	14.66	0.011834259	0.088165741	0.004408287	4.408287038	88.16574076	0.5503	0.3177	88.467	0.7873445	0.0345276	4.38533	0.0598036	4.423335	0.02751	0.047655
108	5	5	3	0.1	38.05395	34.19	39.61	5.42	0.747475409	14.58	0.010898191	0.089101809	0.00445509	4.455090427	89.10180854											

Figura 30

Cálculo de datos experimentales Ce y Qe para Tetraciclina

vial	CIP mg L-1	TC mg L-1	rep	Massa de produto adicionado (mg) TC	Área TC	Peso inicial (suelo seco)	Peso despues de adsorción	Diferencia	Ce (mg/L) TC	Volumes em equilíbrio (mL) cip	Masa de produto en equilíbrio (mg)	Masa adsorvida (mg) en 20 g de suelo	Concentración (mg/g)	Qe (mg/Kg)	Porcentaje adsorbido (%)	desvio	erro	Média (%)	CE (mg/L)	dp	Erro	Erro	Qe (mg/Kg)	dp	Erro
1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0										
2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0										
4	0	1	1	0.02	2.28922	33.46	39.26	5.80	0.116430736	14.20	0.001653316	0.018346684	0.00091733	0.9173342	91.73342										
5	0	1	2	0.02	2.29571	33.26	38.88	5.62	0.116856925	14.38	0.001680403	0.018319597	0.00091598	0.9159799	91.59799	0.2052	0.1185	91.554	0.1191063	0.0042704	3.5854	0.0073966	0.915539	0.01281	0.02219
6	0	1	3	0.02	2.40496	33.15	39.17	6.02	0.124031226	13.98	0.001733957	0.018266043	0.00091330	0.9133022	91.33022										
7	0	2	1	0.04	4.53042	33.19	38.73	5.54	0.263607318	14.46	0.003811762	0.036188238	0.00180941	1.8094119	90.47060										
8	0	2	2	0.04	4.58557	33.39	38.89	5.50	0.267228944	14.50	0.00387482	0.03612518	0.00180626	1.8062590	90.31295	0.1634	0.0943	90.309	0.270015	0.0081654	3.02406	0.0141429	1.806183	0.0245	0.042429
9	0	2	3	0.04	4.76800	33.33	39.21	5.88	0.279208876	14.12	0.003942429	0.036057571	0.00180288	1.8028785	90.14393										
10	0	3	1	0.06	6.64949	33.47	38.10	4.63	0.402763787	15.37	0.006190479	0.053809521	0.00269048	2.6904760	89.68253										
11	0	3	2	0.06	6.69474	33.47	39.39	5.92	0.405735294	14.08	0.005712753	0.054287247	0.00271436	2.7143624	90.47875	0.4539	0.2620	90.206	0.4029523	0.0026938	0.6685	0.0046657	2.706194	0.00808	0.013997
12	0	3	3	0.06	6.61285	33.34	39.04	5.70	0.400357688	14.30	0.005725115	0.054274885	0.00271374	2.7137443	90.45814										
13	0	4	1	0.08	9.78344	33.54	39.23	5.69	0.608566058	14.31	0.00870858	0.07129142	0.00356457	3.5645710	89.11427										
14	0	4	2	0.08	9.88167	33.29	39.50	6.21	0.61501669	13.79	0.00848108	0.07151892	0.00357595	3.5759460	89.39865	0.2125	0.1227	89.348	0.6103255	0.0041047	0.67254	0.0071096	3.573906	0.01231	0.021329
15	0	4	3	0.08	9.76559	33.03	39.24	6.21	0.607393873	13.79	0.008375962	0.071624038	0.00358120	3.5812019	89.53005										
16	0	5	1	0.1	11.68705	33.14	38.99	5.85	0.73357356	14.15	0.010380066	0.089619934	0.00448100	4.4809967	89.61993										
17	0	5	2	0.1	14.10006	33.15	38.93	5.78	0.892032673	14.22	0.012684705	0.087315295	0.00436576	4.3657648	87.31530	1.4299	0.8256	87.979	0.8362285	0.0890145	10.6448	0.1541776	4.398938	0.26704	0.462533
18	0	5	3	0.1	13.96372	32.87	38.15	5.28	0.883079409	14.72	0.012998929	0.087001071	0.00435005	4.3500536	87.00107										
19	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0										
20	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0000	0.0000	0.000	0	0	0	0	0	0	0
21	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0										
22	1	1	1	0.02	2.42390	32.95	39.25	6.30	0.12527499	13.70	0.001716267	0.018283733	0.00091419	0.9141866	91.41866										
23	1	1	2	0.02	3.00128	32.88	39.27	6.39	0.163190756	13.61	0.002221026	0.017778974	0.00088895	0.8889487	88.89487	1.5202	0.8777	89.667	0.1507997	0.0221082	14.6606	0.0382925	0.896674	0.06632	0.114878
24	1	1	3	0.02	3.01259	32.98	39.18	6.20	0.163933468	13.80	0.002262282	0.017737718	0.00088689	0.8868859	88.68859										
25	1	2	1	0.04	4.21153	33.17	39.21	6.04	0.242666242	13.96	0.003387621	0.036612379	0.00183062	1.8306190	91.53095										
26	1	2	2	0.04	4.07611	33.15	39.07	5.92	0.233773393	14.08	0.003291529	0.036708471	0.00183542	1.8354235	91.77118	0.3938	0.2274	91.435	0.2443305	0.0114801	4.69859	0.0198841	1.828690	0.03444	0.059652
27	1	2	3	0.04	4.42298	32.84	38.81	5.97	0.256551878	14.03	0.003599423	0.036400577	0.00182003	1.8200289	91.00144										
28	1	3	1	0.06	6.05158	32.77	38.74	5.97	0.363499844	14.03	0.005099903	0.054900097	0.00274500	2.7450049	91.50016										
29	1	3	2	0.06	6.48511	32.93	39.32	6.39	0.391969174	13.61	0.0053347	0.0546653	0.00273326	2.7332650	91.10883	0.2006	0.1158	91.330	0.3777345	0.0142347	3.76843	0.0246552	2.739904	0.0427	0.073965
30	1	3	3	0.06	6.26835	32.66	38.97	6.31	0.377734509	13.69	0.005171185	0.054828815	0.00274144	2.7414407	91.38136										
31	1	4	1	0.08	7.01821	32.77	39.24	6.47	0.426977133	13.53	0.005777001	0.074222999	0.00371115	3.7111500	92.77875										
32	1	4	2	0.08	5.23304	32.87	39.02	6.15	0.309747426	13.85	0.004290002	0.075709998	0.00378550	3.7854999	94.63750	1.0625	0.6134	93.411	0.3867441	0.0667037	17.2475	0.1155341	3.736433	0.20011	0.346602
33	1	4	3	0.08	6.96538	32.76	39.19	6.43	0.423507858	13.57	0.005747002	0.074252998	0.00371265	3.7126499	92.81625										
34	1	5	1	0.1	10.27917	32.89	39.14	6.25	0.641119979	13.75	0.0088154	0.0911846	0.00455923	4.5592300	91.18460										
35	1	5	2	0.1	8.82824	33.03	39.27	6.24	0.545839362	13.76	0.00751075	0.09248925	0.00462446	4.6244625	92.48925	0.6584	0.3801	91.889	0.5903612	0.0479455	8.12139	0.0830441	4.594425	0.14384	0.249132
36	1	5	3	0.1	9.41124	32.98	39.27	6.29	0.584124186	13.71	0.008008343	0.091991657	0.00459958	4.5995829	91.99166										

37	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0000	0.0000	0.000	0	0	0	0	0	0	0
38	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0										
39	2	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0										
40	2	1	1	0.02	2.55424	32.74	38.90	6.16	0.133834242	13.84	0.001852266	0.018147734	0.00090739	0.9073867	90.73867	0.6967	0.4022	91.541	0.1230258	0.0096316	7.82895	0.0166825	0.915409	0.02889	0.050047
41	2	1	2	0.02	2.34192	32.43	38.90	6.47	0.119891474	13.53	0.001622132	0.018377868	0.00091889	0.9188934	91.88934										
42	2	1	3	0.02	2.27279	32.64	38.76	6.12	0.1153518	13.88	0.001601083	0.018398917	0.00091995	0.9199459	91.99459										
43	2	2	1	0.04	3.06188	32.99	39.53	6.54	0.167170276	13.46	0.002250112	0.037749888	0.00188749	1.8874944	94.37472	0.5604	0.3235	94.217	0.1671703	0.0169097	10.1152	0.0292884	1.884330	0.05073	0.087865
44	2	2	2	0.04	2.80438	32.92	38.76	5.84	0.150260598	14.16	0.00212769	0.03787231	0.00189362	1.8936155	94.68077										
45	2	2	3	0.04	3.31938	32.9	38.98	6.08	0.184079954	13.92	0.002562393	0.037437607	0.00187188	1.8718804	93.59402										
46	2	3	1	0.06	3.77644	33.16	39.05	5.89	0.214094468	14.11	0.003020873	0.056979127	0.00284896	2.8489564	94.96521	0.3726	0.2151	94.609	0.229082	0.0157671	6.88273	0.0273094	2.838266	0.0473	0.081928
47	2	3	2	0.06	4.25510	32.97	38.85	5.88	0.245527425	14.12	0.003466847	0.056533153	0.00282666	2.8266576	94.22192										
48	2	3	3	0.06	3.98247	32.88	38.75	5.87	0.22762418	14.13	0.00321633	0.05678367	0.00283918	2.8391835	94.63945										
49	2	4	1	0.08	7.58651	32.74	38.95	6.21	0.464296627	13.79	0.00640265	0.07359735	0.00367987	3.6798675	91.99669	0.2620	0.1513	92.162	0.4477746	0.0180704	4.0356	0.0312988	3.686481	0.05421	0.093897
50	2	4	2	0.08	7.04105	33.15	39.08	5.93	0.428477005	14.07	0.006028671	0.073971329	0.00369857	3.6985664	92.46416										
51	2	4	3	0.08	7.37718	32.72	38.56	5.84	0.450550208	14.16	0.006379791	0.073620209	0.00368101	3.6810105	92.02526										
52	2	5	1	0.1	9.93324	32.79	38.71	5.92	0.618403222	14.08	0.008707117	0.091292883	0.00456464	4.5646441	91.29288	0.1713	0.0989	91.169	0.6306664	0.0109101	1.72994	0.0188969	4.558474	0.03273	0.056691
53	2	5	2	0.1	10.17531	32.97	38.74	5.77	0.634299632	14.23	0.009026084	0.090973916	0.00454870	4.5486958	90.97392										
54	2	5	3	0.1	10.25140	32.86	39.16	6.30	0.63929636	13.70	0.00875836	0.09124164	0.00456208	4.5620820	91.24164										
55	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0000	0.0000	0.000	0	0	0	0	0	0	0
56	3	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0										
57	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0										
58	3	1	1	0.02	2.09652	33.09	38.29	5.20	0.103776387	14.80	0.001535891	0.018464109	0.00092321	0.9232055	92.32055	0.4261	0.2460	91.897	0.1110341	0.006689	6.0243	0.0115857	0.918975	0.02007	0.034757
59	3	1	2	0.02	2.29715	32.94	38.35	5.41	0.116951488	14.59	0.001706322	0.018293678	0.00091468	0.9146839	91.46839										
60	3	1	3	0.02	2.22745	32.85	38.44	5.59	0.112374383	14.41	0.001619315	0.018380685	0.00091903	0.9190343	91.90343										
61	3	2	1	0.04	5.34860	33.95	38.15	4.20	0.317336095	15.80	0.00501391	0.03498609	0.00174930	1.7493045	87.46522	0.6821	0.3938	87.053	0.3317591	0.0193411	5.82987	0.0334998	1.741069	0.05802	0.100499
62	3	2	2	0.04	5.90292	33.59	38.06	4.47	0.353737542	15.53	0.005493544	0.034506456	0.00172532	1.7253228	86.26614										
63	3	2	3	0.04	5.45318	33.25	37.74	4.49	0.324203723	15.51	0.0050284	0.0349716	0.00174858	1.7485800	87.42900										
64	3	3	1	0.06	7.02873	33.46	38.04	4.58	0.427667967	15.42	0.00659464	0.05340536	0.00267027	2.6702680	89.00893	0.7704	0.4448	88.391	0.4561222	0.0283407	6.21339	0.0490875	2.651738	0.08502	0.147262
65	3	3	2	0.06	7.89185	33.19	37.74	4.55	0.484347893	15.45	0.007483175	0.052516825	0.00262584	2.6258413	87.52804										
66	3	3	3	0.06	7.46551	33.04	38.1	5.06	0.45635072	14.94	0.00681788	0.05318212	0.00265911	2.6591060	88.63687										
67	3	4	1	0.08	9.54462	33.08	38.15	5.07	0.592883071	14.93	0.008851744	0.071148256	0.00355741	3.5574128	88.93532	0.4805	0.2774	88.641	0.600394	0.0257832	4.29437	0.0446578	3.545638	0.07735	0.133973
68	3	4	2	0.08	9.33626	33.59	38.26	4.67	0.57920035	15.33	0.008879141	0.071120859	0.00355604	3.5560429	88.90107										
69	3	4	3	0.08	10.09611	33.48	38.33	4.85	0.629098675	15.15	0.009530845	0.070469155	0.00352346	3.5234578	88.08644										
70	3	5	1	0.1	12.07817	33.04	38.11	5.07	0.759257883	14.93	0.01133572	0.08866428	0.00443321	4.4332140	88.66428	0.1737	0.1003	88.630	0.7719656	0.0145863	1.88951	0.0252643	4.431498	0.04376	0.075793
71	3	5	2	0.1	12.22266	33.33	38.74	5.41	0.768746346	14.59	0.011216009	0.088783991	0.00443920	4.4391995	88.78399										
72	3	5	3	0.1	12.51422	33.49	38.82	5.33	0.787892698	14.67	0.011558386	0.088441614	0.00442208	4.4220807	88.44161										

73	4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0000	0.0000	0.000	0	0	0	0	0	0	0
74	4	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0										
75	4	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0										
76	4	1	1	0.02	2.38076	32.95	38.07	5.12	0.122442044	14.88	0.001821938	0.018178062	0.00090890	0.9089031	90.89031	0.6350	0.3666	90.186	0.133616	0.010307	7.71389	0.0178522	0.901857	0.03092	0.053557
77	4	1	2	0.02	2.69003	33.12	38.63	5.51	0.142751388	14.49	0.002068468	0.017931532	0.00089658	0.8965766	89.65766										
78	4	1	3	0.02	2.58196	33.16	38.43	5.27	0.135654577	14.73	0.001998192	0.018001808	0.00090009	0.9000904	90.00904										
79	4	2	1	0.04	4.21018	32.95	38.66	5.71	0.242577589	14.29	0.003466434	0.036533566	0.00182668	1.8266783	91.33392	0.2435	0.1406	91.272	0.247429	0.005513	2.2281	0.0095487	1.825439	0.01654	0.028646
80	4	2	2	0.04	4.37535	32.71	38.51	5.80	0.25342408	14.20	0.003598622	0.036401378	0.00182007	1.8200689	91.00345										
81	4	2	3	0.04	4.26664	32.83	38.99	6.16	0.246285241	13.84	0.003408588	0.036591412	0.00182957	1.8295706	91.47853										
82	4	3	1	0.06	7.29293	33.03	39.01	5.98	0.445017625	14.02	0.006239147	0.053760853	0.00268804	2.6880426	89.60142	0.6879	0.3971	88.991	0.455425	0.017721	3.8911	0.0306937	2.669726	0.05316	0.092081
83	4	3	2	0.06	7.76300	33.25	38.43	5.18	0.475886488	14.82	0.007052638	0.052947362	0.00264737	2.6473681	88.24560										
84	4	3	3	0.06	7.29831	33.31	38.66	5.35	0.445370922	14.65	0.006524684	0.053475316	0.00267377	2.6737658	89.12553										
85	4	4	1	0.08	10.65593	32.21	38.82	6.61	0.6658613	13.39	0.008915883	0.071084117	0.00355421	3.5542059	88.85515	0.2951	0.1704	89.162	0.6496184	0.0141214	2.1738	0.024459	3.566465	0.04236	0.073377
86	4	4	2	0.08	10.30381	32.12	38.66	6.54	0.642738054	13.46	0.008651254	0.071348746	0.00356744	3.5674373	89.18593										
87	4	4	3	0.08	10.26601	31.87	38.68	6.81	0.640255779	13.19	0.008444974	0.071555026	0.00357775	3.5777513	89.44378										
88	4	5	1	0.1	13.10697	33.18	38.75	5.57	0.826817792	14.43	0.011930981	0.088069019	0.00440345	4.4034510	88.06902	0.5876	0.3392	87.685	0.8329164	0.0317146	3.80766	0.0549313	4.384261	0.09514	0.164794
89	4	5	2	0.1	13.72248	33.44	38.46	5.02	0.867237503	14.98	0.012991218	0.087008782	0.00435044	4.3504391	87.00878										
90	4	5	3	0.1	12.77007	33.5	38.56	5.06	0.804694023	14.94	0.012022129	0.087977871	0.00439889	4.3988936	87.97787										
91	5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0000	0.0000	0.000	0	0	0	0	0	0	0
92	5	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0										
93	5	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0										
94	5	1	1	0.02	2.81016	33.28	38.58	5.30	0.150640163	14.70	0.00221441	0.01778559	0.00088928	0.8892795	88.92795	0.3169	0.1829	88.875	0.1544739	0.0063703	4.12388	0.0110337	0.888747	0.01911	0.033101
95	5	1	2	0.02	2.81494	33.02	38.66	5.64	0.150954059	14.36	0.0021677	0.0178323	0.00089161	0.8916150	89.16150										
96	5	1	3	0.02	2.98052	33.03	38.86	5.83	0.161827475	14.17	0.002293095	0.017706905	0.00088535	0.8853452	88.53452										
97	5	2	1	0.04	4.78618	33.15	38.08	4.93	0.280402732	15.07	0.004225669	0.035774331	0.00178872	1.7887165	89.43583	0.8354	0.4823	89.885	0.2776473	0.0273515	9.85118	0.0473742	1.797691	0.08205	0.142123
98	5	2	2	0.04	4.30832	34.02	39.32	5.30	0.24902231	14.70	0.003660628	0.036339372	0.00181697	1.8169686	90.84843										
99	5	2	3	0.04	5.13816	32.84	38.83	5.99	0.303516784	14.01	0.00425227	0.03574773	0.00178739	1.7873865	89.36932										
100	5	3	1	0.06	7.92827	34.28	39.63	5.35	0.48673948	14.65	0.007130733	0.052869267	0.00264346	2.6434633	88.11544	1.4534	0.8391	89.008	0.4534015	0.0576828	12.7222	0.0999096	2.670227	0.17305	0.299729
101	5	3	2	0.06	6.40632	34.01	39.56	5.55	0.386795141	14.45	0.00558919	0.05441081	0.00272054	2.7205405	90.68468										
102	5	3	3	0.06	7.92721	34.17	39.65	5.48	0.486669937	14.52	0.007066447	0.052933553	0.00264668	2.6466776	88.22259										
103	5	4	1	0.08	10.23852	34.24	39.64	5.40	0.638450548	14.60	0.009321378	0.070678622	0.00353393	3.5339311	88.34828	0.4177	0.2411	88.725	0.6255121	0.0219386	3.50731	0.0379988	3.549010	0.06582	0.113996
104	5	4	2	0.08	9.65576	34.93	40.5	5.57	0.600181485	14.43	0.008660619	0.071339381	0.00356697	3.5669691	89.17423										
105	5	4	3	0.08	10.23020	34.46	40.23	5.77	0.637904185	14.23	0.009077377	0.070922623	0.00354613	3.5461312	88.65328										
106	5	5	1	0.1	12.42231	34.91	40.21	5.30	0.781857093	14.70	0.011493299	0.088506701	0.00442534	4.4253350	88.50670	0.4499	0.2598	88.346	0.7957331	0.0336839	4.23307	0.0583423	4.417319	0.10105	0.175027
107	5	5	2	0.1	12.26008	33.1	38.44	5.34	0.771203667	14.66	0.011305846	0.088694154	0.00443471	4.4347077	88.69415										
108	5	5	3	0.1	13.21845	34.19	39.61	5.42	0.834138533	14.58	0.01216174	0.08783826	0.00439191	4.3919130	87.83826										

Anexo 7. Datos de Ce y Qe experimentales para Tetraciclina y Ciprofloxacina

Figura 31

Valores de Ce y Qe para CIP y TC a aplicarse a estudio cinético

DATOS - SISTEMAS SIMPLES								DATOS SISTEMAS BINARIOS			
CIP				TC				CIP		TC	
CIP mg L-1	TC mg L-1	CE (mg/L)	Qe (mg/Kg)	TC mg L-1	CIP mg L-1	CE (mg/L)	Qe (mg/Kg)	CE (mg/L) CIP y TC	Qe (mg/Kg)	CE (mg/L) TC y CIP	Qe (mg/Kg)
1	0	0.100075	0.929666	1	0	0.119106	0.915539				
2	0	0.075744	1.949702	2	0	0.270015	1.806183				
3	0	0.148129	2.896637	3	0	0.402952	2.706194				
4	0	0.3347663	3.763039	4	0	0.6103255	3.573906				
5	0	0.6852642	4.510491	5	0	0.8362285	4.398938				
1	1	0.116601	0.920126	1	1	0.1508	0.896674	0.2674008	1.816799	0.2674008	1.816799
2	1	0.110317	1.924085	2	1	0.244331	1.82869	0.2333429	2.839494	0.3613491	2.746626
3	1	0.123317	2.909948	3	1	0.377735	2.739904	0.2343508	3.828923	0.4714272	3.6753
4	1	0.272202	3.800164	4	1	0.386744	3.736433	0.4058176	4.702021	0.5125807	4.650599
5	1	0.772306	4.443522	5	1	0.590361	4.594425	0.9267798	5.332269	0.6912834	5.525091
1	2	0.117019	0.917935	1	2	0.123026	0.915409	0.3613491	2.746626	0.2333429	2.839494
2	2	0.075927	1.947367	2	2	0.16717	1.884330	0.2430968	3.831697	0.2430968	3.831697
3	2	0.209353	2.836588	3	2	0.229082	2.838266	0.5411122	4.577657	0.2729385	4.807305
4	2	0.292233	3.794199	4	2	0.447775	3.686481	0.5397318	5.619639	0.5068336	5.645123
5	2	0.685133	4.499066	5	2	0.630666	4.558474	0.96278	6.296756	0.7616457	6.466568
1	3	0.093693	0.935397	1	3	0.111034	0.918975	0.4714272	3.6753	0.2343508	3.828923
2	3	0.043857	1.969039	2	3	0.331759	1.741069	0.2729385	4.807305	0.5411122	4.577657
3	3	0.307504	2.765266	3	3	0.456122	2.651738	0.7636259	5.417004	0.7636259	5.417004
4	3	0.517278	3.625609	4	3	0.600394	3.545638	0.9727026	6.295335	0.9221487	6.302111
5	3	1.447441	3.947607	5	3	0.771966	4.431498	1.9008429	6.617834	1.0626266	7.217465
1	4	0.125837	0.914165	1	4	0.133616	0.901857	0.5125807	4.650599	0.4058176	4.702021
2	4	0.059059	1.958641	2	4	0.247499	1.825439	0.5068336	5.645123	0.5397318	5.619639
3	4	0.321755	2.756474	3	4	0.455425	2.669726	0.9221487	6.302111	0.9727026	6.295335
4	4	0.535341	3.642873	4	4	0.649618	3.566465	1.1849596	7.209337	1.1849596	7.209337
5	4	1.17012	4.155641	5	4	0.832916	4.384261	1.7956317	7.704651	1.4787011	7.906879
1	5	0.100922	0.930666	1	5	0.154474	0.888747	0.6912834	5.525091	0.9267798	5.332269
2	5	0.130979	1.908094	2	5	0.277647	1.797691	0.7616457	6.466568	0.96278	6.296756
3	5	0.290661	2.785967	3	5	0.453402	2.670227	1.0626266	7.217465	1.9008429	6.617834
4	5	0.645785	3.522618	4	5	0.625512	3.54901	1.4787011	7.906879	1.7956317	7.704651
5	5	0.787344	4.423335	5	5	0.795733	4.417319	1.5830776	8.840654	1.5830776	8.840654

Anexo 8. Ajuste del modelo de Freundlich para la adsorción de Ciprofloxacina

Figura 32

Ajuste lineal del modelo de Freundlich para la adsorción de Ciprofloxacina

adsorbent: Suelo Agricola Moquegua
adsorbate: TC y CIP
pH 7.4

METODO LINEAL FREUNDLICH (CIP)

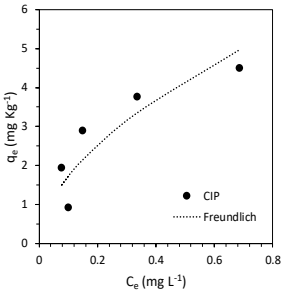
Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

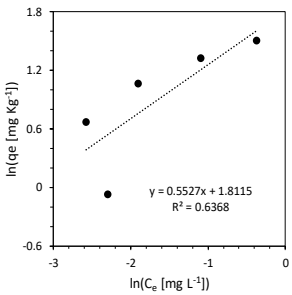
CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg kg-1)	ln(Ce)	ln(qe)	MODELO F. qe (mg g-1)
1	0.10007532	0.929665509	-2.30183218	-0.07293043	1.714778231
2	0.07574406	1.949701897	-2.58039524	0.66767649	1.470087073
3	0.14812944	2.896636513	-1.90966876	1.06355024	2.129810362
4	0.33476627	3.763039432	-1.0943227	1.32522699	3.342355073
5	0.68526416	4.510490599	-0.37795088	1.50640593	4.966002618

Tc	Regresión Lineal	
0	0.55270117	1.81150911

linearised Freundlich adsorption Isotherm:
ln(qe)=(1/n)*ln(Ce)+ln(KF)
y=mx+c:
n=1/m
KF=exp(c)

n	1.809295959
KF	6.119675733





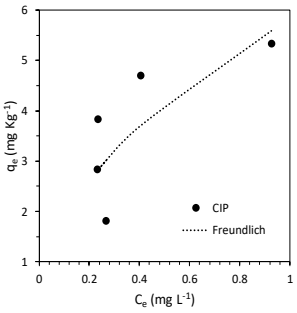
Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

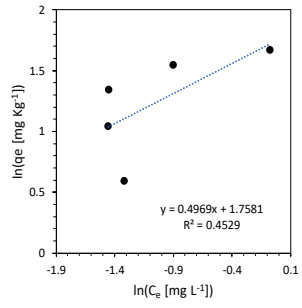
CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg kg-1)	ln(Ce)	ln(qe)	MODELO F. qe (mg g-1)
1	0.26740076	1.816799343	-1.31900676	0.59707635	3.012235967
2	0.23334287	2.83949359	-1.45524635	1.04362572	2.815070123
3	0.23435081	3.828922769	-1.45093609	1.3425835	2.821105637
4	0.40581758	4.702021071	-0.90185152	1.54799243	3.706029281
5	0.92677978	5.332269018	-0.0760393	1.67377685	5.58617689

Tc	Regresión Lineal	
1	0.49688548	1.758077957

linearised Freundlich adsorption Isotherm:
ln(qe)=(1/n)*ln(Ce)+ln(KF)
y=mx+c:
n=1/m
KF=exp(c)

n	2.012536163
KF	5.80127637





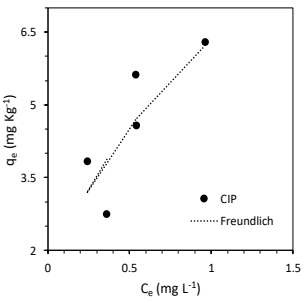
Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

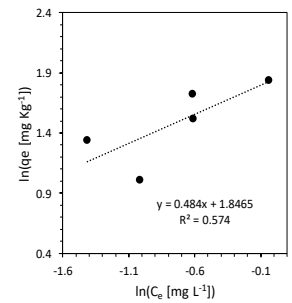
CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg kg-1)	ln(Ce)	ln(qe)	MODELO F. qe (mg g-1)
1	0.3613491	2.746625533	-1.01791076	1.01037308	3.872198723
2	0.24309683	3.831696684	-1.41429545	1.3433077	3.196256118
3	0.54111224	4.57765701	-0.61412856	1.5211873	4.707914669
4	0.53973178	5.619638744	-0.61668296	1.72626738	4.70209796
5	0.96278	6.296756185	-0.03793035	1.84003461	6.22213795

Tc	Regresión Lineal	
2	0.48398017	1.846471107

linearised Freundlich adsorption Isotherm:
ln(qe)=(1/n)*ln(Ce)+ln(KF)
y=mx+c:
n=1/m
KF=exp(c)

n	2.066200378
KF	6.33741595





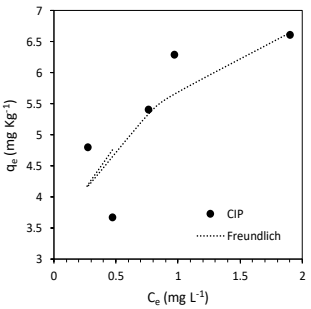
Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

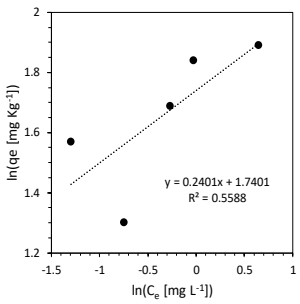
CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg kg-1)	ln(Ce)	ln(qe)	MODELO F. qe (mg g-1)
1	0.47142725	3.675300025	-0.75199049	1.30163477	4.756493723
2	0.27293853	4.807304549	-1.29850869	1.57013654	4.171481906
3	0.76362592	5.417004478	-0.26967724	1.68954298	5.340569059
4	0.97270261	6.295334986	-0.02767689	1.83980888	5.660122521
5	1.90084286	6.617833828	0.6422974	1.8897681	6.648101957

Tc	Regresión Lineal	
3	0.24013736	1.740091793

linearised Freundlich adsorption Isotherm:
ln(qe)=(1/n)*ln(Ce)+ln(KF)
y=mx+c:
n=1/m
KF=exp(c)

n	4.164283325
KF	5.697866425





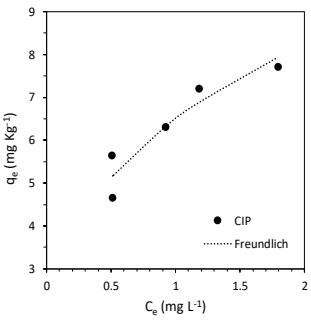
Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

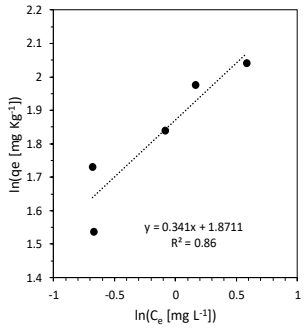
CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg kg-1)	ln(Ce)	ln(qe)	MODELO F. qe (mg g-1)
1	0.51258073	4.65059851	-0.66829705	1.53699592	5.171792293
2	0.50683356	5.645122925	-0.67957261	1.73079197	5.151942619
3	0.92214866	6.302111439	-0.08104884	1.84088473	6.318590776
4	1.18495956	7.209337389	0.16970865	1.97537705	6.882729446
5	1.79563175	7.704651326	0.58535691	2.04182421	7.930921488

Tc	Regresión Lineal	
4	0.34104302	1.871137345

linearised Freundlich adsorption Isotherm:
ln(qe)=(1/n)*ln(Ce)+ln(KF)
y=mx+c:
n=1/m
KF=exp(c)

n	2.932181417
KF	6.495680026





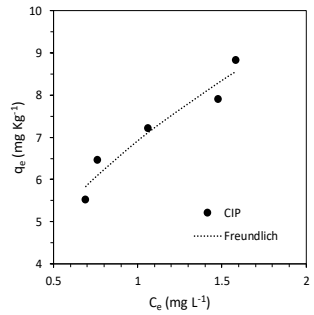
Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

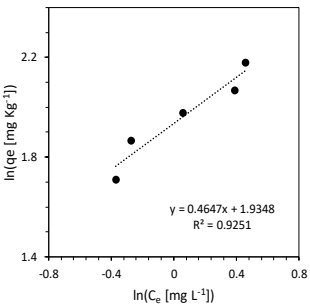
CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg g-1)	ln(Ce)	ln(qe)	MODELO F. qe (mg g-1)
1	0.69128338	5.52509101	-0.36920544	1.70929972	5.831413096
2	0.7616457	6.466567643	-0.27227379	1.86664546	6.100095804
3	1.06262659	7.217464583	0.06074376	1.97650373	7.121092243
4	1.47870105	7.906879152	0.39116403	2.06773316	8.302949217
5	1.58307755	8.840653529	0.45937077	2.1793608	8.57033775

Tc	Regresión Lineal	
5	0.46471017	1.934832875

linearised Freundlich adsorption Isotherm:
ln(qe)=(1/n)*ln(Ce)+ln(KF)
y=mx+c:
n=1/m
KF=exp(c)

n	2.151878892
KF	6.922886972





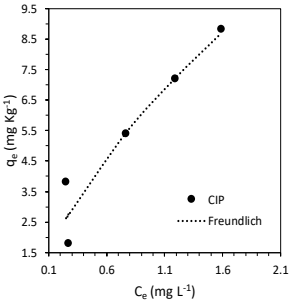
Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg g-1)	ln(Ce)	ln(qe)	MODELO F. qe (mg g-1)
1	0.26740076	1.816799343	-1.31900676	0.59707635	2.750287724
2	0.24309683	3.831696684	-1.41429545	1.3433077	2.586136813
3	0.76362592	5.417004478	-0.26967724	1.68954298	5.416200804
4	1.18495956	7.209337389	0.16970865	1.97537705	7.193396501
5	1.58307755	8.840653529	0.45937077	2.1793608	8.673185188

Tc	Regresión Lineal	
1	0.64583057	1.863560418
2		
3		
4		
5		

linearised Freundlich adsorption Isotherm:
ln(qe)=(1/n)*ln(Ce)+ln(KF)
y=mx+c:
n=1/m
KF=exp(c)

n	1.548393725
KF	6.446648724



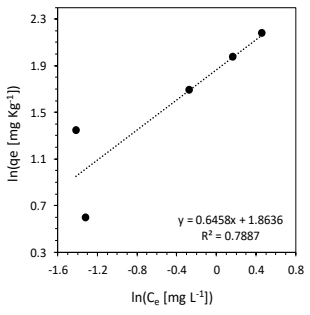


Figura 33

Ajuste no lineal del modelo de Freundlich para la adsorción de Ciprofloxacina

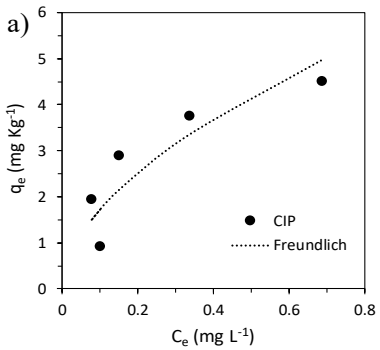
adsorbent: Suelo Agricola Moquegua
adsorbate: TC y CIP
pH 7.45

METODO NO LINEAL FREUNDLICH (CIP)

ISOTERMAS

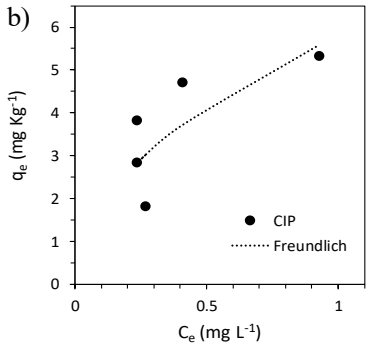
Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas	MODELO F. qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas
1	0.10007532	0.929665509	3.535307277	1.714778231	0.616401987
2	0.07574406	1.949701897	0.739952458	1.470087073	0.23003038
3	0.14812944	2.896636513	0.007522045	2.129810362	0.588022346
4	0.33476627	3.763039432	0.908461834	3.342355073	0.176975331
5	0.68526416	4.510490599	2.891985292	4.966002618	0.207491199
Tc 0	prom.	2.80990679	sum 8.083228905		sum 1.818921243
					1.818921243
				n	1.809295959
				KF	6.119675733
				R2	0.7750



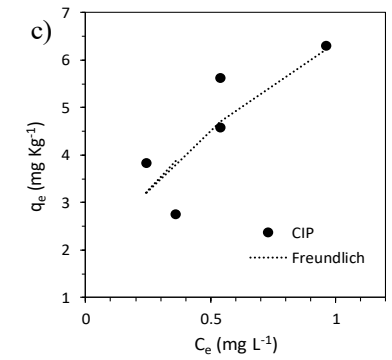
Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas	MODELO F. qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas
1	0.26740076	1.816799343	3.561153263	3.012235967	1.429068724
2	0.23334287	2.83949359	0.747200444	2.815070123	0.000596506
3	0.23435081	3.828922769	0.015630403	2.821105637	1.015695372
4	0.40581758	4.702021071	0.996243361	3.706029281	0.991999647
5	0.92677978	5.332269018	2.651581888	5.58617689	0.064469207
Tc 1	prom.	3.703901158	sum 7.971809358		sum 3.501829456
					3.501829456
				n	2.012536163
				KF	5.80127637
				R2	0.5607



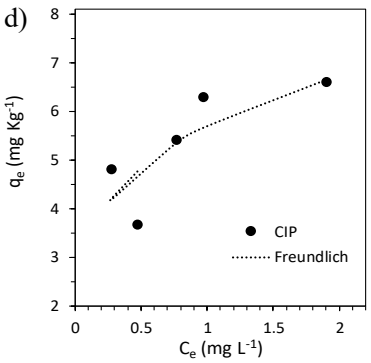
Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas	MODELO F. qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas
1	0.3613491	2.746625533	3.488861002	3.872198723	1.266915007
2	0.24309683	3.831696684	0.612741628	3.196256118	0.403784712
3	0.54111224	4.57765701	0.001355552	4.707914669	0.016967058
4	0.53973178	5.619638744	1.010354492	4.70209796	0.84188109
5	0.96278	6.296756185	2.830070552	6.22213795	0.005567881
Tc 2	prom.	4.614474831	sum 7.943383226		sum 2.535115749
					2.535115749
				n	2.066200378
				KF	6.33741595
				R2	0.6809



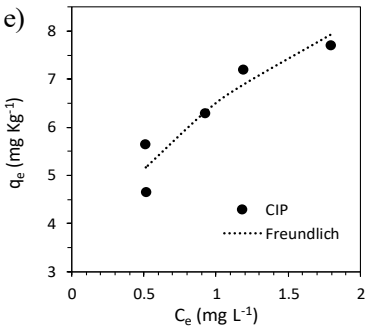
Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas	MODELO F. qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas
1	0.47142725	3.675300025	2.846831285	4.756493723	1.168979813
2	0.27293853	4.807304549	0.308303699	4.171481906	0.404270434
3	0.76362592	5.417004478	0.002964683	5.340569059	0.005842373
4	0.97270261	6.295334986	0.870077432	5.660122521	0.403494875
5	1.90084286	6.617833828	1.575723497	6.648101957	0.00091616
Tc	prom.	5.362555573	sum 5.603900597		sum 1.983503655
3					1.983503655
				n	4.164283325
				KF	5.697866425
				R2	0.6460



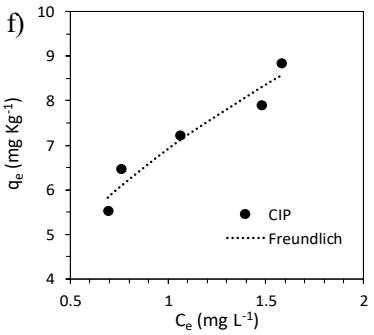
Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas	MODELO F. qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas
1	0.51258073	4.65059851	2.728330282	5.171792293	0.271642959
2	0.50683356	5.645122925	0.431966249	5.151942619	0.243226814
3	0.92214866	6.302111439	6.39476E-08	6.318590776	0.000271569
4	1.18495956	7.209337389	0.822600151	6.882729446	0.106672748
5	1.79563175	7.704651326	1.966408854	7.930921488	0.051198186
Tc	prom.	6.302364318	sum 5.949305601		sum 0.673012276
4					0.673012276
				n	2.932181417
				KF	6.495680026
				R2	0.8869



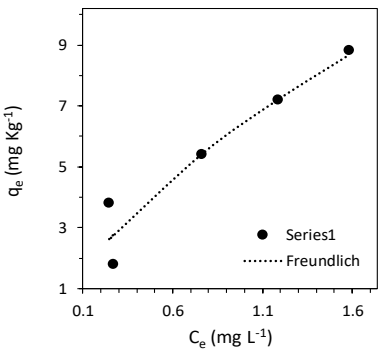
Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas	MODELO F. qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas
1	0.69128338	5.52509101	2.776356314	5.831413096	0.09383322
2	0.7616457	6.466567643	0.52528219	6.100095804	0.134301608
3	1.06262659	7.217464583	0.000682955	7.121092243	0.009287628
4	1.47870105	7.906879152	0.512008896	8.302949217	0.156871496
5	1.58307755	8.840653529	2.720264199	8.57033775	0.07307062
Tc	prom.	7.191331183	sum 6.534594553		sum 0.467364573
5					0.467364573
				n	2.151878892
				KF	6.922886972
				R2	0.9285



Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas	MODELO F. qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas
1	0.26740076	1.816799343	13.00539206	2.750287724	0.871400559
2	0.24309683	3.831696684	2.532559054	2.586136813	1.551419392
3	0.76362592	5.417004478	3.71345E-05	5.416200804	6.45892E-07
4	1.18495956	7.209337389	3.190650138	7.193396501	0.000254112
5	1.58307755	8.840653529	11.67968385	8.673185188	0.028045645
Tc	prom.	5.423098284	sum 30.40832223		sum 2.451120354
1					2.451120354
2					
3				n	1.548393725
4				KF	6.446648724
5				R2	0.9194



Anexo 9. Ajuste del modelo de Freundlich para la adsorción de Tetraciclina

Figura 34

Ajuste lineal del modelo de Freundlich para la adsorción de Tetraciclina

Anexo 3. Cálculos para TC modelo de Freundlich – Método lineal

adsorbent: Suelo Agricola Moquegua
adsorbate: TC y CIP

METODO LINEAL FREUNDLICH (TC)

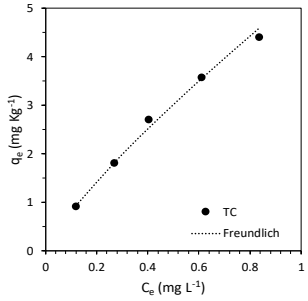
Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

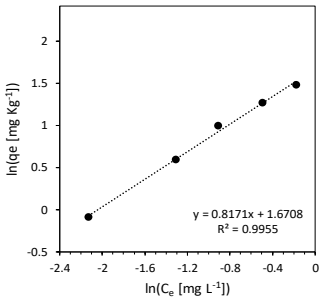
TC	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg g-1)	ln(Ce)	ln(qe)	MODELO F. qe (mg g-1)
1	0.119106296	0.91553874	-2.12774	-0.08824	0.934560247
2	0.270015046	1.806183153	-1.30928	0.591216	1.824026446
3	0.402952256	2.706194212	-0.90894	0.995543	2.529812936
4	0.61032554	3.573906301	-0.49376	1.273659	3.551480239
5	0.836228547	4.398938344	-0.17885	1.481363	4.59359037

CIP	Regresión Lineal	
0	0.817052114	1.670794419

linearised Freundlich adsorption Isotherm:
ln(qe)=(1/n)*ln(Ce)+ln(KF)
y=mx+c:
n=1/m
KF=exp(c)

n	1.223912138
KF	5.316389559





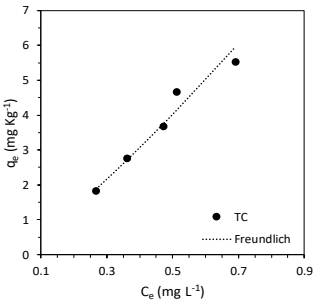
Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

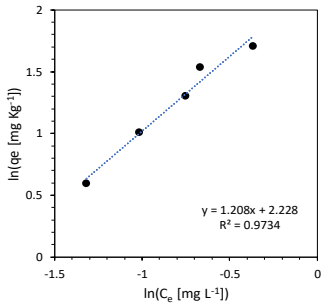
TC	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg g-1)	ln(Ce)	ln(qe)	MODELO F. qe (mg g-1)
1	0.267400764	1.816799343	-1.31901	0.597076	1.886344304
2	0.361349099	2.746625533	-1.01791	1.010373	2.713866485
3	0.471427249	3.675300025	-0.75199	1.301635	3.7419789
4	0.512580732	4.65059851	-0.6683	1.536996	4.140095859
5	0.69128338	5.52509101	-0.36921	1.7093	5.941913497

CIP	Regresión Lineal	
1	1.20803211	2.228043243

linearised Freundlich adsorption Isotherm:
ln(qe)=(1/n)*ln(Ce)+ln(KF)
y=mx+c:
n=1/m
KF=exp(c)

n	0.827792566
KF	9.281686294





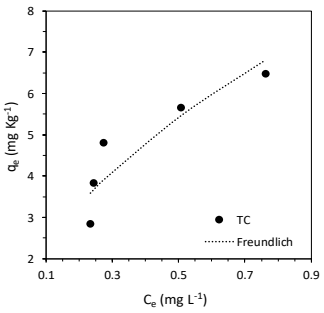
Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

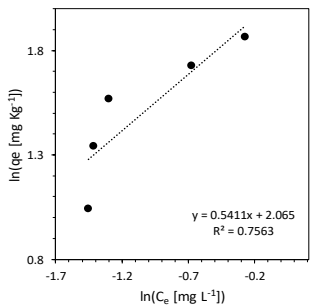
TC	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg g-1)	ln(Ce)	ln(qe)	MODELO F. qe (mg g-1)
1	0.233342872	2.83949359	-1.45525	1.043626	3.587775593
2	0.243096827	3.831696684	-1.4143	1.343308	3.668166453
3	0.272938525	4.807304549	-1.29851	1.570137	3.9053483
4	0.506833562	5.645122925	-0.67957	1.730792	5.45901509
5	0.761645702	6.466567643	-0.27227	1.866645	6.805068587

CIP	Regresión Lineal	
2	0.541124398	2.065001706

linearised Freundlich adsorption Isotherm:
ln(qe)=(1/n)*ln(Ce)+ln(KF)
y=mx+c:
n=1/m
KF=exp(c) 1.848003906

n	1.848003906
KF	7.885311346





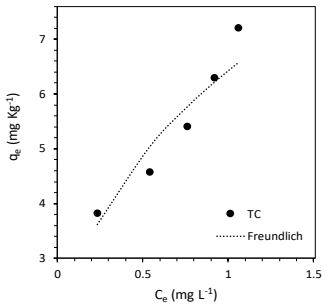
Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

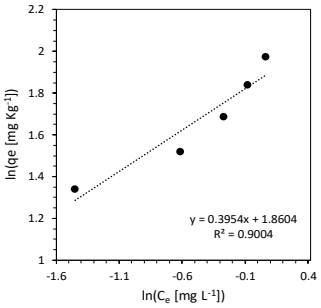
TC	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg g-1)	ln(Ce)	ln(qe)	MODELO F. qe (mg g-1)
1	0.234350811	3.828922769	-1.45094	1.342584	3.620844666
2	0.541112237	4.57765701	-0.61413	1.521187	5.040753102
3	0.76362592	5.417004478	-0.26968	1.689543	5.776171172
4	0.922148656	6.302111439	-0.08105	1.840885	6.223416
5	1.062626593	7.217464583	0.060744	1.976504	6.582268341

CIP	Regresión Lineal	
3	0.395369486	1.860363189

linearised Freundlich adsorption Isotherm:
ln(qe)=(1/n)*ln(Ce)+ln(KF)
y=mx+c:
n=1/m
KF=exp(c)

n	2.529279664
KF	6.426070225





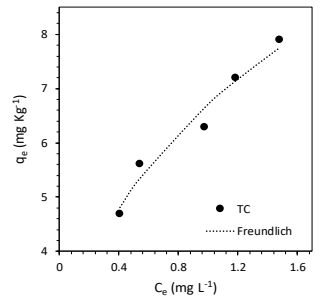
Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

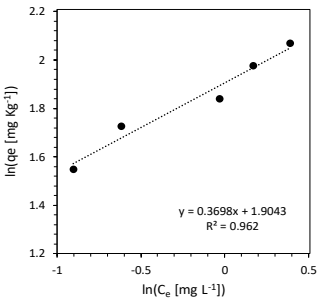
TC	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg g-1)	ln(Ce)	ln(qe)	MODELO F. qe (mg g-1)
1	0.405817583	4.702021071	-0.90185	1.547992	4.810552281
2	0.539731781	5.619638744	-0.61668	1.726267	5.345553757
3	0.972702609	6.295334986	-0.02768	1.839809	6.646399476
4	1.184959564	7.209337389	0.169709	1.975377	7.149675723
5	1.478701051	7.906879152	0.391164	2.067733	7.75982344

CIP	Regresión Lineal	
4	0.369792677	1.904309986

linearised Freundlich adsorption Isotherm:
ln(qe)=(1/n)*ln(Ce)+ln(KF)
y=mx+c:
n=1/m
KF=exp(c)

n	2.704217965
KF	6.714772741





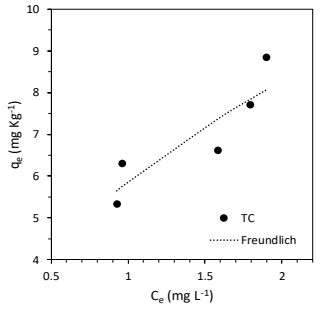
Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

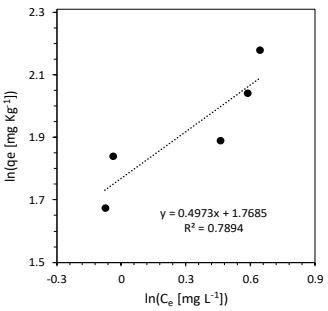
TC	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg g-1)	ln(Ce)	ln(qe)	MODELO F. qe (mg g-1)
1	0.926779785	5.332269018	-0.07604	1.673777	5.644499111
2	0.9627800	6.296756185	-0.03793	1.840035	5.75249194
3	1.583077552	6.617833828	0.459371	1.889768	7.366496976
4	1.79563175	7.704651326	0.585357	2.041824	7.842796915
5	1.900842857	8.840653529	0.642297	2.179361	8.068052866

CIP	Regresión Lineal	
5	0.497302606	1.768496004

linearised Freundlich adsorption Isotherm:
ln(qe)=(1/n)*ln(Ce)+ln(KF)
y=mx+c:
n=1/m
KF=exp(c)

n	2.0108481
KF	5.862030256





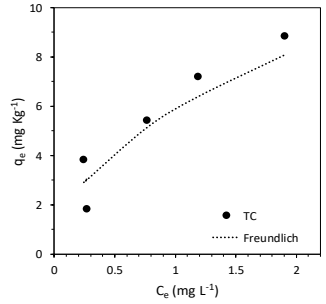
Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

TC	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg g-1)	ln(Ce)	ln(qe)	MODELO F. qe (mg g-1)
1	0.267400764	1.816799343	-1.31901	0.597076	3.042107421
2	0.2430968	3.831696684	-1.4143	1.343308	2.901312415
3	0.76362592	5.417004478	-0.26968	1.689543	5.126303367
4	1.184959564	7.209337389	0.169709	1.975377	6.378242301
5	1.900842857	8.840653529	0.642297	2.179361	8.068052866

CIP	Regresión Lineal	
1	0.608140799	1.82341704
2		
3		
4		
5		

linearised Freundlich adsorption Isotherm:
ln(qe)=(1/n)*ln(Ce)+ln(KF)
y=mx+c:
n=1/m
KF=exp(c)

n	1.644356048
KF	6.192984009



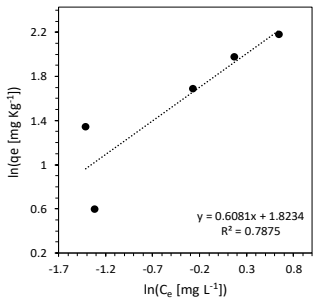


Figura 35

Ajuste no lineal del modelo de Freundlich para la adsorción de Tetraciclina

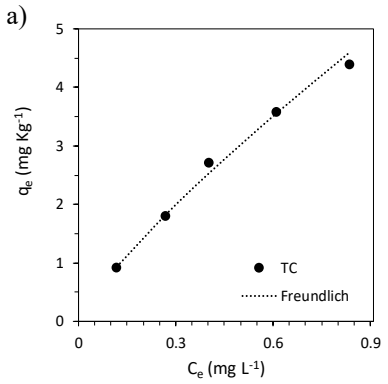
0

adsorbent: Suelo Agricola Moquegua
adsorbate: TC y CIP
pH 7.45

METODO NO LINEAL FREUNDLICH (TC)

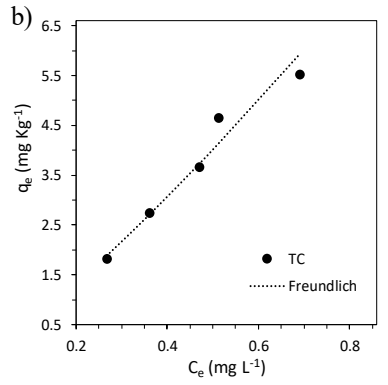
Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

TC	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas	MODELO F. qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas
1	0.119106296	0.91553874	3.113860485	0.934560247	0.000361818
2	0.270015046	1.806183153	0.763821808	1.824026446	0.000318383
3	0.402952256	2.706194212	0.000678189	2.529812936	0.031110354
4	0.61032554	3.573906301	0.798796482	3.551480239	0.000502928
5	0.836228547	4.398938344	2.95422598	4.59359037	0.037889411
CIP 0	prom.	2.68015215	sum 7.631382945		sum 0.070182895
					0.070182895
				n	1.223912138
				KF	5.316389559
				R2	0.9908



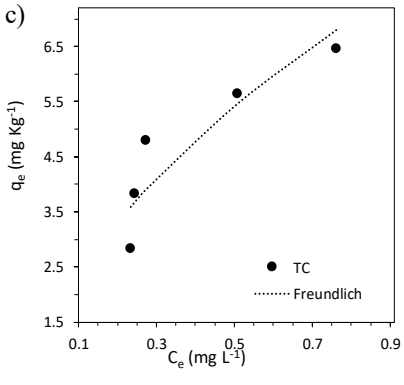
Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

TC	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas	MODELO F. qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas
1	0.267400764	1.816799343	3.482267784	1.886344304	0.004836502
2	0.361349099	2.746625533	0.876577828	2.713866485	0.001073155
3	0.471427249	3.675300025	5.74998E-05	3.7419789	0.004446072
4	0.512580732	4.65059851	0.936473533	4.140095859	0.260612957
5	0.69128338	5.52509101	3.39373078	5.941913497	0.173740985
CIP 1	prom.	3.682882884	sum 8.689107426		sum 0.444709672
					0.444709672
				n	0.827792566
				KF	9.281686294
				R2	0.9488



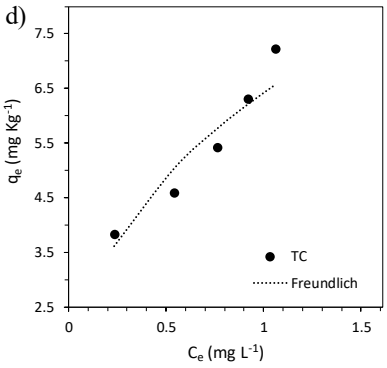
Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

TC	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas	MODELO F. qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas
1	0.233342872	2.83949359	3.528925636	3.587775593	0.559925956
2	0.243096827	3.831696684	0.785599295	3.668166453	0.026742136
3	0.272938525	4.807304549	0.007968681	3.9053483	0.813525076
4	0.506833562	5.645122925	0.859488167	5.45901509	0.034636126
5	0.761645702	6.466567643	3.057359135	6.805068587	0.114582889
CIP 2	prom.	4.718037078	sum 8.239340913		sum 1.549412184
					1.549412184
				n	1.848003906
				KF	7.885311346
				R2	0.8119



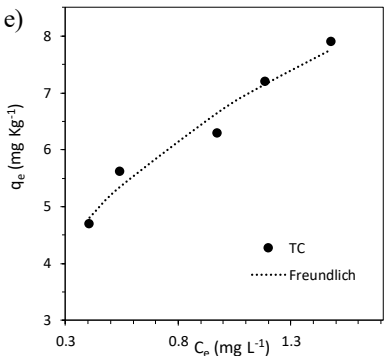
Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

TC	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas	MODELO F. qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas
1	0.234350811	3.828922769	2.688646546	3.620844666	0.043296497
2	0.541112237	4.57765701	0.793836532	5.040753102	0.214457991
3	0.76362592	5.417004478	0.002665407	5.776171172	0.129000714
4	0.922148656	6.302111439	0.694687882	6.223416	0.006192972
5	1.062626593	7.217464583	3.058415208	6.582268341	0.403474266
CIP	prom.	5.468632056 sum	7.238251575	sum	0.79642244
3					0.79642244
				n	2.529279664
				KF	6.426070225
				R2	0.8900



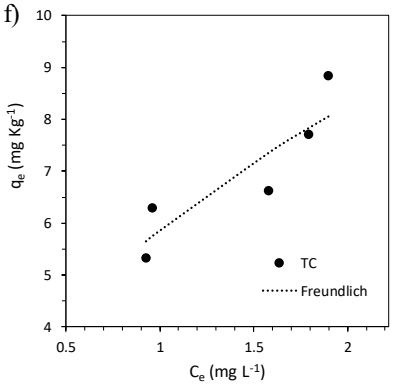
Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

TC	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas	MODELO F. qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas
1	0.405817583	4.702021071	2.704778882	4.810552281	0.011779024
2	0.539731781	5.619638744	0.528534124	5.345553757	0.07512258
3	0.972702609	6.295334986	0.002632437	6.646399476	0.123246276
4	1.184959564	7.209337389	0.74424287	7.149675723	0.003559514
5	1.478701051	7.906879152	2.434339133	7.75982344	0.021625383
CIP	prom.	6.346642268 sum	6.414527447	sum	0.235332777
4					0.235332777
				n	2.704217965
				KF	6.714772741
				R2	0.9633



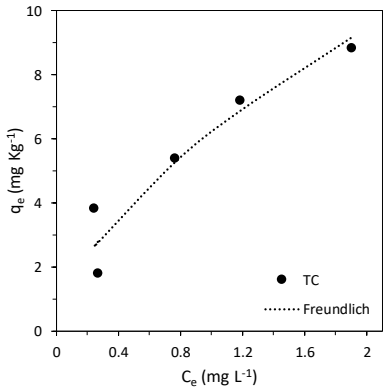
Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

TC	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas	MODELO F. qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas
1	0.926779785	5.332269018	2.64440857	5.644499111	0.097487631
2	0.962779996	6.296756185	0.437815913	5.75249194	0.296223568
3	1.583077552	6.617833828	0.116007644	7.366496976	0.560496508
4	1.79563175	7.704651326	0.556842123	7.842796915	0.019084204
5	1.900842857	8.840653529	3.542754957	8.068052866	0.596911784
CIP	prom.	6.958432777 sum	7.297829208	sum	1.570203695
5					1.570203695
				n	2.0108481
				KF	5.862030256
				R2	0.7848



Freundlich adsorption isotherm: qe=KF*Ce^(1/n)

TC	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas	MODELO F. qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas
1	0.267400764	1.816799343	13.00539206	2.776733444	0.921473479
2	0.243096827	3.831696684	2.532559054	2.620398162	1.467244109
3	0.76362592	5.417004478	3.71345E-05	5.256236656	0.025846293
4	1.184959564	7.209337389	3.190650138	6.866289059	0.117682157
5	1.900842857	8.840653529	11.67968385	9.152474605	0.097232384
CIP	prom.	5.423098284 sum	30.40832223	sum	2.629478421
1					2.629478421
2					
3				n	1.644356048
4				KF	6.192984009
5				R2	0.9135



Anexo 10. Ajuste del modelo de Langmuir para la adsorción de Ciprofloxacina

Figura 36

Ajuste lineal del modelo de Langmuir para la adsorción de Ciprofloxacina

adsorbent: SUELO AGRICOLA
adsorbate: CIP Y TC

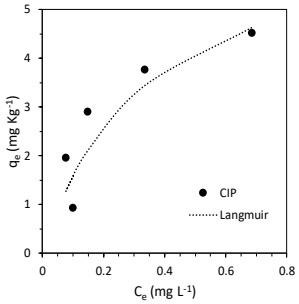
METODO LINEAL LANGMUIR (CIP)

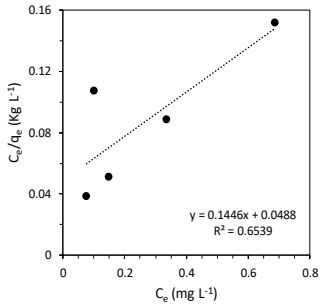
ISOTERMAS

Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Ce/qe (g L-1)	MODELO L. qe (mg Kg-1)
1	0.100075319	0.929665509	0.107646587	1.580591444
2	0.075744061	1.949701897	0.038849047	1.266667465
3	0.148129445	2.896636513	0.05113843	2.108256959
4	0.334766268	3.763039432	0.088961669	3.442650714
5	0.685264159	4.510490599	0.151926746	4.633073019

Tc	Regresión Lineal		
0	0.144554945	0.048848727	linearised Langmuir adsorption Isotherm: Ce/qe=(1/qmax)*Ce+1/(qmax*KL) y=mx+c: qmax=1/m KL=1/(c*qmax) KL=m/c
Qmax	6.917784808		
KL	2.959236702		

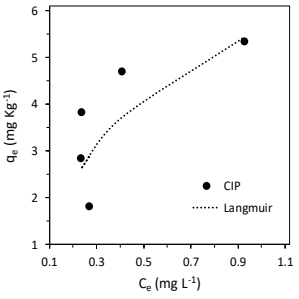


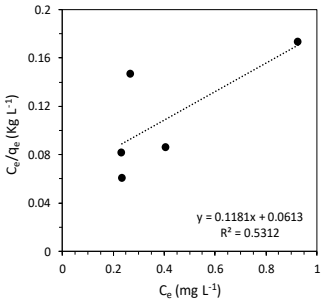


Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Ce/qe (g L-1)	MODELO L. qe (mg Kg-1)
1	0.267400764	1.816799343	0.147182332	2.878940274
2	0.233342872	2.83949359	0.082177636	2.625944282
3	0.234350811	3.828922769	0.061205416	2.63376002
4	0.405817583	4.702021071	0.086307053	3.7154583
5	0.926779785	5.332269018	0.173805894	5.428257959

Tc	Regresión Lineal		
1	0.118066824	0.061310505	linearised Langmuir adsorption Isotherm: Ce/qe=(1/qmax)*Ce+1/(qmax*KL) y=mx+c: qmax=1/m KL=1/(c*qmax) KL=m/c
Qmax	8.46977982		
KL	1.925719301		

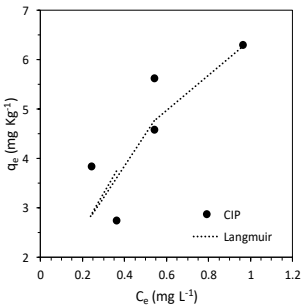


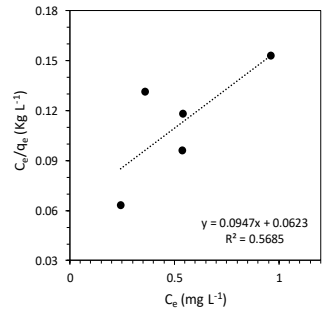


Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Ce/qe (g L-1)	MODELO L. qe (mg Kg-1)
1	0.361349099	2.746625533	0.131561108	3.74470552
2	0.243096827	3.831696684	0.063443651	2.850003376
3	0.541112237	4.57765701	0.118207248	4.76665644
4	0.539731781	5.619638744	0.096043857	4.7599778
5	0.962779996	6.296756185	0.152900949	6.274065358

Tc	Regresión Lineal		
2	0.094704035	0.062274781	linearised Langmuir adsorption Isotherm: Ce/qe=(1/qmax)*Ce+1/(qmax*KL) y=mx+c: qmax=1/m KL=1/(c*qmax) KL=m/c
Qmax	10.55921215		
KL	1.520744578		





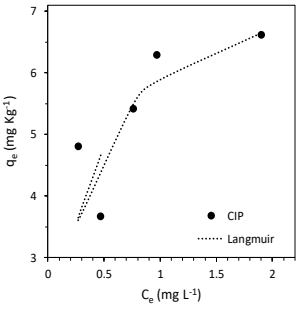
Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

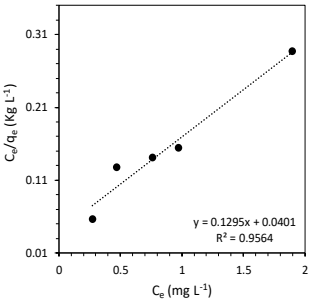
CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Ce/qe (g L-1)	MODELO L. qe (mg Kg-1)
1	0.471427249	3.675300025	0.128269052	4.661437401
2	0.272938525	4.807304549	0.056775792	3.61813626
3	0.76362592	5.417004478	0.140968301	5.495182881
4	0.972702609	6.295334986	0.154511652	5.858567955
5	1.900842857	6.617833828	0.28723037	6.641846453

Tc	Regresión Lineal		
3	0.129464432	0.04010039	linearised Langmuir adsorption Isotherm:

Ce/qe=(1/qmax)*Ce+1/(qmax*KL)
y=mx+c:
qmax=1/m
KL=1/(c*qmax)
KL=m/c

Qmax	7.724129206
KL	3.228508087





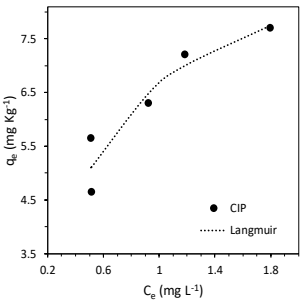
Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

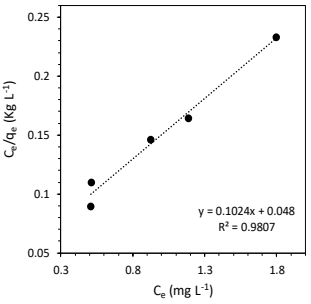
CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Ce/qe (g L-1)	MODELO L. qe (mg Kg-1)
1	0.512580732	4.65059851	0.110218229	5.102972693
2	0.506833562	5.645122925	0.089782556	5.075484173
3	0.922148656	6.302111439	0.146323762	6.476954876
4	1.184959564	7.209337389	0.164364559	7.000120982
5	1.79563175	7.704651326	0.233058145	7.746810538

Tc	Regresión Lineal		
4	0.102367195	0.047976025	linearised Langmuir adsorption Isotherm:

Ce/qe=(1/qmax)*Ce+1/(qmax*KL)
y=mx+c:
qmax=1/m
KL=1/(c*qmax)
KL=m/c

Qmax	9.768754514
KL	2.133715641





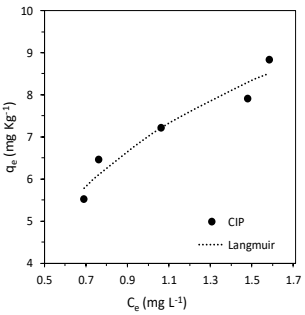
Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

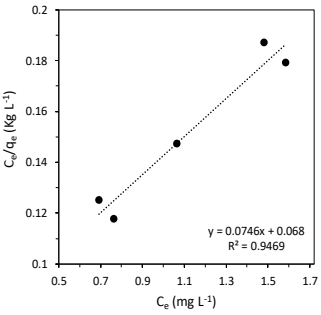
CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Ce/qe (g L-1)	MODELO L. qe (mg Kg-1)
1	0.69128338	5.52509101	0.125117103	5.780455212
2	0.761645702	6.466567643	0.117782067	6.100964599
3	1.062626593	7.217464583	0.147229901	7.214060838
4	1.478701051	7.906879152	0.1870145	8.291155906
5	1.583077552	8.840653529	0.179067933	8.504980533

Tc	Regresión Lineal		
5	0.074619876	0.068006302	linearised Langmuir adsorption Isotherm:

Ce/qe=(1/qmax)*Ce+1/(qmax*KL)
y=mx+c:
qmax=1/m
KL=1/(c*qmax)
KL=m/c

Qmax	13.40125519
KL	1.097249425





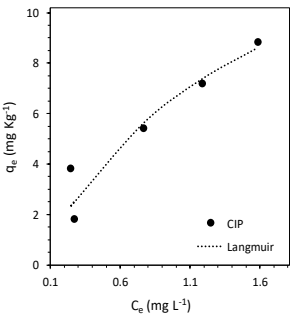
Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Ce/qe (g L-1)	MODELO L. qe (mg Kg-1)
1	0.267400764	1.816799343	0.147182332	2.485748381
2	0.243096827	3.831696684	0.063443651	2.289875736
3	0.76362592	5.417004478	0.140968301	5.598336526
4	1.184959564	7.209337389	0.164364559	7.365481133
5	1.583077552	8.840653529	0.179067933	8.603250695

Tc	Regresión Lineal		
1	0.058096098	0.092038603	linearised Langmuir adsorption Isotherm:

Ce/qe=(1/qmax)*Ce+1/(qmax*KL)
y=mx+c:
qmax=1/m
KL=1/(c*qmax)
KL=m/c

Qmax	17.21286001
KL	0.631214465



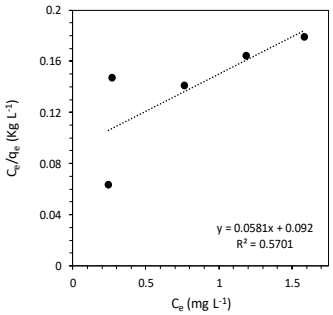


Figura 37

Ajuste no lineal del modelo de Langmuir para la adsorción de Ciprofloxacina

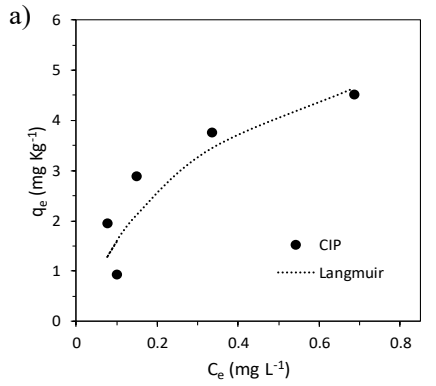
adsorbent: SUELO AGRICOLA
adsorbate: TC Y CIP

METODO NO LINEAL LANGMUIR (CIP)

ISOTERMAS

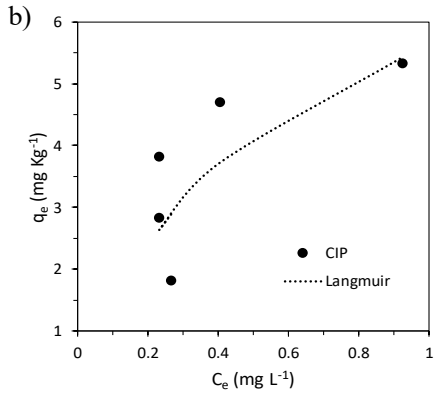
Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas	MODELO L. qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas
1	0.100075319	0.92966551	7.343186601	1.58059144	0.423704573
2	0.075744061	1.9497019	7.47564583	1.26666747	0.466536035
3	0.148129445	2.89663651	7.085058638	2.10825696	0.621542321
4	0.334766268	3.76303943	6.126320606	3.44265071	0.102648931
5	0.685264159	4.5104906	4.514106311	4.63307302	0.01502645
Tc 0	prom.	2.80990679	sum 32.54431799		sum 1.62945831
					1.62945831
				Qmax	6.917784808
				KL	2.959236702
				R2	0.9499



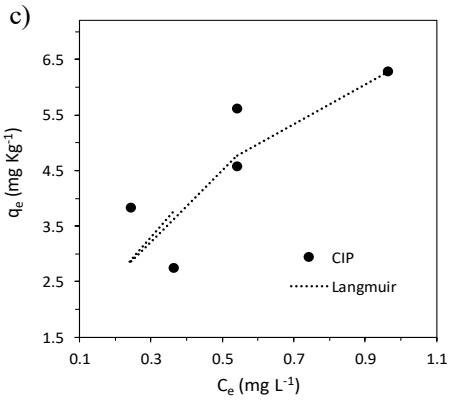
Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas	MODELO qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas
1	0.267400764	1.81679934	3.561153263	2.87894027	1.128143358
2	0.233342872	2.83949359	0.747200444	2.62594428	0.045603307
3	0.234350811	3.82892277	0.015630403	2.63376002	1.428413996
4	0.405817583	4.70202107	0.996243361	3.7154583	0.973306102
5	0.926779785	5.33226902	2.651581888	5.42825796	0.009213877
Tc 1	prom.	3.70390116	sum 7.971809358		sum 3.584680639
					3.584680639
				Qmax	8.46977982
				KL	1.925719301
				R2	0.5503



Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

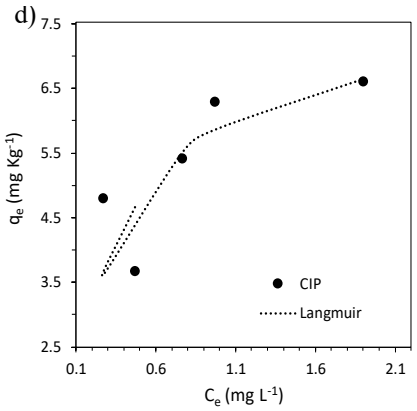
CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas	MODELO qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas
1	0.361349099	2.74662553	3.488861002	3.74470552	0.996163662
2	0.243096827	3.83169668	0.612741628	2.85000338	0.96372175
3	0.541112237	4.57765701	0.001355552	4.76665644	0.035720785
4	0.539731781	5.61963874	1.010354492	4.7599778	0.73901694
5	0.962779996	6.29675618	2.830070552	6.27406536	0.000514874
Tc 2	prom.	4.61447483	sum 7.943383226		sum 2.73513801
					2.73513801
				Qmax	10.55921215
				KL	1.520744578
				R2	0.6557



Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas	MODELO qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas
1	0.471427249	3.67530003	2.846831285	4.6614374	0.972466925
2	0.272938525	4.80730455	0.308303699	3.61813626	1.414121221
3	0.76362592	5.41700448	0.002964683	5.49518288	0.006111863
4	0.972702609	6.29533499	0.870077432	5.85856795	0.190765439
5	1.900842857	6.61783383	1.575723497	6.64184645	0.000576606
Tc	prom.	5.36255557	sum 5.603900597		sum 2.584042054
3					2.584042054
				Qmax	7.724129206
				KL	3.228508087
				R2	0.5389

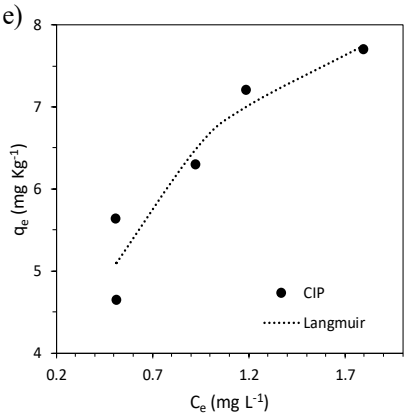
d)



Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas	MODELO qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas
1	0.512580732	4.65059851	2.728330282	5.10297269	0.204642402
2	0.506833562	5.64512292	0.431966249	5.07548417	0.324488307
3	0.922148656	6.30211144	6.39476E-08	6.47695488	0.030570228
4	1.184959564	7.20933739	0.822600151	7.00012098	0.043771505
5	1.79563175	7.70465133	1.966408854	7.74681054	0.001777399
Tc	prom.	6.30236432	sum 5.949305601		sum 0.60524984
4					0.60524984
				Qmax	9.768754514
				KL	2.133715641
				R2	0.8983

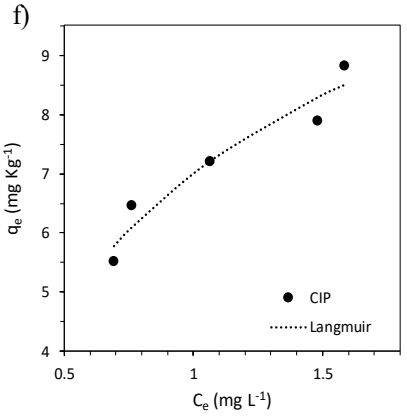
e)



Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

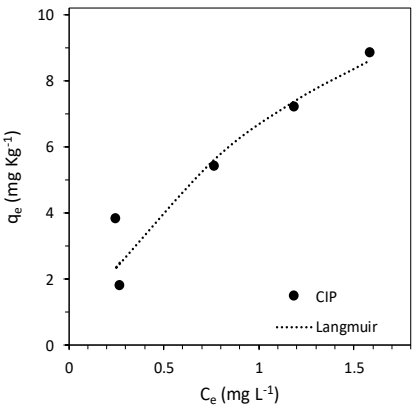
CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas	MODELO qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas
1	0.69128338	5.52509101	2.776356314	5.78045521	0.065210875
2	0.761645702	6.46656764	0.52528219	6.1009646	0.133665585
3	1.062626593	7.21746458	0.000682955	7.21406084	1.15855E-05
4	1.478701051	7.90687915	0.512008896	8.29115591	0.147668623
5	1.583077552	8.84065353	2.720264199	8.50498053	0.11267636
Tc	prom.	7.19133118	sum 6.534594553		sum 0.459233029
5					0.459233029
				Qmax	13.40125519
				KL	1.097249425
				R2	0.9297

f)



Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas	MODELO qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas
1	0.267400764	1.81679934	13.00539206	2.48574838	0.447492815
2	0.243096827	3.83169668	11.28714397	2.28987574	2.377211834
3	0.76362592	5.41700448	3.148235257	5.59833653	0.032881312
4	1.184959564	7.20933739	0.000324223	7.36548113	0.024380869
5	1.583077552	8.84065353	2.720264199	8.6032507	0.056360105
Tc	prom.	5.42309828	sum 30.16135971		sum 2.938326935
1					2.938326935
2					
3				Qmax	17.21286001
4				KL	0.631214465
5				R2	0.9026



Anexo 11. Ajuste del modelo de Langmuir para la adsorción de Tetraciclina

Figura 38

Ajuste lineal del modelo de Langmuir para la adsorción de Tetraciclina

adsorbent: SUELO AGRICOLA
adsorbate: CIP Y TC

METODO LINEAL LANGMUIR (TC)

ISOTERMAS

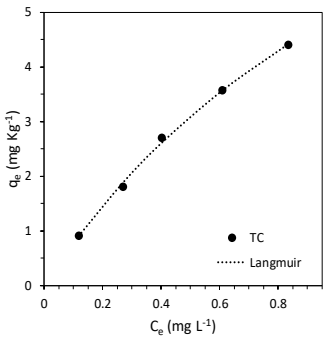
Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

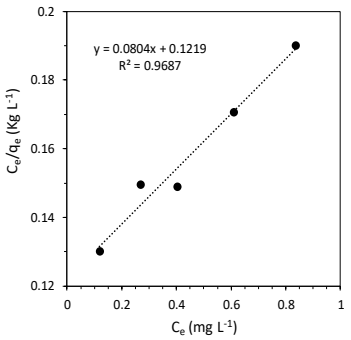
TC	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Ce/qe (g L-1)	MODELO L. qe (mg Kg-1)
1	0.1191063	0.915539	0.130094217	0.90603736
2	0.270015	1.806183	0.149494831	1.880483838
3	0.4029523	2.70619	0.148899977	2.611940098
4	0.61032554	3.57391	0.170772675	3.570382944
5	0.83622855	4.39894	0.19009781	4.422182668

CIP	Regresión Lineal		
0	0.08037698	0.121885	linearised Langmuir adsorption Isotherm:

Ce/qe=(1/qmax)*Ce+1/(qmax*KL)
y=mx+c:
qmax=1/m
KL=1/(c*qmax)
KL=m/c

Qmax	12.44137
KL	0.659449





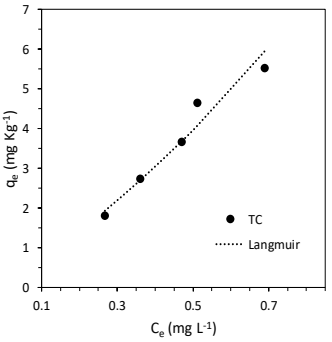
Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

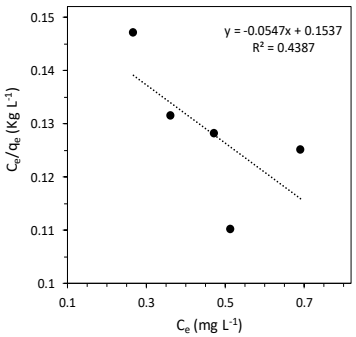
TC	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Ce/qe (g L-1)	MODELO L. qe (mg Kg-1)
1	0.26740076	1.816799	0.147182332	1.923049486
2	0.3613491	2.746626	0.131561108	2.698433071
3	0.47142725	3.6753	0.128269052	3.686232783
4	0.51258073	4.650599	0.110218229	4.079847522
5	0.69128338	5.525091	0.125117103	5.966495459

CIP	Regresión Lineal		
1	-0.05470738	0.153679	linearised Langmuir adsorption Isotherm:

Ce/qe=(1/qmax)*Ce+1/(qmax*KL)
y=mx+c:
qmax=1/m
KL=1/(c*qmax)
KL=m/c

Qmax	-18.2791
KL	-0.35598





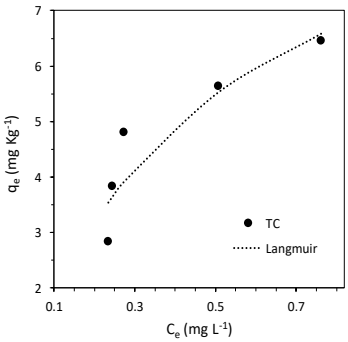
Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

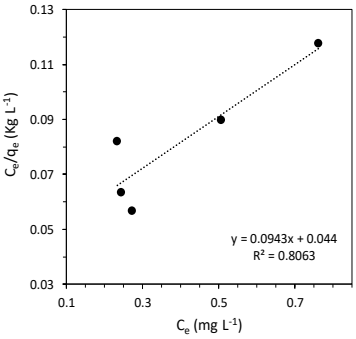
TC	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Ce/qe (g L-1)	MODELO L. qe (mg Kg-1)
1	0.23334287	2.839494	0.082177636	3.538393709
2	0.24309683	3.831697	0.063443651	3.635612955
3	0.27293853	4.807305	0.056775792	3.917117312
4	0.50683356	5.645123	0.089782556	5.525505599
5	0.7616457	6.466568	0.117782067	6.580338048

CIP	Regresión Lineal		
2	0.09426353	0.04395	linearised Langmuir adsorption Isotherm:

Ce/qe=(1/qmax)*Ce+1/(qmax*KL)
y=mx+c:
qmax=1/m
KL=1/(c*qmax)
KL=m/c

Qmax	10.60856
KL	2.144777



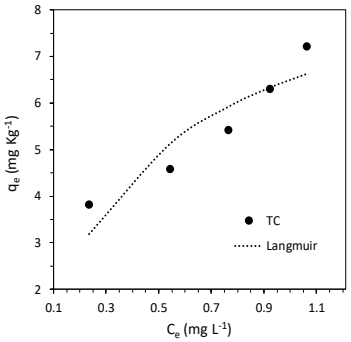


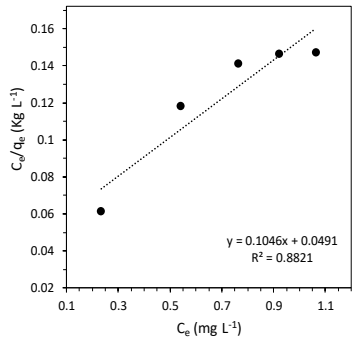
Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

TC	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Ce/qe (g L-1)	MODELO L. qe (mg Kg-1)
1	0.23435081	3.828923	0.061205416	3.185087034
2	0.54111224	4.577657	0.118207248	5.120925058
3	0.76362592	5.417004	0.140968301	5.922180789
4	0.92214866	6.302111	0.146323762	6.336661667
5	1.06262659	7.217465	0.147229901	6.632259249

CIP	Regresión Lineal		
3	0.10460693	0.049063	linearised Langmuir adsorption Isotherm:
			Ce/qe=(1/qmax)*Ce+1/(qmax*KL)
			y=mx+c:
			qmax=1/m
			KL=1/(c*qmax)
			KL=m/c

Qmax	9.559596
KL	2.132103



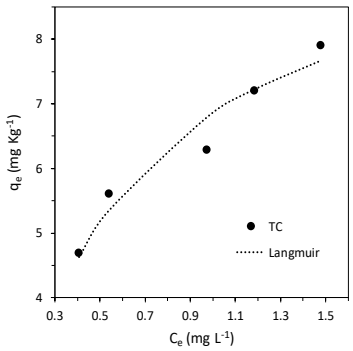


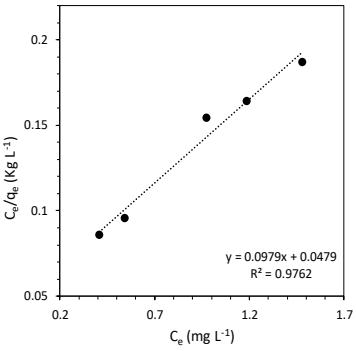
Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

TC	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Ce/qe (g L-1)	MODELO L. qe (mg Kg-1)
1	0.40581758	4.702021	0.086307053	4.630274776
2	0.53973178	5.619639	0.096043857	5.356621739
3	0.97270261	6.295335	0.154511652	6.794313281
4	1.18495956	7.209337	0.164364559	7.227463353
5	1.47870105	7.906879	0.1870145	7.672757901

CIP	Regresión Lineal		
4	0.09793845	0.047899	linearised Langmuir adsorption Isotherm:
			Ce/qe=(1/qmax)*Ce+1/(qmax*KL)
			y=mx+c:
			qmax=1/m
			KL=1/(c*qmax)
			KL=m/c

Qmax	10.21049
KL	2.044677



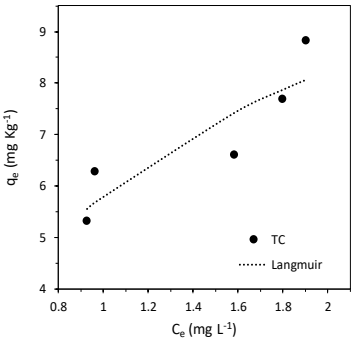


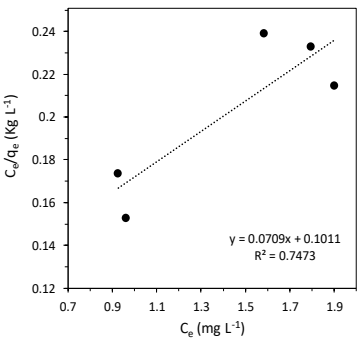
Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

TC	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Ce/qe (g L-1)	MODELO L. qe (mg Kg-1)
1	0.92677978	5.332269	0.173805894	5.554763976
2	0.96278	6.296756	0.152900949	5.683575812
3	1.58307755	6.617834	0.239213856	7.418996139
4	1.79563175	7.704651	0.233058145	7.859938228
5	1.90084286	8.840654	0.215011577	8.057351618

CIP	Regresión Lineal		
5	0.07090913	0.101127	linearised Langmuir adsorption Isotherm:
			Ce/qe=(1/qmax)*Ce+1/(qmax*KL)
			y=mx+c:
			qmax=1/m
			KL=1/(c*qmax)
			KL=m/c

Qmax	14.10256
KL	0.701189



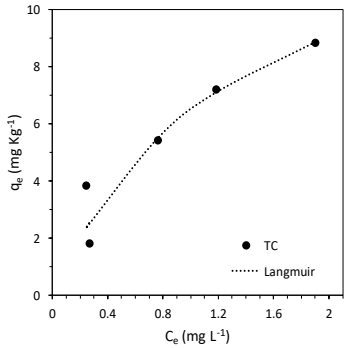


Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

TC	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg Kg-1)	Ce/qe (g L-1)	MODELO L. qe (mg Kg-1)
1	0.26740076	1.816799	0.147182332	2.524425662
2	0.24309683	3.831697	0.063443651	2.330598518
3	0.76362592	5.417004	0.140968301	5.49463064
4	1.18495956	7.209337	0.164364559	7.093870309
5	1.90084286	8.840654	0.215011577	8.852586509

CIP	Regresión Lineal		
1	0.06660558	0.088115	linearised Langmuir adsorption Isotherm:
2			Ce/qe=(1/qmax)*Ce+1/(qmax*KL)
3			y=mx+c:
4			qmax=1/m
5			KL=1/(c*qmax)
			KL=m/c

Qmax	15.01376
KL	0.755894



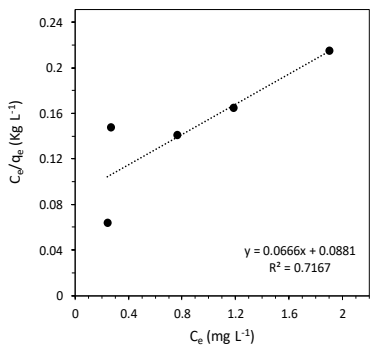


Figura 39

Ajuste no lineal del modelo de Langmuir para la adsorción de Tetraciclina

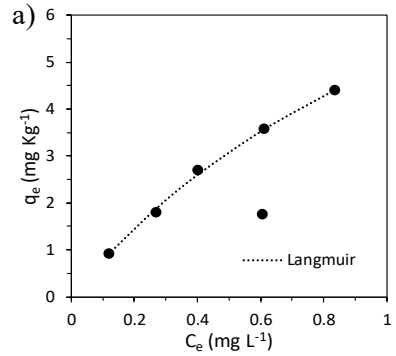
adsorbent: SUELO AGRICOL
adsorbate: TC Y CIP

METODO NO LINEAL LANGMUIR (TC)

ISOTERMAS

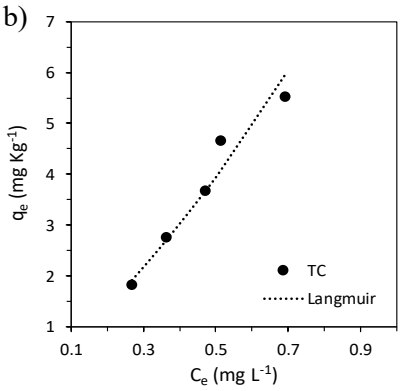
Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

TC	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg g-1)	Diferencias cuadradas	MODELO L. qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas
1	0.1191063	0.915539	3.113860485	0.90603736	9.027623E-05
2	0.27001505	1.806183	0.763821808	1.88048384	0.005520592
3	0.40295226	2.70619	0.000678189	2.6119401	0.008883838
4	0.61032554	3.57391	0.798796482	3.57038294	1.2414E-05
5	0.836228547	4.39894	2.95422598	4.42218267	0.000540299
CIP					
0	average	2.680152	sum 7.631382945	sum	0.015047419
					0.015047419
				Qmax	12.44137391
				KL	0.659448855
				R2	0.998028219



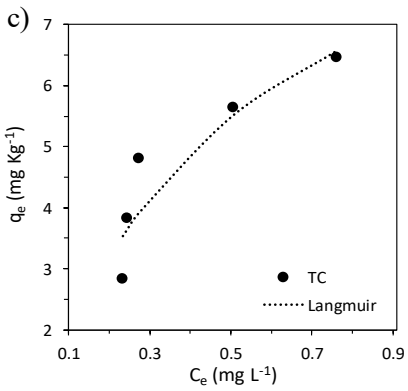
Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg g-1)	Diferencias cuadradas	MODELO L. qe (mg Kg-1)	Diferencias cuadradas
1	0.26740076	1.816799	3.482267784	1.92304949	1.128909E-02
2	0.3613491	2.746626	0.876577828	2.69843307	0.002322513
3	0.47142725	3.6753	5.74998E-05	3.68623278	0.000119525
4	0.512580732	4.6506	0.936473533	4.07984752	0.325756691
5	0.69128338	5.52509	3.39373078	5.96649546	0.194837887
Tc	average	3.682883	sum 8.689107426	sum	0.534325709
1					0.534325709
				Qmax	-18.27907001
				KL	-0.35598433
				R2	0.9385



Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

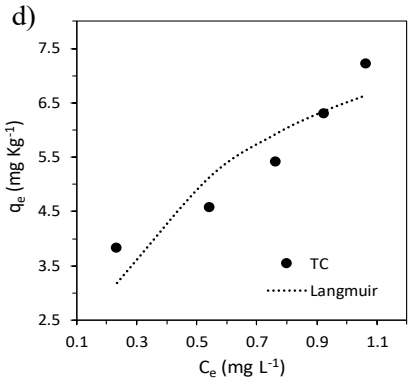
CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg g-1)	Diferencias cuadradas	MODELO qe (mg g-1)	Diferencias cuadradas
1	0.23334287	2.839494	3.528925636	3.53839371	4.884614E-01
2	0.24309683	3.831697	0.785599295	3.63561295	0.038448829
3	0.27293853	4.8073	0.007968681	3.91711731	0.792433318
4	0.506833562	5.64512	0.859488167	5.5255056	0.014308305
5	0.761645702	6.46657	3.057359135	6.58033805	0.012943705
Tc	prom.	4.718037	sum 8.239340913	sum	1.346595532
2					1.346595532
				Qmax	10.60855634
				KL	2.144777338
				R2	0.8366



Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg g-1)	Diferencias cuadradas	MODELO qe (mg g-1)	Diferencias cuadradas
1	0.23435081	3.828923	2.688646546	3.18508703	4.145245E-01
2	0.54111224	4.577657	0.793836532	5.12092506	0.295140172
3	0.76362592	5.417	0.002665407	5.92218079	0.255203105
4	0.922148656	6.30211	0.694687882	6.33666167	0.001193718
5	1.062626593	7.21746	3.058415208	6.63225925	0.342465283
Tc	prom.	5.468632	sum 7.238251575	sum	1.308526731
3					1.308526731
				Qmax	9.55959627
				KL	2.132102545
				R2	0.8192

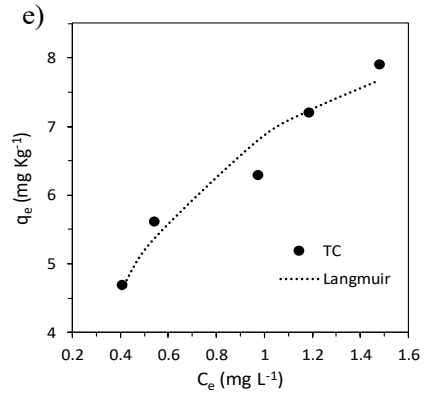
d)



Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg g-1)	Diferencias cuadradas	MODELO qe (mg g-1)	Diferencias cuadradas
1	0.40581758	4.702021	2.704778882	4.63027478	5.147531E-03
2	0.53973178	5.619639	0.528534124	5.35662174	0.069177945
3	0.97270261	6.29533	0.002632437	6.79431328	0.248979339
4	1.184959564	7.20934	0.74424287	7.22746335	0.000328551
5	1.478701051	7.90688	2.434339133	7.6727579	0.05481276
Tc	prom.	6.346642	sum 6.414527447	sum	0.378446126
4					0.378446126
				Qmax	10.21049413
				KL	2.044676631
				R2	0.9410

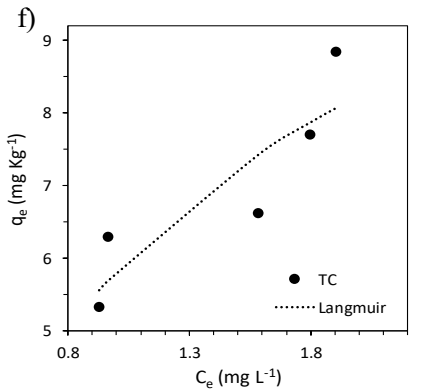
e)



Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

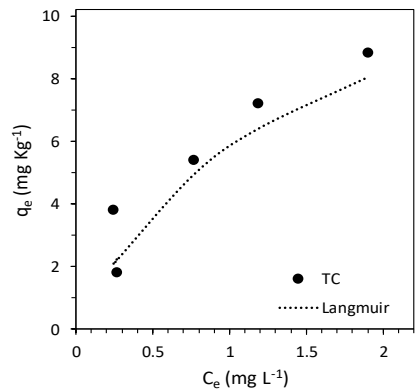
CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg g-1)	Diferencias cuadradas	MODELO qe (mg g-1)	Diferencias cuadradas
1	0.92677978	5.332269	2.64440857	5.55476398	0.049504006
2	0.96278	6.296756	0.437815913	5.68357581	0.37599017
3	1.58307755	6.61783	0.116007644	7.41899614	0.641861048
4	1.79563175	7.70465	0.556842123	7.85993823	0.024114022
5	1.900842857	8.84065	3.542754957	8.05735162	0.613561884
Tc	prom.	6.958433	sum 7.297829208	sum	1.70503113
5					1.70503113
				Qmax	14.10255607
				KL	0.701189022
				R2	0.7664

f)



Langmuir adsorption isotherm: qe=qmax*(KL*Ce)/(1+KL*Ce)

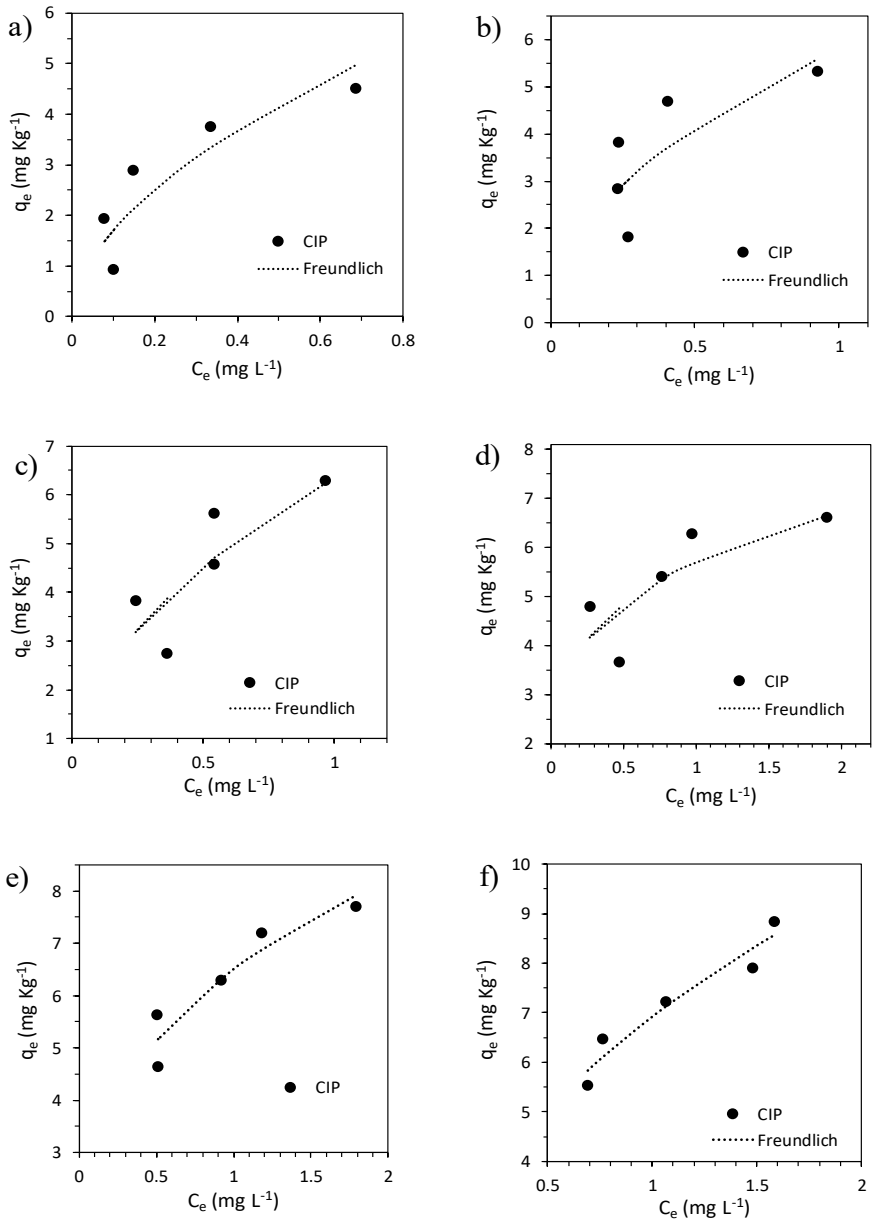
CIP	D. Experimental Ce (mg L-1)	qe (mg g-1)	Diferencias cuadradas	MODELO qe (mg g-1)	Diferencias cuadradas
1	0.26740076	1.816799	13.00539206	2.22670418	0.168021974
2	0.24309683	3.831697	2.532559054	2.05379378	3.160938724
3	0.76362592	5.417	3.71345E-05	4.91789243	0.249112832
4	1.184959564	7.20934	3.190650138	6.39994795	0.655111269
5	1.900842857	8.84065	11.67968385	8.05735162	0.613561884
Tc	prom.	5.423098	sum 30.40832223	sum	4.846746683
1					4.846746683
2					
3				Qmax	14.10255607
4				KL	0.701189022
5				R2	0.8406



Anexo 12. Isotermas de adsorción competitiva mediante el modelo de Freundlich

Figura 40

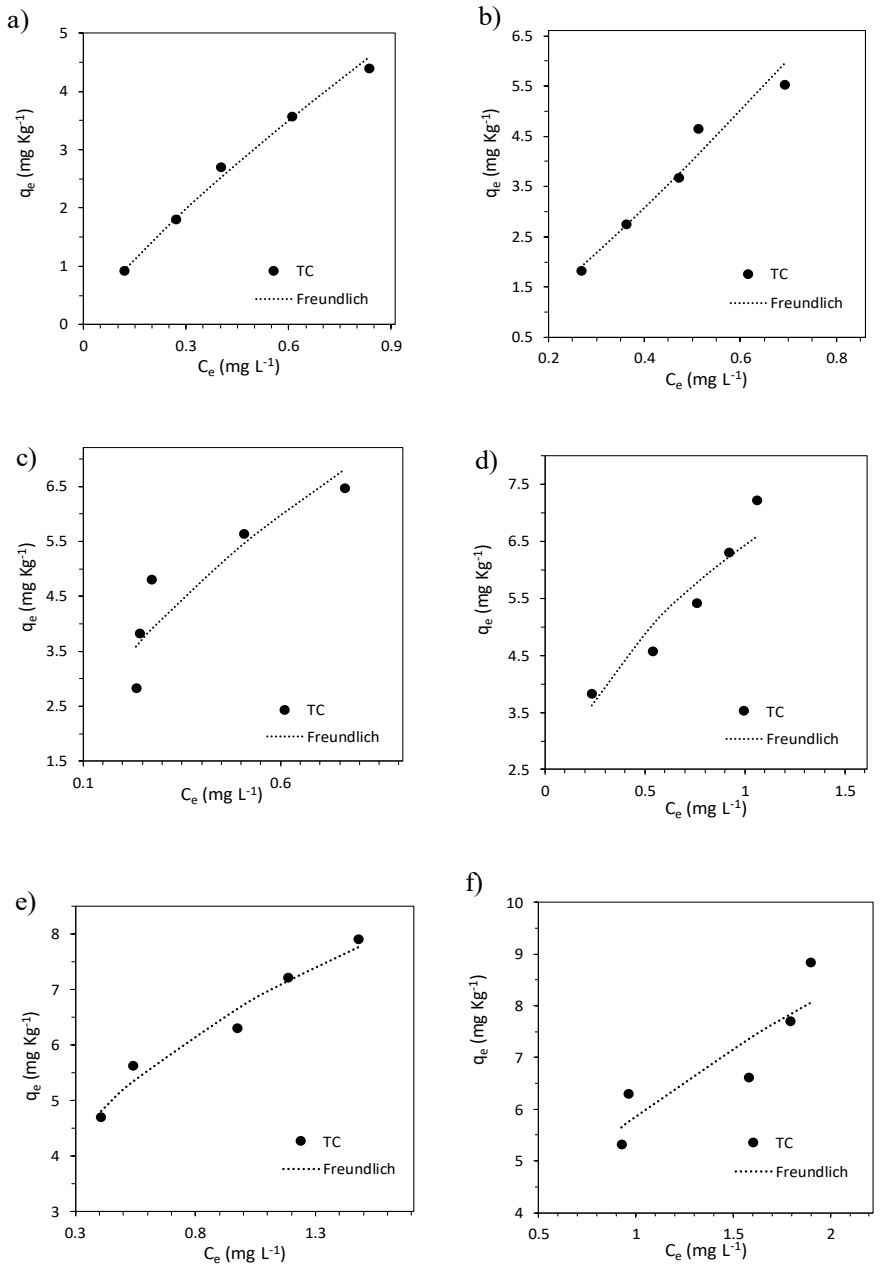
Isotermas de adsorción ajustadas al modelo de Freundlich para Ciprofloxacina



Nota. Isotermas de sorción modelo de Freundlich para CIP aplicada en concentraciones de 1, 2, 3, 4 y 5 mg L^{-1} en interacción con Tetraciclina a (b) 1mg L^{-1}, (c) 2mg L^{-1}, (d) 3mg L^{-1}, (e) 4mg L^{-1} y (f) 5 mg L^{-1}; Ce (concentración en equilibro en la solución) y Qe (concentración en equilibrio en el suelo)

Figura 41

Isotermas de adsorción ajustadas al modelo de Freundlich para Tetraciclina

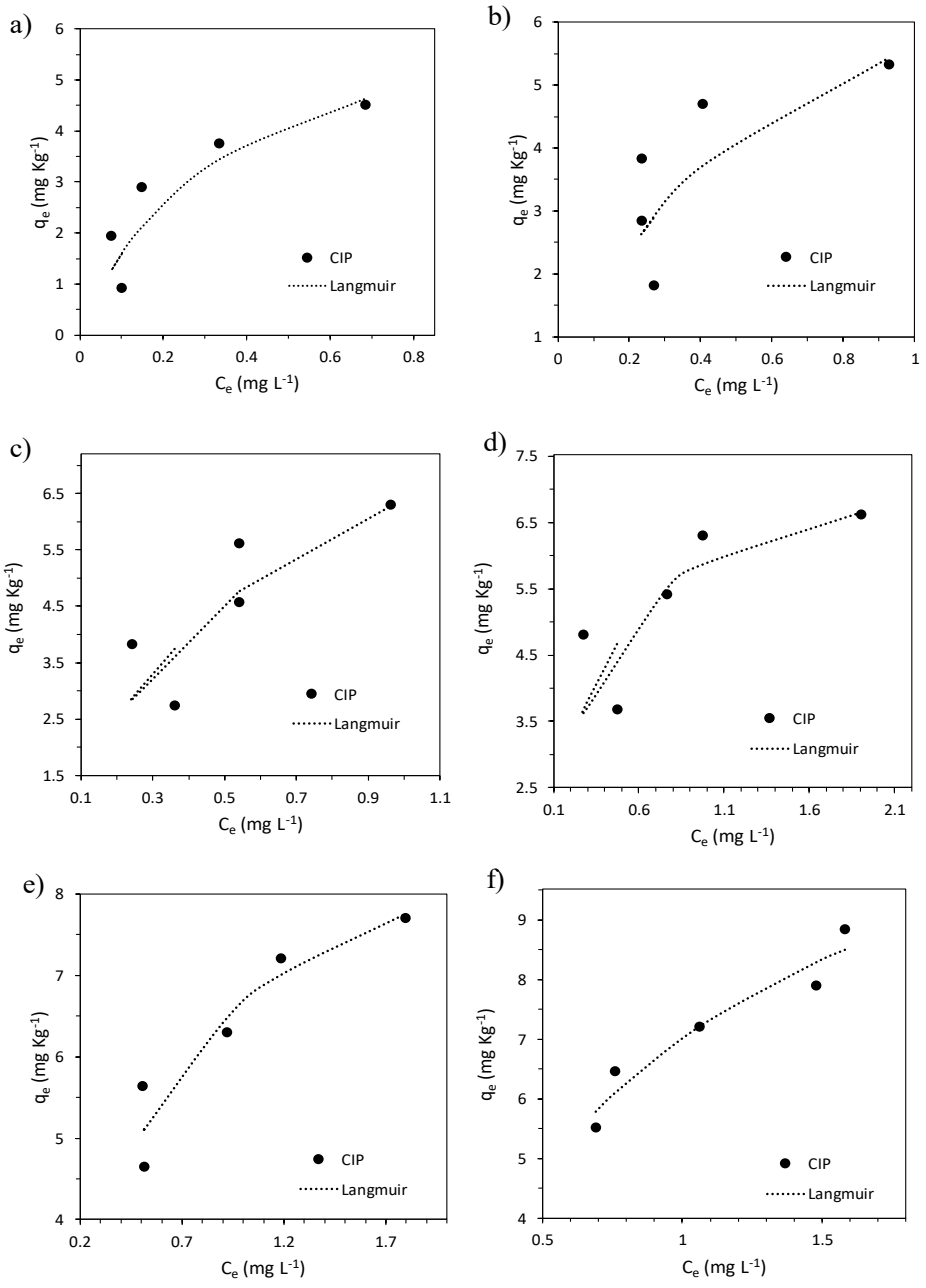


Nota. Isotermas de sorción modelo de Freundlich para Tetraciclina aplicada en concentraciones de 1, 2, 3, 4 y 5 mg L^{-1} en interacción con CIP a (b) 1mg L^{-1}, (c) 2mg L^{-1}, (d) 3mg L^{-1}, (e) 4mg L^{-1} y (f) 5 mg L^{-1}; Ce (concentración en equilibro en la solución) y Qe (concentración en equilibrio en el suelo)

Anexo 13. Isotermas de adsorción competitiva mediante el modelo de Langmuir

Figura 42

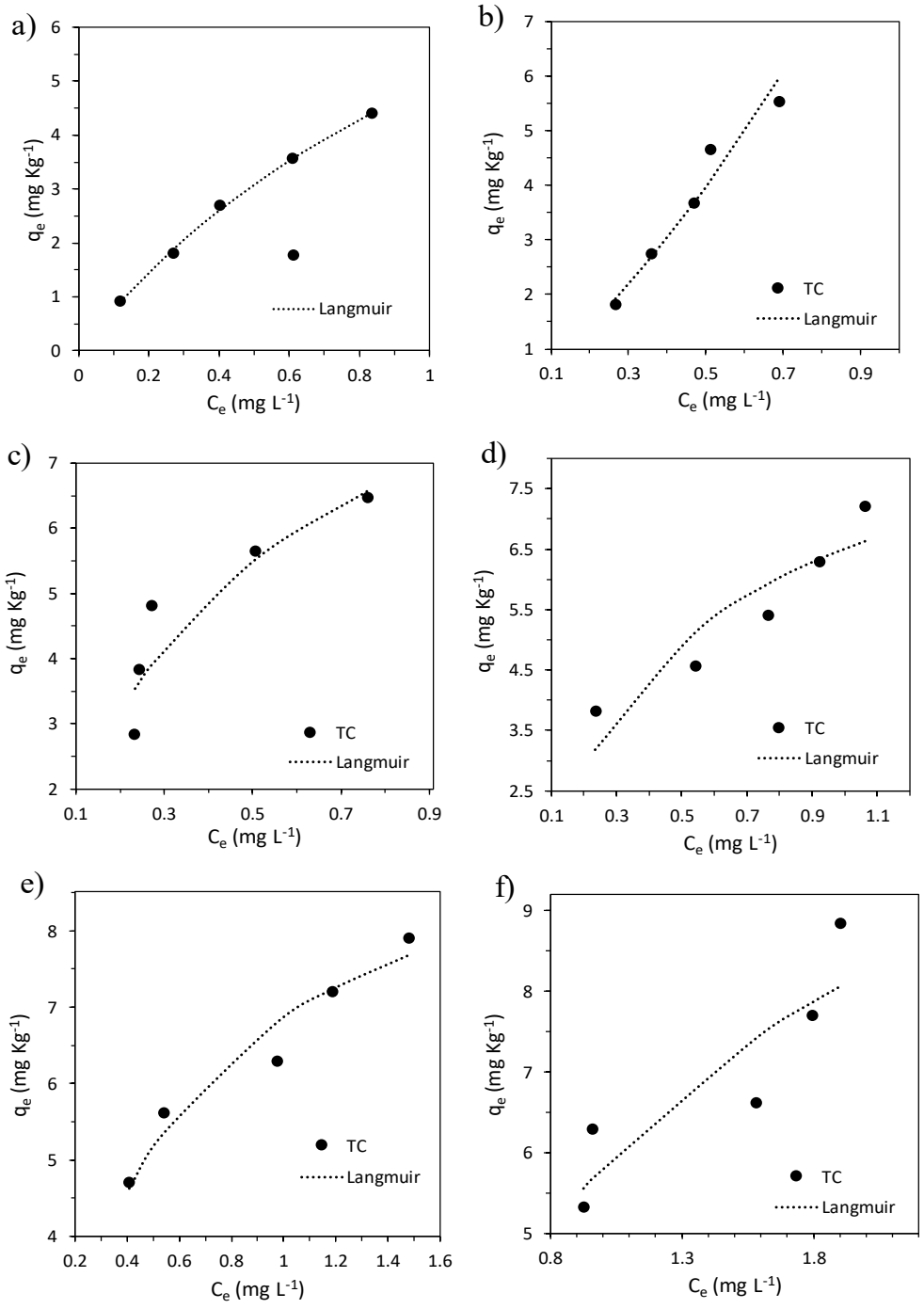
Isotermas de adsorción ajustadas al modelo de Langmuir para Ciprofloxacina



Nota. Isotermas de sorción modelo de Langmuir para Ciprofloxacina aplicada en concentraciones de 1, 2, 3, 4 y 5 mg L^{-1} en interacción con Tetraciclina a (b) 1mg L^{-1}, (c) 2mg L^{-1}, (d) 3mg L^{-1}, (e) 4mg L^{-1} y (f) 5 mg L^{-1}; Ce (concentración en equilibro en la solución) y Qe (concentración en equilibrio en el suelo)

Figura 43

Isotermas de adsorción ajustadas al modelo de Langmuir para Tetraciclina



Nota. Isotermas de sorción modelo de Langmuir para Tetraciclina aplicada en concentraciones de 1, 2, 3, 4 y 5 mg L-1 en interacción con Ciprofloxacina a (b) 1mg L-1, (c) 2mg L-1, (d) 3mg L-1, (e) 4mg L-1 y (f) 5 mg L-1; Ce (concentración en equilibro en la solución) y Qe (concentración en equilibrio en el suelo)

FORMATO DE AUTORIZACIÓN DE PUBLICACIÓN EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL UNAM

Formulario de autorización para la publicación electrónica en la página web del Repositorio Institucional de la Universidad Nacional de Moquegua, de conformidad con la Ley N° 30035 Ley que regula el Repositorio Nacional Digital de Ciencia, Tecnología e Innovación de Acceso Abierto y Resolución de Comisión Organizadora N° 041-2022-UNAM que aprueba el Reglamento que regula el Repositorio Institucional Digital de la UNAM.

1. DATOS DEL AUTOR

Nombres y Apellidos	: Yessica Karen Ticona Miranda
DNI/Carnet de Extranjería/Pasaporte N°	: 72779409
Correo electrónico	: yessicaticona153@gmail.com
Teléfono/Celular	: 986673010

2. GRADO, TITULO O ESPECIALIZACIÓN (Marque con una X)

Bachiller	Título Profesional	Magister	Doctor	Segunda Especialidad
	x			

3. TIPO DE PUBLICACIÓN (Marque con una X)

a) Articulo ( )
b) Tesis de pregrado (x)
c) Tesis de Maestría ( )
d) Tesis de Doctorado ( )
e) Monografía ( )
f) Reporte de caso científico o hallazgos ( )
g) Libro ( )
h) Parte de un libro ( )
i) Revisión ( )
j) Conferencia ( )
k) Presentación ( )
l) Artículo preliminar ( )
m) Articulo antes de ser publicado ( )
n) Artículo de prensa ( )
o) Documentos internos ( )
p) Imagen ( )
q) Documentos técnicos ( )
r) Ponencias presentadas en eventos científicos (Jornada, Congreso, Simposio Conferencias, etc.) ( )
s) Informes de suficiencia profesional ( )
t) Patentes producidas por académicos/as ( )

4. TIPO DE TRABAJO DE INVESTIGACIÓN (Marque con una X)

a) Tesis (x)
b) Trabajo de Investigación ( )
c) Trabajo de suficiencia profesional ( )
d) Trabajo académico ( )

5. DATOS DE LA PUBLICACION

a) Título : "EVALUACIÓN DE LA ADSORCIÓN COMPETITIVA DE CIPROFLOXACINA Y TETRACICLINA EN EL SUELO DEL VALLE AGRÍCOLA DEL RÍO OSMORE, MOQUEGUA"

b) Campo del conocimiento OCDE (Indicar el código de clasificación OCDE de la obra : https://catalogos.concytec.gob.pe/vocabulario/ocde_ford.html) : 2.07.00

c) Fecha de publicación : 19/12/2025

6. DATOS DEL ASESOR:

a) Nombres y Apellidos : Dr. Franz Zirena Vilca
b) DNI/Pasaporte/Cédula : 01341834
c) ORCID : https://orcid.org/0000-0002-4534-0733

FIRMA :

DOCUMENTO DE IDENTIDAD : 72779409
NOMBRES Y APELLIDOS : Yessica Karen Ticona Miranda

LICENCIAS

Licencia Estándar

Bajo los siguientes términos, autorizo el depósito de mi trabajo de investigación en el Repositorio Institucional Digital de la UNAM.

Con la autorización de depósito da mi trabajo de investigación, otorgo a la Universidad Nacional de Moquegua, una Licencia No Exclusiva para reproducir. distribuir, comunicar al público, transformar (únicamente mediante su traducción a otros idiomas) y poner a disposición del público mi trabajo de investigación (incluido el resumen), en formato físico o digital, en cualquier medio, conocido o por conocerse, a través de los diversos servicios provistos por la Universidad, creados o por crearse, tales como el Repositorio Institucional Digital de la UNAM, Colección de Tesis, entre otros, en el Perú y en el extranjero, por el tiempo y veces que considere necesarias, y libre de remuneraciones.

En virtud de dicha Licencia, la UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA, podrá reproducir mi trabajo de investigación en cualquier tipo de soporte y en más de un ejemplar, sin modificar su contenido, solo con los propósitos de seguridad, respaldo y preservación.

Declaro que el trabajo de investigación es una creación de mi autoría y exclusiva titularidad, o coautoría con titularidad compartida, y me encuentro facultado a conceder la presente licencia y, asimismo, garantizo que dicho trabajo de investigación no infringe derechos de autor de terceras personas.

La UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA consignara el nombre del/los autor/es del trabajo de investigación, y no le hará ninguna modificación más de la permitida en la presente licencia.

Autorizo el depósito (marque con una X).

(X) **SI autorizo que se deposite inmediatamente.**

FIRMA : .....

DOCUMENTO DE IDENTIDAD : 72779409

NOMBRES Y APELLIDOS : Yessica Karen Ticona Miranda

FECHA : 27 de febrero de 2026

DECLARACIÓN JURADA DE ORIGINALIDAD DE TRABAJO DE INVESTIGACIÓN / TESIS / TRABAJO DE SUFICIENCIA PROFESIONAL

Yo, YESSICA KAREN TICONA MIRANDA,
bachiller de la Escuela Profesional de: INGENIERÍA AMBIENTAL,
de la Universidad Nacional de Moquegua, identificado(a) con DNI Nº 72779409, autor(a) del Trabajo de Investigación / Tesis / Trabajo de suficiencia profesional, denominado:

"EVALUACIÓN DE LA ADSORCIÓN COMPETITIVA DE CIPROFLOXACINA Y TETRACICLINA EN EL SUELO DEL VALLE AGRÍCOLA DEL RÍO OSMORE, MOQUEGUA"

Declaro bajo juramento que:

1. El trabajo de investigación es auténtico, siendo resultado de mi trabajo personal, que no se ha copiado, que no se ha utilizado ideas, formulaciones, citas integrales e ilustraciones diversas, sacadas de cualquier tesis, obra, artículo, memoria, etc., (en versión digital o impresa), sin mencionar de forma clara y exacta su origen o autor, tanto en el cuerpo del texto, figuras, cuadros, tablas u otros que tengan derechos de autor. Por tanto, el trabajo de investigación no ha sido plagiado total ni parcialmente.
2. El trabajo de investigación no ha sido autoplagiada, es decir, no ha sido publicada ni presentada anteriormente para obtener algún grado académico previo o título profesional.
3. Los datos presentados en los resultados son reales, no han sido falseados, ni duplicados, ni copiados y por tanto los resultados que se presentan en el trabajo de investigación constituirán aporte a la realidad investigada.

Soy consciente de que, el hecho de no respetar los derechos de autor y hacer plagio, es objeto de sanciones universitarias y/o legales, por lo que asumo cualquier responsabilidad que pudiera derivarse de irregularidades en el trabajo de investigación, así como de los derechos sobre la obra presentada.

Moquegua, 27 de febrero de 2026



Huella digital

Nombres y Apellidos: Yessica Karen Ticona Miranda
DNI: 72779409

Yessica Karen Ticona Miranda

tesis

PROYECTOS DE TESIS

tesis

Universidad Nacional de Moquegua

Detalles del documento

Identificador de la entrega
trn:oid:::1:3329525789

Fecha de entrega
4 sep 2025, 3:49 p.m. GMT-5

Fecha de descarga
4 sep 2025, 3:51 p.m. GMT-5

Nombre del archivo
TESIS_YKTM_TURNI.pdf

Tamaño del archivo
4.1 MB

101 páginas

36.453 palabras

149.646 caracteres

11% Similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para ca...

Fuentes principales

9% Fuentes de Internet
6% Publicaciones
2% Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Marcas de integridad

N.º de alertas de integridad para revisión

No se han detectado manipulaciones de texto sospechosas.

Los algoritmos de nuestro sistema analizan un documento en profundidad para buscar inconsistencias que permitirían distinguirlo de una entrega normal. Si advertimos algo extraño, lo marcamos como una alerta para que pueda revisarlo.

Una marca de alerta no es necesariamente un indicador de problemas. Sin embargo, recomendamos que preste atención y la revise.

UNAM

Firmado digitalmente por ZIRENA VILCA Franz FAU 20449347448 soft
Motivo: Soy el autor del documento
Fecha: 04.09.2025 15:54:48 -05:00

Fuentes principales

9% Fuentes de Internet
6% Publicaciones
2% Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Fuentes principales

Las fuentes con el mayor número de coincidencias dentro de la entrega. Las fuentes superpuestas no se mostrarán.

1 Internet
hdl.handle.net <1%

2 Internet
artemis.library.tuc.gr <1%

3 Publicación
Sekar, M.. "Kinetics and equilibrium adsorption study of lead(II) onto activated ... <1%

4 Internet
pubs.rsc.org <1%

5 Internet
www.papathways.org <1%

6 Publicación
Pari Luque, Yeni Pilar. "Biosorción del cromo hexavalente en soluciones acuosas ... <1%

7 Internet
www.frontiersin.org <1%

8 Trabajos del estudiante
Mapua Institute of Technology <1%

9 Internet
www.coursehero.com <1%

10 Internet
www.investigo.biblioteca.uvigo.es <1%

11 Internet
vdocuments.com.br <1%

12	Internet	
www.jeesci.com		<1%
13	Trabajos del estudiante	
Universidad Nacional de Moquegua		<1%
14	Internet	
bdtd.uftm.edu.br		<1%
15	Internet	
alicia.concytec.gob.pe		<1%
16	Internet	
docplayer.gr		<1%
17	Internet	
core.ac.uk		<1%
18	Publicación	
Araszkiewicz, A.. "Inflammatory markers as risk factors for microangiopathy in ty...		<1%
19	Internet	
ir.msu.ac.zw:8080		<1%
20	Internet	
repositorio.unap.edu.pe		<1%
21	Internet	
www.tandfonline.com		<1%
22	Internet	
www.locus.ufv.br		<1%
23	Internet	
dspace.univ-constantine3.dz		<1%
24	Publicación	
Lichao Zhang, Pin Xiang, Xianming Bao, Minghua Xiong, Fei Liu. "The Influence of ...		<1%
25	Trabajos del estudiante	
Southern Regional College		<1%

26 Internet

repositorio.untrm.edu.pe <1%

27 Publicación

Ccamapaza Aguilar, Juan Luis. "Zonificación de áreas contaminadas por efectos d... <1%

28 Internet

repositorio.ufba.br <1%

29 Internet

library.wur.nl <1%

30 Internet

repositorio.unal.edu.co <1%

31 Publicación

Kiran Musunuru. "The use of high-sensitivity assays for C-reactive protein in clinic... <1%

32 Internet

karriespapertrail.printswell.com <1%

33 Internet

acikbilim.yok.gov.tr <1%

34 Internet

worldwidescience.org <1%

35 Internet

revista.unibagua.edu.pe <1%

36 Internet

eprints.ucm.es <1%

37 Internet

etd.uwc.ac.za <1%

38 Internet

patents.google.com <1%

39 Publicación

"Ciências e Tecnologia das Águas: inovações e avanços em pesquisa - Volume 2", ... <1%

40 Publicación
Pullin, M.J.. "The effects of pH, ionic strength, and iron-fulvic acid interactions on ... <1%

41 Publicación
Yungui Li, Xueying Bai, Ruonan Ding, Wenxuan Lv, Ying Long, Liang Wei, Fachun ... <1%

42 Internet
uniso.br <1%

43 Internet
ijcaes.smartsociety.org <1%

44 Internet
acervodigital.ufpr.br <1%

45 Internet
www.scielo.br <1%

46 Internet
s369b157da8f522cf.jimcontent.com <1%

47 Publicación
Lenin Quiñones Huatangari, Manuel Emilio Milla Pino, Oscar Andrés Gamarra Tor... <1%

48 Trabajos del estudiante
Universidad Nacional Agraria de la Selva <1%

49 Publicación
da Costa Nogueira, Miguel Filipe. "TYRE4REECYCLE Recovery of Rare Earth Elemen... <1%

50 Internet
imipens.org <1%

51 Internet
ruidera.uclm.es <1%

52 Internet
www.deswater.com <1%

53 Internet
issuu.com <1%

54 Internet
www.linguee.com <1%

55 Publicación
José Mazón-Suástegui, Milagro García-Bernal, María Araceli Avilés-Quevedo, Ánge... <1%

56 Publicación
Juan Gomis Vicens. "Efecto de distintas especies reactivas generadas fotoquímica... <1%

57 Publicación
Rafael A. Lara-Reséndiz, Bárbara C. Larraín-Barrios, Aníbal H. Díaz de la Vega-Pére... <1%

58 Internet
dspace.ucuenca.edu.ec <1%

59 Internet
minerva.usc.es <1%

60 Internet
pablocarro.com.ar <1%

61 Internet
repositorio.ucam.edu <1%

62 Internet
revistas.untrm.edu.pe <1%

63 Trabajos del estudiante
uncedu <1%

64 Internet
www.scielo.org.pe <1%

65 Internet
www.untrm.edu.pe <1%

66 Publicación
Crini, G.. "Adsorption of C.I. Basic Blue 9 on cyclodextrin-based material contain... <1%

67 Publicación
Ghazaleh Hadizade, Ehsan Binaeian, Mohammad Reza Sarmasti Emami. "Prepara... <1%

68 Trabajos del estudiante
Higher Education Commission Pakistan <1%

69 Trabajos del estudiante
Universidad del Atlántico Medio <1%

70 Internet
doczz.es <1%

71 Internet
repositorio.upao.edu.pe <1%

72 Publicación
Barrios Cerrejón, M. Teresa. "Aprendizaje procedimental y recuerdo a largo plazo ... <1%

73 Trabajos del estudiante
Consorcio CIXUG <1%

74 Trabajos del estudiante
National University College - Online <1%

75 Trabajos del estudiante
Universidad Catolica de Avila <1%

76 Publicación
Edgar Pineda Puglla, Diana Guaya, Cristhian Tituana, Francisco Osorio, María J. G... <1%

77 Publicación
Milinovic, Jelena. "Interaction of Alkylphenolic and Perfluorinated Compounds Wi... <1%

78 Internet
repositorio.unfv.edu.pe <1%

79 Internet
sidalc.net <1%

80 Internet
www.slideshare.net <1%

81 Internet
1library.co <1%

82 Trabajos del estudiante
Universidad Nacional de Colombia <1%

83 Internet
biochar-us.org <1%

84 Internet
dokumen.pub <1%

85 Internet
es.slideshare.net <1%

86 Internet
etd.cput.ac.za <1%

87 Internet
locus.ufv.br <1%

88 Internet
www.researchgate.net <1%

89 Publicación
Carrasco Santos, Mildred. "La alternancia de códigos español-inglés en Puerto Ric... <1%

90 Internet
aidnews.org <1%

91 Internet
hydrogeologistswithoutborders.org <1%

92 Internet
perfilesycapacidades.javeriana.edu.co <1%

93 Internet
repositorio.unheval.edu.pe <1%

94 Internet
repositorio.usmp.edu.pe <1%

95 Internet
www.ceride.gov.ar <1%

96 Publicación
"Progress in South American camelids research", Walter de Gruyter GmbH, 2001 <1%

97 Publicación
Chengyang Tang, Zhuobiao Ni, Chuanyi Xu, Yiwen Luo et al. "Enhanced adsorptio... <1%

98 Publicación
Elisabetta Loffredo, Claudia Carnimeo, Roccangelo Silletti, Carmine Summo. "Use ... <1%

99 Publicación
Esteban Maestre, Ma Dolores. "Influence of heat treatment and natural antimicr... <1%

100 Publicación
Martínez-Mera Eliana Andrea, Torregroza-Espinosa Ana Carolina, Crissien-Borrero... <1%

101 Publicación
Minling Gao, Mengting Lv, Xiaolei Gong, Wenhua Song, Yun Qi, Zhen Li. "Effect of ... <1%

102 Internet
doczz.net <1%

103 Internet
es.ebparks.org <1%

104 Internet
mafiadoc.com <1%

105 Internet
oa.upm.es <1%

106 Internet
qdoc.tips <1%

107 Internet
renati.sunedu.gob.pe <1%

108 Internet
repositorio.undac.edu.pe <1%

109 Internet
uokerbala.edu.iq <1%

110 Internet
www.chaangcherng.com.tw <1%

111 Internet
www.repositorio.usac.edu.gt <1%

112 Internet
www.sap.org.ar <1%

113 Internet
123dok.org <1%

114 Publicación
N. Mater, F. Geret, L. Castillo, V. Faucet-Marquis, C. Albasi, A. Pfohl-Leszkowicz. "I... <1%

115 Publicación
Pinedo Flores, Angela Vanesa. "Preparacion y caracterizacion de un material com... <1%

116 Publicación
Weihan Qiao, Xiaoyu Yuan, Luyu Dong, Yujin Xia, Xueli Wang. "Adsorption behavi... <1%

117 Internet
appswl.elsevier.es <1%

118 Internet
aran.library.nuigalway.ie <1%

119 Internet
boletin.invemar.org.co <1%

120 Internet
doctoradorrnn.ufro.cl <1%

121 Internet
documentacion.ideam.gov.co <1%

122 Internet
examplum.com <1%

123 Internet
hal.science <1%

124	Internet	
livrosdeamor.com.br		<1%
125	Internet	
repositorio.uchile.cl		<1%
126	Internet	
repositorio.utc.edu.ec		<1%
127	Internet	
repositoriodigital.uns.edu.ar		<1%
128	Internet	
riul.unanleon.edu.ni:8080		<1%
129	Internet	
vdocumento.com		<1%
130	Internet	
www.degruyter.com		<1%
131	Internet	
www.marihuanacultivo.com		<1%
132	Internet	
www.oalib.com		<1%
133	Internet	
www.oiv.int		<1%
134	Internet	
www.ser.org		<1%
135	Publicación	
Edilda D. Rodríguez M., Arecely Esther Valderrama Trujillo. "Agroquímicos y Enfer...		<1%
136	Publicación	
Juanarena, Leire Caizan. "Granular Activated Carbon in Capacitive Microbial Fuel ...		<1%
137	Publicación	
"Proceedings of the 4th Biotechnology World Symposium", Mexican Journal of Bi...		<1%

138 Internet

albertovillalobos1.wordpress.com <1%

Universidad Nacional de Moquegua

RESOLUCIÓN DE CONSEJO UNIVERSITARIO
N° 276-2026-CU

Moquegua, 23 de abril de 2026

VISTOS:

El Proveído N° 1385-2026-R de fecha 26 de marzo de 2026 emitido por el Rectorado, Informe N° D0170-2026-UNAM-R-SG de fecha 24 de marzo de 2026 emitido por el Secretario General, Informe Técnico N° D0041-2026-SG-GT de Grados y Títulos, Resolución de Consejo de Facultad N° 041-2026-CF-FAIN-UNAM de fecha 13 de marzo de 2026, el Acuerdo del Pleno del Consejo Universitario de Sesión Ordinaria N° 04-2026-SO-CU-UNAM, de fecha 01de abril de 2026, y;

CONSIDERANDO:

Que, conforme al 4to párrafo del artículo 18, de la Constitución Política del Perú, dispone que cada Universidad es autónoma en su régimen normativo, de gobierno, académico, administrativo y económico. Y el artículo 8° de la Ley N° 30220-Ley Universitaria, establece que la referida autonomía inherente a las Universidades, se ejerce de conformidad con la Constitución y demás normativa aplicable. Concordante con el artículo 1, de la Ley N° 31520, Ley que restablece la autonomía y la institucionalidad de las universidades peruanas, así como la Ley N° 32141, Ley que modifica la Ley N° 30220-Ley Universitaria, a fin de fortalecer la institucionalidad de las Universidades Públicas licenciadas;

Que, el Artículo 58, de la Ley N° 30220-Ley Universitaria, establece que el Consejo Universitario es el máximo órgano de gestión, dirección y ejecución académica y administrativa de la Universidad. Concordante con el artículo 18° del Estatuto de la Universidad Nacional de Moquegua, aprobado bajo Resolución de Asamblea Universitaria N° 015-2025-AU-UNAM;

Que, el artículo 59 de la Ley Universitaria-Ley N° 30220, establece las atribuciones del Consejo Universitario, y específicamente el numeral 59.9, establece; Conferir los grados académicos y los títulos profesionales aprobados por las Facultades y Escuela de Posgrado, así como otorgar distinciones honoríficas y reconocer y revalidar los estudios, grados y títulos de universidades extranjeras, cuando la universidad está autorizada por la Superintendencia Nacional de Educación Superior Universitaria. Concordante con el numeral 14, del artículo 20° del Estatuto de la Universidad Nacional de Moquegua;

Que, mediante Resolución de Asamblea Universitaria N° 006-2026-AU, de fecha 20 de abril de 2026, se aprobó la incorporación de la Disposición Transitoria N° 22 al Estatuto de la Universidad Nacional de Moquegua, referido a la excepción para la emisión de los grados académicos de bachiller y títulos profesionales consignando la denominación de "Facultad de Ingeniería y Arquitectura";

Que, mediante Resolución de Consejo de Facultad N° 041-2026-CF-FAIN-UNAM, de fecha 13 de marzo de 2026, el Consejo de Facultad de Ingenierías aprobó el otorgamiento del Título Profesional de Ingeniero Ambiental por la modalidad de Tesis, a un (01) Bachiller de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental de la Facultad de Ingenierías de la Universidad Nacional de Moquegua, de acuerdo al siguiente detalle: YESSICA KAREN TICONA MIRANDA;

Que, mediante Informe Técnico N° D0041-2026-SG-GT de fecha 23 de marzo de 2026, e Informe N° D0170-2026-UNAM-R-SG de fecha 24 de marzo de 2026, el Secretario General de la UNAM, remite al Rectorado el expediente para el trámite de Título Profesional de Ingeniero Ambiental a la Bachiller: YESSICA KAREN TICONA MIRANDA de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, quien se encuentra apta para la expedición del Título Profesional de Ingeniero Ambiental, al haber cumplido satisfactoriamente con los requisitos legales y reglamentarios, exigidos en el Reglamento de Grados y Títulos de la Universidad Nacional de Moquegua, razón por la cual, el señor Secretario General incluye dicho expediente como punto de agenda para ser tratado en Sesión Extraordinaria de Consejo Universitario de fecha 01 de abril de 2026;

Que, el artículo 44° de la Ley N° 30220, Ley Universitaria señala que las universidades otorgan los grados académicos de Bachiller, Maestro, Doctor y los Títulos Profesionales que correspondan, a nombre de la Nación (...). Asimismo, la Ley N° 31803, modifica el artículo en mención adicionando; La Superintendencia Nacional de Educación Superior Universitaria (SUNEDU) determina los criterios, así como establece y supervisa el procedimiento administrativo para el reconocimiento de grados y títulos otorgados en el extranjero, en el marco de la normativa vigente;

Que, el numeral 45.2 del artículo 45° de la Ley N° 30220, Ley Universitaria, precisa los requisitos mínimos para la obtención del título profesional, como son: el grado de Bachiller y la aprobación de una tesis o trabajo de suficiencia profesional. Asimismo, establece que el título profesional solo se puede obtener en la universidad en la cual se haya obtenido el grado de bachiller;

Que, mediante Resolución de Comisión Organizadora N° 1153-2021-UNAM, se aprobó el Reglamento de Grados y Títulos de la Universidad Nacional de Moquegua, el mismo que fue modificado a través de las Resoluciones de Comisión Organizadora N° 410; 453 y 890-2022, N° 880-2023-UNAM y N° 081, 484-2024-UNAM el cual establece los requisitos y norma

Domicilio Legal: Prolongación Av., Ancash S/N - Moquegua
RUC: 20449347448 - Teléfono: (053) 670168
Página Web: www.unam.edu.pe

RESOLUCIÓN DE CONSEJO UNIVERSITARIO
N° 276-2026-CU

Moquegua, 23 de abril de 2026

los procedimientos para la obtención de los grados académicos y títulos profesionales conferidos por esta Casa Superior de Estudios;

Que, bajo el amparo de los considerandos precedentes, el Pleno del Consejo Universitario en Sesión Ordinaria N° 04-2026-SO-CU-UNAM, de fecha 01 de abril de 2026, emitió, el siguiente, Acuerdo, POR UNANIMIDAD: CONFERIR, a nombre de la Nación el Título Profesional de Ingeniero Ambiental por la modalidad de sustentación de tesis a la Bachiller: YESSICA KAREN TICONA MIRANDA, de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, de la Facultad de Ingeniería y Arquitectura de la Universidad Nacional de Moquegua;

En uso de las facultades y atribuciones conferidas por el Art. 18, de la Constitución Política del Perú, la Ley N° 30220 Ley Universitaria, el Estatuto de la Universidad Nacional de Moquegua, y a lo acordado por el pleno del Consejo Universitario:

SE RESUELVE:

ARTÍCULO 1°: CONFERIR, A NOMBRE DE LA NACIÓN a la Bachiller

- **YESSICA KAREN TICONA MIRANDA**

El **TÍTULO PROFESIONAL DE INGENIERO AMBIENTAL.**

Por la modalidad de SUSTENTACIÓN DE TESIS, de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, de la Facultad de Ingeniería y Arquitectura de la Universidad Nacional de Moquegua.

ARTÍCULO 2°: ENCARGAR, al Secretario General de la UNAM, para que realice las acciones pertinentes relacionadas con la inscripción correspondiente en el Registro de Grados y Títulos de la Superintendencia Nacional de Educación Superior Universitaria - SUNEDU.

ARTÍCULO 3°: DISPONER, el cumplimiento de la presente Resolución a todas las dependencias de la Universidad Nacional de Moquegua.

ARTÍCULO 4°: DISPONER la publicación de la presente resolución en el Portal Institucional de la Universidad Nacional de Moquegua www.unam.edu.pe

REGÍSTRESE, PUBLÍQUESE Y CÚMPLASE;

UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA SECRETARIA GENERAL

MTRO. JOSE LUIS PACHECO CACERES
SECRETARIO GENERAL

UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA CONSEJO UNIVERSITARIO

DR. HUGO RUBEN MARCA MAQUERA
RECTOR
PRESIDENTE DEL CONSEJO UNIVERSITARIO

DISTRIBUCION:
VRA,
VRI,
FAIN,
EPIAM,
GyT
DASA,
OTI
Interesado,
C.c. Arch.

Domicilio Legal: Prolongación Av., Ancash S/N - Moquegua
RUC: 20449347448 - Teléfono: (053) 670168
Página Web: www.unam.edu.pe