UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

"EVALUACIÓN DE RESIDUOS DE CIPROFLOXACINO EN LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS PROVENIENTES DE POZOS LOCALIZADOS EN EL VALLE DEL RÍO OSMORE, DEPARTAMENTO DE MOQUEGUA"

TESIS

PRESENTADO POR:

Bach. Sahury Jellitza Quispe Durand

ASESOR:

Dr. Franz Zirena Vilca

PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

INGENIERO AMBIENTAL

ILO – PERÚ

2025

UNAM
UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA UNAM FEDATARIO

Folio Nº 07

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 197-2025-CF-FAIN-UNAM

Fecha: 19-11-2025

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

Evaluación de residuos de ciprofloxacino en las aguas subterráneas provenientes de pozos localizados en el valle del río Osmore, departamento de Moquegua.

Bachiller: Sahury Jallitza Quispe Durand

Asesor Principal: Dr. Franz Zirana Vilca

Co-Asesor: .....

IV. Se dictamina:

Como: Aprobado por unanimidad la sustentación de manera:

Presencial [X] Virtual [ ]

Con nota: dieciséis (16) por lo que; Sí [X] No [ ]

Opta el Título Profesional de INGENIERO AMBIENTAL.

Siendo las 13:35 horas, del 19 de noviembre del año 2025 se procede con la firma en conformidad de lo dictaminado por el Jurado.

Edgar V. Bedoya Justo
Presidente

HEBERT H. SOTO GONZALES
Primer Miembro

Nilton Baltrán Rojas Bricaño
Segundo Miembro

Sahury Jallitza Quispe Durand
Bachiller

DEDICATORIA

A Dios, por guiarme y brindarme fortaleza para concluir esta etapa tan importante de mi vida.

A mis padres y hermanos, por ser mi mayor fuente de inspiración, por su apoyo incondicional y por motivarme a seguir adelante incluso en los momentos más difíciles.

AGRADECIMIENTO

A la Universidad Nacional de Moquegua, por haber financiado esta tesis a través de los fondos del Canon Minero y Regalías con Resolución de Comisión Organizadora N°1184-2023-UNAM, en el marco del Concurso de Proyectos de Investigación, dirigido a estudiantes y egresados para la obtención del Título Profesional de la UNAM - Edición 2023.

Al Dr. Franz Zirena Vilca, por su invaluable asesoría y orientación durante todo el proceso de desarrollo de esta tesis. A la Dra. Ingrid Maldonado Jiménez, por su valioso respaldo en el tratamiento y análisis de los datos.

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 "Potenciando la ciencia ambiental en Perú: adquisición de un espectrómetro de masas triple cuadrupolo (MS/MS) para investigar la dinámica de contaminantes orgánicos en el agua de riego y cultivos de exportación", aprobado mediante RDE N° 062-2023-PROCIENCIA-DE y con CONTRATO N° PE501086021-2023-PROCIENCIA-BM. Por haberme permitido el uso del espectrómetro de masas, equipo fundamental para el desarrollo de este proyecto.

Su apoyo y colaboración fueron fundamentales para la culminación de este proyecto.

RESUMEN

Los antibióticos, como el Ciprofloxacino (CIP), son considerados contaminantes emergentes debido a su persistencia y los potenciales riesgos que representan para la salud y los ecosistemas. Su ingreso a las aguas subterráneas ocurre principalmente a través de descargas de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), así como de actividades agrícolas y ganaderas, favoreciendo su movilidad y permanencia en los acuíferos. En este contexto, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar la presencia de residuos de CIP en aguas subterráneas de pozos ubicados en el valle del río Osmore, departamento de Moquegua, durante las estaciones seca y lluviosa. Se recolectaron muestras de agua en botellas de ámbar de 1 L por pozo, cada muestra fue conservada mediante la adición de 0,1 g de NA_2EDTA. Se monitorearon los mismos puntos de muestreo en ambas estaciones: 21 pozos en la estación lluviosa y 17 en la estación seca, debido a que 4 pozos fueron cerrados posteriormente. De estos, 14 correspondieron a la provincia de Ilo y 7 a Mariscal Nieto. Las muestras fueron sometidas a extracción en fase sólida (SPE) y analizadas mediante cromatografía líquida de ultra alta resolución acoplada a espectrometría de masas en tándem (UHPLC-MS/MS). Este análisis siguió una metodología previamente reportada, con evaluación de parámetros clave de desempeño analítico como la curva de calibración (y=1274361,066260*x + 5567,454648), límite de detección (0,00006 ng/mL) y límite de cuantificación (0,00021 ng/mL). Los resultados indicaron una alta frecuencia de CIP, con un 95% de detección en la estación lluviosa y 100% en la estación seca. Las concentraciones detectadas oscilaron entre 0 y 195,8 ng/L en la estación lluviosa y entre 8,1 y 181,7 ng/L en la estación seca, con promedios de 38,2 ng/L y 69,4 ng/L, respectivamente. Aunque las concentraciones promedio fueron más altas en la estación seca, los análisis estadísticos de normalidad y la prueba de Wilcoxon no mostraron diferencias significativas entre ambas estaciones ($p > 0,05$). La distribución espacial de CIP mostró que las concentraciones superiores a 100 ng/L se concentraron en Ilo, mientras que las más bajas se encontraron en Moquegua. Estos resultados evidencian la presencia de CIP en las aguas subterráneas y resaltan la necesidad de implementar programas de monitoreo ambiental, así como optimizar el tratamiento de aguas residuales mediante tecnologías avanzadas en las plantas de tratamiento.

Palabras claves: antibióticos, acuífero, contaminación, cromatografía, persistencia

ABSTRACT

Antibiotics, such as Ciprofloxacin (CIP), are considered emerging pollutants due to their persistence and the potential risks they pose to health and ecosystems. They enter groundwater mainly through discharges from wastewater treatment plants (WWTPs) and agricultural and livestock activities, which favour their mobility and permanence in aquifers. In this context, the present study aimed to evaluate the presence of CIP residues in groundwater from wells located in the Osmore River valley, Moquegua department, during the dry and rainy seasons. Water samples were collected in 1 L amber bottles per well, and each sample was preserved by adding 0,1 g of Na_2EDTA. The same sampling points were monitored in both seasons: 21 wells in the rainy season and 17 in the dry season, as some wells were subsequently closed. Of these, 14 were in the province of Ilo and 7 in Mariscal Nieto. The samples were subjected to solid-phase extraction (SPE) and analysed by ultra-high-performance liquid chromatography coupled with tandem mass spectrometry (UHPLC-MS/MS). This analysis followed a previously reported methodology, with evaluation of key analytical performance parameters such as the calibration curve (y=1274361,066260*x + 5567,454648), detection limit (0,00006 ng/mL) and quantification limit (0,00021 ng/mL). The results indicated a high frequency of CIP, with 95% detection in the rainy season and 100% in the dry season. The concentrations detected ranged from 0 to 195,8 ng/L in the rainy season and from 8,1 to 181,7 ng/L in the dry season, with averages of 38,2 ng/L and 69,4 ng/L, respectively. Although average concentrations were higher in the dry season, statistical normality analyses and the Wilcoxon test showed no significant differences between the two seasons ($p > 0,05$). The spatial distribution of CIP showed that concentrations above 100 ng/L were concentrated in Ilo, while the lowest concentrations were found in Moquegua. These results demonstrate the presence of CIP in groundwater and highlight the need to implement environmental monitoring programmes and optimise wastewater treatment using advanced technologies in treatment plants.

Keywords: antibiotics, aquifer, contamination, chromatography, persistence

ÍNDICE DE CONTENIDO

INTRODUCCIÓN 12

I. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA 14

1.1. Descripción y formulación del problema 14

1.2. Objetivos 15

1.2.1. Objetivo general 15

1.2.2. Objetivos específicos 16

1.3. Justificación e importancia 16

1.3.1. Justificación 16

1.3.2. Importancia 17

1.4. Hipótesis 18

1.4.1. Hipótesis general 18

1.4.2. Hipótesis específicas 18

1.5. Variables 18

1.5.1. Variable dependiente 18

1.5.2. Variable independiente 18

II. MARCO TEÓRICO 20

2.1. Antecedentes 20

2.1.1. Antecedentes internacionales 20

2.1.2. Antecedentes nacionales 21

2.2. Bases teóricas 22

2.2.1. Cuenca Ilo - Moquegua 22

2.2.2. Valle del río Osmore 23

2.2.3. Aguas subterráneas 23

2.2.4. Captación de las aguas subterráneas 23

2.2.5. Pozos de aguas subterráneas 24

2.2.6. Contaminantes presentes en aguas subterráneas 24

2.2.7. Contaminantes orgánicos emergentes 24

2.2.8. Antibióticos 25

2.2.9. Clasificación de los antibióticos 25

2.2.10. Impactos de la presencia de antibióticos en el ambiente 26

2.2.11. Impactos a la salud 28

2.2.12. Ciprofloxacino 28

2.2.13. Mecanismo de acción del CIP 29

2.2.14. Propiedades fisicoquímicas del CIP *29*
2.2.14.1. Coeficiente de partición de octanol. 29
2.2.14.2. Solubilidad. 30
2.2.14.3. Perfil de pH-solubilidad. 30
2.2.15. Farmacocinética del CIP *30*
2.2.15.1. Absorción. 30
2.2.15.2. Distribución. 30
2.2.15.3. Excreción. 30
2.2.15.4. Solubilidad.. 31
2.2.16. Vías de exposición de residuos de antibióticos en aguas subterráneas *31*
2.2.16.1. Fuentes puntuales. 31
2.2.16.2. Fuentes difusas. 31
2.2.17. Propagación de residuos de antibióticos desde la superficie *31*
2.2.18. Propagación de residuos de antibióticos desde la zona no saturada. *32*
2.2.19. Propagación desde la zona saturada *32*
2.2.20. Factores que afectan la migración y transformación de CIP en aguas subterráneas *32*
2.2.20.1. Hidrología.. 32
2.2.20.2. Sorción.. 32
2.2.20.3. Hidrólisis 33
2.2.20.4. Biodegradación. 33
2.2.21. Regulación de antibióticos en el ambiente *33*
2.2.21.1. Plan de acción mundial sobre la resistencia a lo antimicrobianos (OMS). …….. 33
2.2.21.2. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). 33
2.2.21.3. Codex Alimentarius.. 34
2.2.21.4. Directiva Marco del Agua de la Unión Europea (Directiva 2000/60/CE). ……. ……. 34
2.3. Definición de términos 34
III. METODOLOGÍA 35
3.1. Tipo y nivel de investigación 35

3.2. Ámbito temporal y espacial 35
3.3. Población y muestra 38
3.3.1. Población 38
3.3.2. Muestra 39
3.4. Instrumentos 40
3.4.1. Materiales 40
3.4.2. Equipos 41
3.4.3. Reactivos 41
3.5. Procedimientos 41
3.5.1. Muestreo de aguas subterráneas 41
3.5.1.1. Toma de muestras de agua subterránea. 42
3.5.1.2. Medición de parámetros fisicoquímicos. 42
3.5.1.3. Conservación y transporte de muestras. 42
3.5.2. Análisis de las muestras 44
3.5.2.1. Preparación, extracción y purificación de la muestra (SPE). 44
3.5.2.2. Determinación de linealidad, límite de detección y límite de cuantificación. 45
3.5.2.2.1. *Curva de calibración (linealidad).* 46
3.5.2.2.2. *Límite de detección (LOD) y límite de cuantificación (LOQ).* 46
3.5.2.3. Condiciones cromatográficas.. 47
3.5.2.4. Control de calidad (QA/QC). 48
3.6. Análisis de datos 49
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN 51
4.1. Resultados 51
4.1.1. Concentración de CIP en muestras de agua provenientes de pozos de agua subterránea en estación seca y lluviosa 51
4.1.2. Diferencias en las concentraciones de CIP entre las estaciones seca y lluviosa 56
4.1.2.1. Prueba de normalidad.. 56
4.1.2.2. Prueba Wilcoxon. 56
4.1.3. Relación entre parámetros fisicoquímicos y concentraciones de CIP 56
4.1.3.1. Relación entre pH y concentración de CIP. 56

4.1.3.2. Relación entre temperatura y concentración de CIP. 57
4.1.3.3. Relación entre conductividad y concentración de CIP. 58
4.1.3.1. Relación entre sólidos totales disueltos (STD) y concentración de CIP…… 59
4.2. Discusión 60
4.2.1. Concentración de CIP en muestras de agua provenientes de pozos de agua subterránea en estación seca y lluviosa 60
4.2.2. Diferencias en las concentraciones de CIP entre las estaciones seca y lluviosa 66
4.2.3. Relación entre parámetros fisicoquímicos y concentraciones de CIP 67
4.2.3.1. Entre pH y concentración de CIP.. 67
4.2.3.2. Entre temperatura y concentración de CIP. 68
4.2.3.3. Entre conductividad y concentración de CIP. 68
4.2.3.4. Entre sólidos totales disueltos y concentración de CIP. 69
V. CONCLUSIONES 70
VI. RECOMENDACIONES 71
VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 72
VIII. ANEXOS 89

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Matriz de operacionalización de variables 19
Tabla 2. Clasificación de antibióticos por estructura química 26
Tabla 3. Pozos ubicados a lo largo del valle del río Osmore 38
Tabla 4. Pozos operativos utilizados con fines agrícola y doméstico..…..…….38
Tabla 5. Coordenadas UTM de los pozos de agua subterránea muestreados en el valle del río Osmore, Moquegua 40
Tabla 6. Límite de detección (LOD) y límite de cuantificación (LOQ) para CIP 47
Tabla 7. Condiciones de MS 48
Tabla 8. Concentración de CIP en las muestras de los pozos de agua subterránea recolectadas en estación lluviosa y seca..... 52
Tabla 9. Prueba de normalidad para las concentraciones de CIP en cada estación 56
Tabla 10. Prueba de Wilcoxon para las concentraciones de CIP en cada estación… 56
Tabla 11. Parámetros fisicoquímicos de las muestras de agua subterránea……89

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Estructura química del CIP 29
Figura 2. Mapa de ubicación de los puntos de muestreo de los pozos de agua subterránea muestreados en el valle del río Osmore, Moquegua 37
Figura 3. Diagrama de flujo de muestreo de aguas subterráneas..…..……...43
Figura 4. Diagrama de flujo de preparación y extracción en fase sólida (SPE) de muestras de agua 45
Figura 5. Diagrama de flujo de evaluación de parámetros analíticos y análisis cromatográfico UHPLC-MS/MS 49
Figura 6. Boxplot de concentración de CIP (ng/L) en la estación seca y lluviosa 53
Figura 7. Distribución de CIP en las muestras de los pozos de agua subterránea recolectadas en estación seca y lluviosa..... 55
Figura 8. Análisis de clúster K-means de la concentración de CIP en relación con el pH 57
Figura 9. Análisis de clúster K-means de la concentración de CIP en relación con la temperatura..... 58
Figura 10. Análisis de clúster K-means de la concentración de CIP en relación con la conductividad 58
Figura 11. Análisis de clúster K-means de la concentración de CIP en relación con los sólidos totales disueltos 59
Figura 12. Medición de parámetros fisicoquímicos in situ..... 91
Figura 13. Muestra de recolección y registro de datos 91
Figura 14. Envases con muestras de agua subterránea recolectadas para análisis 92
Figura 15. Filtración de las muestras antes de la extracción en fase sólida (SPE) 92
Figura 16. Preparación de metanol y agua para acondicionamiento de cartuchos en el proceso de extracción en fase sólida (SPE)..... 93
Figura 17. Acondicionamiento de cartuchos para extracción en fase sólida (SPE) 93
Figura 18. Paso de la muestra filtrada a través de los cartuchos para (SPE) 94

Figura 19. Monitoreo del flujo de muestra para evitar el secado del cartucho durante el proceso de extracción en fase sólida (SPE)..... 94
Figura 20. Cartuchos filtrados después del proceso de extracción en fase sólida (SPE) 95
Figura 21. Manipulación del equipo de espectrometría de masas (MS) para análisis de muestras..... 95
Figura 22. Curva de calibración..... 96
Figura 23. Pozo PS-PAC01 (Coordenadas UTM: Zona 19S, 252568 mE, 8050074 mN) 96
Figura 24. Pozo PS-ILO02 (Coordenadas UTM: Zona 19S, 253313 mE, 8049815 mN) 97
Figura 25. Pozo PS-PAC03 (Coordenadas UTM: Zona 19S, mE, 8050037 mN) 97
Figura 26. Pozo PS-ALG04 (Coordenadas UTM: Zona 19S, 254234 mE, 8050143 mN) 98
Figura 27. Pozo PS-ALG09 (Coordenadas UTM: Zona 19S, 259121 mE, 8050372 mN) 98
Figura 28. Pozo PS-ALG10 (Coordenadas UTM: Zona 19S, 259491 mE, 8050630 mN) 99
Figura 29. Pozo PS-ALG11 (Coordenadas UTM: Zona 19S, 259675 mE, 8050488 mN) 99
Figura 30. Pozo PS-ALG13 (Coordenadas UTM: Zona 19S, 264261 mE, 8053625 mN) 100
Figura 31. Pozo PS-SAN15 (Coordenadas UTM: Zona 19S, 288155 mE, 8082724 mN) 100
Figura 32. Pozo PS-SAN17 (Coordenadas UTM: Zona 19S, 288434 mE, 8085161mN) 101
Figura 33. Pozo PS-SAN18 (Coordenadas UTM: Zona 19S, 288248 mE, 8085347 mN) 101
Figura 34. Pozo PS-SAN21 (Coordenadas UTM: Zona 19S, 288842 mE, 8085908 mN) 102

INTRODUCCIÓN

El agua subterránea representa una de las fuentes más confiables de agua dulce, utilizada en diversas actividades humanas, como el riego agrícola, el consumo doméstico e industrial (Gude y Maganti, 2021). No obstante, su calidad se encuentra comprometida debido a la presencia de contaminantes emergentes, entre los cuales destacan los antibióticos. Estos compuestos, ampliamente utilizados en medicina humana, veterinaria y en actividades agropecuarias, han suscitado preocupación por su persistencia ambiental, capacidad para inducir resistencia antimicrobiana y sus potenciales impactos en la salud humana y los ecosistemas (Geissen et al., 2015).

Particularmente, el CIP se ha identificado como uno de los antibióticos frecuentemente detectados en ambientes acuáticos, empleándose no solo en el tratamiento de infecciones bacterianas, sino también para la promoción del crecimiento en ganadería, agricultura y avicultura (Pan et al., 2020). Se estima que entre el 30% y el 90% de los antibióticos consumidos por humanos y animales se excretan sin metabolizar, lo que contribuye significativamente a la contaminación de las aguas residuales (Vo et al., 2019). La presencia de estos compuestos demanda sistemas de tratamiento avanzados, como la adsorción, hidrólisis y fotodegradación (Yang et al., 2021). Sin embargo, las plantas de tratamiento convencionales suelen ser ineficientes en la eliminación de estos contaminantes (Khan et al., 2020).

Por otro lado, los efluentes hospitalarios constituyen una fuente de contaminación, presentando concentraciones de antibióticos que pueden superar entre 2 y 100 veces a las detectadas en plantas de tratamiento convencionales (Top et al., 2020; Verlicchi et al., 2010). En el sector ganadero, se reportó que en 2014 aproximadamente el 80% de los antibióticos producidos en Estados Unidos se destinaron al uso animal, de los cuales una fracción considerable se liberó al ambiente a través de excreciones (U.S. Food and Drug Administration, 2017). Asimismo, en 2013, se estimó que, de 92700 toneladas de antibióticos utilizados en la producción animal, alrededor de 53800 toneladas ingresaron al ambiente, incrementando la contaminación de suelos y aguas subterráneas (Zhang et al., 2015). El uso de estiércol como fertilizante representa otra vía de contaminación, dado que los purines y excrementos contienen restos de antibióticos que, mediante

infiltración, pueden alcanzar las aguas subterráneas (Pan y Chu, 2017).

Además, las precipitaciones contribuyen a la lixiviación de estos compuestos hacia cuerpos de agua superficiales y subterráneas (Menció y Mas-Pla, 2019). Una vez en el ambiente, el CIP se transporta entre diferentes compartimentos ambientales, donde sus propiedades fisicoquímicas determinan su persistencia y efectos sobre los ecosistemas acuáticos y la calidad de los recursos hídricos (Wu et al., 2021).

La Organización Mundial de la Salud (OMS) y los Centros para el Control y la Prevención de Enfermedades (CDC, 2019), han declarado que la resistencia antimicrobiana es una amenaza para la salud global. Diversos estudios han demostrado que los antibióticos pueden acumularse en organismos acuáticos, causando toxicidad en su desarrollo (Zhang et al., 2015) e inmunotoxicidad en peces (Qiu et al., 2020). Además, esta acumulación puede generar problemas de salud crónicos y la alteración de la biodiversidad acuática (Qalyoubi et al., 2022).

Se han detectado concentraciones significativas de antibióticos en países como Estados Unidos (Fram y Belitz, 2011), Italia (Oliveira et al., 2017) y Portugal (Viana et al., 2021), donde se ha documentado la presencia de Tetraciclinas, Fluoroquinolonas, Sulfonamidas y, en particular, CIP. Además, se proyecta que el consumo global de antibióticos aumentará en un 67% para 2030, particularmente en países con grandes poblaciones (Van et al., 2015).

En el contexto peruano, la investigación sobre antibióticos en cuerpos de agua es limitada. Aunque existen estudios sobre su presencia en aguas superficiales (Nieto-Juárez et al., 2021), no se ha realizado investigaciones sobre su presencia en aguas subterráneas. Por lo tanto, este estudio tuvo como objetivo evaluar la presencia y concentración de residuos de CIP en las aguas subterráneas del valle del río Osmore, Moquegua, durante la estación seca y lluviosa.

I. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1. Descripción y formulación del problema

Los antibióticos se han identificado como contaminantes emergentes debido a su consumo masivo en humanos y animales y persistencia en los ambientes acuáticos y terrestres. La distribución de estos en los cuerpos de agua está relacionada con las actividades humanas (Zainab et al., 2021). Por otro lado, las principales vías de exposición de antibióticos en aguas subterráneas se pueden dividir en fuentes puntuales y fuentes difusas (Zainab et al., 2020; Lapworth et al., 2012).

Dentro de las fuentes puntuales de contaminación, se encuentran la descarga de las plantas de tratamiento de aguas residual que carecen de tecnologías efectivas para eliminar estos contaminantes. Así mismo, se ha documentado que las aguas residuales de los hospitales contienen residuos de CIP en un rango mayor a las aguas residuales urbanas (Sodhi y Singh, 2021). Instalaciones industriales y desagües de aguas pluviales también contribuyen a la contaminación de cuerpos de agua superficiales, que a su vez representan la principal fuente de recarga para los acuíferos. Por otro lado, entre las fuentes difusas se incluyen actividades agrícolas y ganaderas, en las cuales los antibióticos son utilizados con fines preventivos y para el tratamiento de infecciones microbianas (García-Galán et al., 2010). Los biosólidos resultantes, transportados por escorrentía, pueden infiltrarse en las fuentes de agua subterránea, mientras que fugas en sistemas de alcantarillado facilitan la contaminación del suelo (Lapworth et al., 2012).

Así mismo, en el departamento de Moquegua, se utiliza agua subterránea desde hace más de un siglo para actividades agrícolas, ganaderas e industriales (Ng et al., 2019). El uso de aguas subterráneas contaminadas en los cultivos alimentarios representa un riesgo potencial a los consumidores (Martínez-Alcalá et al., 2020). Por otro lado, los fertilizantes inorgánicos y estiércol de animales que son empleados en la producción de los cultivos alimentarios, mejorando los niveles de fertilidad del suelo, muchas veces provienen de animales en tratamiento sanitario y contienen concentraciones de fármacos, que pueden ser lixiviados y llegar a contaminar las aguas subterráneas (García-Galán et al., 2010).

La movilización del CIP en aguas subterráneas está limitada por sus propiedades fisicoquímicas, contenido de materia orgánica del suelo, condiciones redox, pH, fuerza iónica y la hidroquímica del agua subterránea (Zainab et al., 2020). Factores ambientales, químicos y biológicos, con las propiedades fisicoquímicas de los fármacos, son factores que determinan su presencia (Xin et al., 2021). Se ha evidenciado que la elevada absorción y la baja degradación del ciprofloxacino en ambientes acuáticos favorecen su presencia prolongada (Igwegbe et al., 2021; Buerge et al., 2006). Incluso en condiciones anaerobias, su movimiento rápido y su solubilidad en agua hace que su filtración sea más rápida (Sharma et al., 2019). Una vez presentes en el medio acuático, experimentan procesos de transformación y degradación abióticos y bióticos que dan forma a su destino en las aguas (Khan et al., 2020).

Debido a esta problemática, estudios han reportado la presencia de antibióticos a nivel internacional. Zainab et al. (2021), reportaron concentraciones de CIP de hasta 18,2 ng/L en Pakistán, Fram y Belitz (2011) detectaron compuestos farmacéuticos en aguas subterráneas de los Estados Unidos. A nivel nacional, aunque existen investigaciones que han reportado la presencia de estos compuestos en aguas superficiales (Nieto-Juárez et al., 2021), los estudios enfocados en aguas subterráneas son escasos.

En este contexto, en el presente estudio se tuvo como objetivo evaluar los residuos de CIP en las aguas subterráneas provenientes de los pozos localizados en el valle del río Osmore durante las estaciones seca y lluviosa, con el fin de detectar y cuantificar los residuos de CIP y determinar si existen diferencias en sus concentraciones entre estaciones. Los resultados obtenidos servirán como base para futuras investigaciones y proporcionarán información para el desarrollo de estrategias de prevención, tratamiento y regulación de la contaminación por antibióticos en las aguas subterráneas.

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo general

Evaluar los residuos de Ciprofloxacino en las aguas subterráneas provenientes de los pozos localizados en el valle del río Osmore durante las

estaciones seca y lluviosa.

1.2.2. Objetivos específicos

Detectar y cuantificar residuos de CIP en las aguas subterráneas de los pozos ubicados en el valle del río Osmore, durante las estaciones seca y lluviosa.

Determinar si existe una diferencia en las concentraciones de CIP presente en las aguas subterráneas de los pozos en las estaciones seca y lluviosa.

1.3. Justificación e importancia

1.3.1. Justificación

La presencia de residuos de antibióticos en las aguas subterráneas es una problemática relevante debido al uso extendido de estos compuestos tanto en la medicina veterinaria como humana (Zainab et al., 2020; Stigter et al., 2023). La lixiviación de estos productos, junto con la descarga de aguas residuales y prácticas agrícolas y ganaderas, incrementa la probabilidad de que los antibióticos lleguen a los sistemas de agua subterránea (Bouzid et al., 2021; Rasschaert et al., 2020; Taylor y Reeder, 2020). Además, se ha documentado que hasta un 90% de los antibióticos administrados a animales pueden ser excretados a través de heces y orina (Vo et al., 2019).

En el departamento de Moquegua, el abastecimiento de agua para la población ha dependido durante más de un siglo de pozos subterráneos, los cuales abastecen tanto actividades agrícolas como industriales (Ng et al., 2019). La presencia de residuos de CIP en aguas subterráneas podría tener efectos adversos sobre la salud, al promover la proliferación de bacterias resistentes (Pavelquesi et al., 2021). Además, el riego de cultivos con aguas contaminadas podría alterar su crecimiento y composición de las plantas, afectando la producción agrícola, como se ha evidenciado en estudios previos (Martínez-Alcalá et al., 2020). Asimismo, la presencia de CIP podría modificar la estructura del microbiota del suelo (Igwegbe et al., 2021).

Sin embargo, la presencia de este contaminante en el agua subterránea de la región de estudio no ha sido investigada. Este estudio se enmarca en los desafíos

globales contemplados en los Objetivos de Desarrollo Sostenible, particularmente en relación con la salud y el bienestar (ODS 3) y la gestión de agua limpia y saneamiento (ODS 6). Desde una perspectiva ambiental, el estudio puede contribuir a diagnosticar si las aguas subterráneas están siendo contaminadas por este antibiótico. En el ámbito social, el proyecto se justifica al abordar una preocupación directa sobre la salud pública, considerando que las comunidades del valle dependen de estas aguas. Desde el punto de vista económico, la investigación puede servir para proteger las actividades agrícolas y ganaderas, dado que el uso de agua de calidad dudosa para el riego y el consumo animal podría comprometer la producción, generando pérdidas económicas.

1.3.2. Importancia

El estudio aporta datos esenciales sobre la calidad del agua subterránea en el valle del río Osmore, centrándose en la identificación y cuantificación de CIP. Este estudio no solo contribuirá a la ciencia, sino que también puede servir como base para futuras investigaciones en la región.

Desde el enfoque ambiental, los resultados permitirán evaluar la necesidad de implementar estrategias de manejo del agua más eficaces, protegiendo la calidad del recurso como los ecosistemas acuáticos del río, y contribuyendo a la sostenibilidad de la región. En caso de detectarse concentraciones significativas, los hallazgos podrían orientar la gestión de desechos farmacéuticos y la protección de los acuíferos.

En el ámbito social, conocer la presencia de este antibiótico en el agua es esencial para salvaguardar la salud de las comunidades dependientes de estos recursos. La investigación puede proporcionar información para que las autoridades locales y regionales diseñen estrategias de prevención, manejo y regulación que aseguren el acceso a agua segura.

Desde la perspectiva económica, conocer la presencia de este antibiótico podría servir como herramienta para estimar riesgos que afecten la productividad agrícola y ganadera, así como los costos asociados a la salud humana y animal. Al abordar estas tres dimensiones ambiental, social y económica, la investigación contribuye al desarrollo sostenible del valle del río Osmore, promoviendo un

equilibrio entre la protección de los recursos hídricos, la salud de la población y la actividad económica local.

1.4. Hipótesis

1.4.1. Hipótesis general

Existen residuos detectables de CIP en las aguas subterráneas provenientes de los pozos localizados en el valle del río Osmore, tanto en la estación seca como en la lluviosa.

1.4.2. Hipótesis específicas

Se detectan y cuantifican residuos de CIP en las aguas subterráneas de los pozos del valle del río Osmore durante las estaciones seca y lluviosa.

Existe diferencia significativa en las concentraciones de CIP presentes en las aguas subterráneas entre la estación seca y la lluviosa.

1.5. Variables

1.5.1. Variable dependiente

Concentración de residuos de CIP (ng/L)

1.5.2. Variable independiente

Estación del año (seca / lluviosa)

Tabla 1

Matriz de operacionalización de variables

Variable	Dimensión	Indicador	Escala	Técnica / Instrumento	Unidad de medida
Concentración de residuos de CIP	Presencia/ausencia Nivel de concentración	Detección cualitativa del compuesto Valor cuantitativo de concentración	Nominal (detectado / no detectado) Cuantitativa continua (ng/L)	Muestreo de agua y análisis por cromatografía líquida de ultra-alta resolución acoplada a espectrometría de masas en tándem (UPLC-MS/MS)	Categórica ng/L
Estación climática	Tipo de estación	Clasificación estacional del período de muestreo	Nominal (Seca / Lluviosa)	Clasificación según SENAMHI	Categoría

II. MARCO TEÓRICO

2.1. Antecedentes

2.1.1. Antecedentes internacionales

Wu et al. (2022), en la Región Autónoma Uygur de Xinjiang, China, en el año 2022, evaluaron la presencia en aguas superficiales y subterráneas de 31 fármacos, la metodología utilizada para el análisis de antibióticos fue la cromatografía líquida acoplada a espectrómetro de masa. Los resultados mostraron concentraciones de fármacos con niveles variantes entre 17,37 y 84,09 ng/L en las aguas superficiales y 16,38 y 277,41 ng/L en las aguas subterráneas. Se concluyó que los fármacos que se encontraron en concentraciones más altas fueron la Norfloxacino, CIP y Pefloxacino.

Arun et al. (2022), en la ciudad de Chennai en India, en el año 2022, analizaron la presencia de 18 antibióticos en las aguas superficiales, las aguas subterráneas y aguas residuales, la metodología utilizada fue cromatografía líquida acoplada a espectrometría de masas. Los resultados mostraron en las aguas subterráneas concentraciones elevadas de CIP con un promedio de 20,48 ng/L, en las aguas superficiales se encontraron concentraciones predominantes de Eritromicina con una concentración de 194,4 ng/L. Se concluyó que la presencia de estos antibióticos en especial de CIP y Azitromicina pueden presentar un riesgo significativo sobre la resistencia antibiótica.

Martínez-Alcalá et al. (2020), en la región de Murcia, en España, se analizó 17 antibióticos presentes en las estaciones depuradoras de aguas residuales, la metodología que se utilizó fue extracción en fase sólida y cromatografía líquida acoplada a espectrometría de masas. Los resultados mostraron que en el efluente la claritromicina fue el antibiótico con más concentración 2850 ng/L, luego de los procesos de depuración se encontró a la azitromicina con una concentración de 1110 ng/L. Por lo que se concluyó que existe riesgo moderado para los organismos testados, principalmente algas y daphnias, debido a los antibióticos claritromicina y azitromicina.

Kivits et al. (2018), en 2 regiones de los Países Bajos, en el año 2018, investigaron sobre la presencia de 22 diferentes tipos de antibióticos pertenecientes a Sulfonamidas, Trimetoprimas, Tetraciclinas, Quinolonas, Nitrofuranos y Cloranfenicol entre otros en cuerpos de agua subterránea en áreas de ganadería más intensiva. Para el análisis se utilizó el método LC-MS/MS ESI-POS/NEG (MRM) por extracción en fase sólida para analizar los antibióticos. Los resultados mostraron 6 tipos de antibióticos en siete pozos de agua: Sulfametazina, Sulfametoxazol, Lincomicina, Cloranfenicol, CIP y Sulfadiazina en concentraciones desde 0,3 ng /L. Por lo que se concluyó que existe presencia de antibióticos en cuerpos de agua subterránea a causa de la actividad ganadera por la dispersión de estiércol animal.

2.1.2. Antecedentes nacionales

Nieto-Juárez et al. (2021), en Lima, Cusco, Puno y Juliaca, en Perú, en el año 2022, analizaron la remoción de 38 sustancias farmacéuticas en PTAR municipales, así como su impacto en aguas superficiales. Utilizando cromatografía líquida acoplada a espectrometría de masas (LC-MS/MS), se detectó Acetaminofén en las concentraciones más altas, junto con antibióticos como CIP y Claritromicina. La PTAR de Cusco mostró mayor eficiencia en la remoción que la de Lima, aunque cerca del 50% de los compuestos presentaron iguales o mayores concentraciones tras el tratamiento. Según el Cociente de Riesgo (RQ), varios antibióticos y analgésicos representaron un alto riesgo ambiental en aguas tratadas y superficiales. Los autores concluyen que los procesos actuales no son suficientemente efectivos y recomiendan implementar tratamientos complementarios para reducir la contaminación farmacéutica en aguas residuales en Perú.

Flores (2021), en la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca, ubicada en Arequipa, en Perú, estudió la presencia de diferentes compuestos como fármacos, disruptores endocrinos, filtros UV, parabenos y biocidas en muestras de agua, sedimento y biota. Para el análisis de las muestras se utilizó la técnica de Cromatografía Líquida HPLC-MS/MS. Los resultados mostraron la presencia de 13 antibióticos, se observó poca distribución de antibióticos en muestras de agua y sedimentos, siendo la concentración más alta en naproxeno 542 ng/L a diferencia de los sedimentos, el valor más alto fue la trimetoprima 30,3 ng/L, en lo que

respecta a la biota en las muestras de pelo, las concentraciones más altas de antibióticos fueron de ketoprofeno de hasta 424 ng/g pelo. Se concluyó que la presencia de filtros UV, biocidas y fármacos documenta la huella de la presión humana que vive cercana al área.

Cahui (2019), en el departamento de Puno, en el Perú, se evaluó la presencia de 9 antibióticos usados en el ámbito veterinario en los cuerpos de agua superficial del Lago Titicaca, agua potable y en muestras de sedimentos de piscigranjas, la metodología de análisis que se utilizó fue la cromatografía líquida, que estuvo acoplada a la extracción fase sólida (On-line SPE-LC-MS/MS) así como espectrometría de masas. Los resultados mostraron la presencia de fluoroquinolonas y tetraciclinas en 3739,3 y 3082,9 ng/g respectivamente, en lo que respecta al agua potable se encontraron concentraciones de CIP en 188,1 ng/L en época seca y 222,2 ng/L en la época lluviosa. Se concluyó que la presencia de los antibióticos pudo estar atribuida al uso masivo de los antibióticos en la producción de truchas, específicamente en el tratamiento de las enfermedades.

2.2. Bases teóricas

2.2.1. Cuenca Ilo - Moquegua

La Cuenca Ilo - Moquegua tiene un área total de 3604,75 km^2 y 406,8 km de perímetro; limita por el norte con la cuenca del río Tambo, por el sur con el Océano Pacífico, por el este con la cuenca del río Locumba, y por el oeste con la cuenca del río Honda. Tiene un relieve de fondo profundo y con fuertes pendientes, tiene depósitos volcánicos a causa de los diferentes cursos de agua, en la parte inferior de esta cuenca se ubican los valles Ilo y Moquegua, con una extensión de 18 km y 36 km de ancho respectivamente. Estos valles tienen una importancia hidrológica fundamental, en estos valles se presentan grandes reservas de agua subterránea. El río Ilo-Moquegua es el colector principal de aguas de la cuenca y se forma por las confluencias de los ríos Huaracane y Torata, tiene dirección principal noreste a suroeste. Sus tributarios y quebradas menores tienen sistema de drenaje subparalelo en la parte superior y dendrítico en la parte media e inferior (Consejo Nacional del Ambiente [CONAM] y Gobierno Regional de Moquegua, 2011).

2.2.2. Valle del río Osmore

En el inferior de la cuenca Moquegua se ubican los valles Ilo y Moquegua, en el cual se desarrollan actividades como la agricultura y otras actividades a sus alrededores como la industrial, el valle es el lugar máximo donde se aprovecha el agua. Durante los años 1990 la explotación de las aguas subterráneas por el valle fue muy intensa, por lo que al pazo de los años se incrementaron la perforación de pozos para el riego en las áreas agrícolas. A lo largo del valle se observan diferentes pozos de agua subterránea y presencia de manantiales, estos acuíferos son recargados principalmente de aguas superficiales. En los valles de Moquegua e Ilo, los depósitos fluviales y aluviales dan origen a acuíferos poco profundos, porosos y no consolidados, influenciados por el escurrimiento de los ríos Ilo y Moquegua (Ng et al., 2019).

2.2.3. Aguas subterráneas

Las aguas subterráneas son el conjunto de agua que se encuentra almacenada en un espacio llamado acuífero, este se encuentra debajo de la superficie del terreno, que tiene material permeable es decir es poros y es capaz de almacenar agua, estas suelen recargarse con agua que provienen de las precipitaciones, así como por otros cuerpos de agua superficial como lo son los ríos. Las aguas se infiltran por los poros, así como por las grietas del terreno y fluyen por gravedad, son parte de un ciclo hidrológico. Asimismo, estas son una fundamental reserva hídrica para el consumo de agua potable y para su utilización gran cantidad se distribuye en todo el mundo y son utilizadas en actividades industriales y agrícolas, además estas masas de agua continentales proporcionan servicios de soporte, garantizando la biodiversidad, la conservación y el buen funcionamiento de los ecosistemas. Las aguas subterráneas son vulnerables a diferentes tipos de contaminación por fuentes puntuales y difusas, esta contaminación ocasiona que estas aguas no sean aptas para su uso (Britannica, 2023).

2.2.4. Captación de las aguas subterráneas

Una de las principales técnicas de extracción de las aguas subterráneas es a través de medios artificiales como los pozos verticales, los pozos tienen un diámetro mayor a 1 m, usualmente de 2 a 3 m, usualmente estos suelen tener una forma

cilíndrica, los pozos se revisten con anillos prefabricados de hormigón, por otro lado, se tiene el sondeo que tiene un diámetro de captación inferior a 60 cm y una profundidad mayor a 20 m. Los sistemas de extracción pueden ser mediante electrobombas o motobombas, es decir eléctricos o a combustible respectivamente, la elección depende del volumen del agua que se quiera extraer (Hermann y Prunes, 2022).

2.2.5. Pozos de aguas subterráneas

Los pozos de agua subterránea son una manera de captación en la tierra para la recolección de agua en acuíferos y aguas subterráneas mediante el bombeo, para la excavación de un pozo se utilizan sondeos para poder perforar el fondo. El agua es extraída usualmente mediante una bomba, el bombeo del agua genera una baja en el nivel del agua generando así un gradiente hidráulico por donde fluye el agua. En el valle Osmore la mayoría de los pozos son utilizados principalmente en viñedos y terrenos de cultivos (Ng et al., 2019).

2.2.6. Contaminantes presentes en aguas subterráneas

Principalmente, la contaminación de estas aguas se produce por la migración de contaminantes que se encuentran en la superficie, cuando el agua fluye transporta los contaminantes, como sales normales, nitratos, materia orgánica, compuestos tóxicos orgánicos o inorgánicos, metales pesados, microorganismos patógenos, elementos radioactivos, residuos sólidos urbanos, residuos de fertilizantes y plaguicidas, residuos industriales, etc. El tipo de contaminante, características de la contaminación, las condiciones del flujo subterráneo, especialmente en los medios porosos, son los que confieren a la contaminación de las aguas subterráneas ciertos rasgos que la diferencian de la de las aguas superficiales. Estos contaminantes generan subproductos tóxicos que en niveles significativos pueden provocar problemas a la cadena alimentaria y a la salud (Al-Hashimi, et al., 2021).

2.2.7. Contaminantes orgánicos emergentes

En los últimos años, se ha incrementado el estudio sobre la contaminación causada por contaminantes orgánicos emergentes y su evaluación de riesgos ambientales. Estos contaminantes están compuestos por una diversidad química

amplia que ingresan a las aguas subterráneas mediante diversas fuentes. Entre ellos se incluyen productos farmacéuticos, residuos de pesticidas, drogas, productos industriales, cosméticos, tensioactivos, plastificantes y aditivos industriales, muchos de los cuales no están contemplados en los programas actuales de monitoreo y tratamiento de aguas. Además, la síntesis de nuevos compuestos químicos genera una información limitada respecto a sus posibles efectos sobre la salud humana y los ecosistemas (Tremblay et al., 2011).

2.2.8. Antibióticos

Los antibióticos son aquellos fármacos que tienen como finalidad tratar diferentes tipos de infecciones bacterianas. Solo tienen efectividad para infecciones bacterianas, son ineficaces contra las infecciones víricas y cualquier otro tipo de infección. Los antibióticos eliminan a las bacterias o detienen su reproducción y crecimiento, dando facilidad a su eliminación por parte de las defensas naturales del organismo (Werth, 2022).

2.2.9. Clasificación de los antibióticos

Usualmente suelen ser agrupados por su estructura química. Algunas clases de antibióticos funcionan matando bacterias, por ejemplo, mientras que otros actúan impidiendo la capacidad de multiplicación de las bacterias.

Tabla 2

Clasificación de antibióticos por estructura química

Clase	Estructura química	Ejemplos
Penicilina	Derivados del ácido 6-aminopenicilánico	Bencilpenicilina Amoxicilina
Macrólido	Anillo de lactona macrocíclico	Azitromicina Eritromicina
Cefalosporina	Anillo betalactámico fusionado a un anillo de dihidrotiazina	Cefalexina Cefdinir
Carbapenémico	Anillo betalactámico con estructura cíclica adicional	Imipenem Doripenem
Monobactam	Anillo betalactámico único (monocíclico)	Aztreonam Carumonam
Quinolona	Anillo de quinolona con grupos carbonilo y sustituyentes fluorados	Ciprofloxacino Levofloxacina
Inhibidores de betalactamasa	Combinación de betalactámicos con agentes inhibidores específicos	Amoxicilina Clavulanato
Tetraciclinas	Núcleo tetracíclico con diversos grupos funcionales	Tetraciclina Doxiciclina
Sulfonamidas	Combinación de inhibidores de dihidrofolato reductasa y sulfas	Trimetoprima Sulfametoxazol
Lincosamidas	Estructura de lactona unida a una cadena de aminoácidos	Lincomicina Clindamicina
Glucopéptidos	Anillo de péptidos con acción en la pared celular	Vancomicina Teicoplanina

Nota. Adaptado de *Classification and Mechanism of Action of Antibiotics*, por Vinmec Healthcare System, 2025, Vinmec Healthcare System (https://www.vinmec.com/eng/blog/classification-and-mechanism-of-action-of-antibiotics-en).

2.2.10. Impactos de la presencia de antibióticos en el ambiente

Los antibióticos han sido identificados como contaminantes debido a su persistencia en diversos ambientes. La liberación de antibióticos y sus metabolitos en estos medios acuáticos contribuye a daños ecológicos significativos, como la propagación de la resistencia bacteriana antibióticos (Bilal et al., 2020). Esta resistencia a los antibióticos se ha convertido en una de las principales

preocupaciones medioambientales, dado que las bacterias resistentes proliferan en las heces de humanos y animales, ingresando al medio ambiente tras su excreción (Sanderson et al., 2016). La transmisión de la resistencia a los antibióticos ocurre a través de un proceso complejo que involucra la movilización de genes de resistencia, su transferencia entre bacterias y, finalmente, a la microbiota humana o animal. Específicamente, los antibióticos utilizados en la medicina veterinaria y sus metabolitos secundarios generan la diseminación de bacterias resistentes, las cuales pueden transferir estos genes a otras bacterias mediante mecanismos como la transferencia horizontal de genes (Gullberg et al., 2011).

El riesgo toxicológico asociado con la presencia de antibióticos en el medio ambiente varía en función de la clase de fármaco. Los antibióticos macrólidos y las fluoroquinolonas han sido identificados como los más peligrosos en los entornos acuáticos. En varios estudios, se ha observado que los niveles de riesgo de los antibióticos macrólidos superan el umbral de riesgo (RQ > 1) en diferentes localidades, incluidos efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales en países como Croacia, Alemania, Italia y España (Luisa et al., 2024). Estos antibióticos afectan negativamente a los organismos acuáticos, alterando su fisiología. Además, pueden ser absorbidos por las plantas, interfiriendo con sus procesos fisiológicos, tales como la fotosíntesis, la germinación y el crecimiento (Wang et al., 2015). A nivel ecológico, los antibióticos ejercen un efecto ecotóxico en organismos no objetivo, tanto en ambientes acuáticos como terrestres, afectando negativamente la biodiversidad de estos ecosistemas (Jechalke et al., 2014).

La toxicidad de los antibióticos varía según los organismos de prueba y el tipo de antibiótico. Las especies de bajo nivel trófico, como las cianobacterias y las algas, muestran una mayor sensibilidad a los antibióticos en comparación con organismos de niveles tróficos superiores, como crustáceos y peces (Yang et al., 2021). Las cianobacterias y las algas, como principales productores primarios en los ecosistemas acuáticos, desempeñan un papel crucial en estos sistemas. Los antibióticos pueden afectar su crecimiento, capacidad fotosintética y sistemas antioxidantes, y su toxicidad está relacionada con la clase, dosis y tiempo de exposición de los antibióticos. Asimismo, los antibióticos pueden inducir cambios fisiológicos en los peces y provocar efectos tóxicos en su reproducción.

No solo los antibióticos pueden resultar tóxicos, sino también sus productos de transformación tienen efectos tóxicos sobre los organismos acuáticos no diana, lo que aumenta la magnitud de los impactos ecológicos (Yang et al., 2021).

2.2.11. Impactos a la salud

El tracto gastrointestinal humano alberga una microbiota bacteriana diversa, en la cual aproximadamente el 95% de las cepas son beneficiosas, mientras que el restante 5% corresponde a patógenos oportunistas. Este equilibrio entre las bacterias beneficiosas y los patógenos es crucial para el funcionamiento adecuado del cuerpo humano (National Academies of Sciences et al., 2017).

Diversos estudios clínicos y epidemiológicos han documentado que el consumo de antibióticos puede alterar significativamente la composición del microbiota intestinal. Este desequilibrio favorece la proliferación de bacterias resistentes a los antibióticos y el crecimiento de patógenos. Esta alteración de la flora intestinal ha sido asociada con el desarrollo de diversas afecciones, como trastornos intestinales, colitis pseudomembranosa y cáncer colorrectal (Damman et al., 2012). Además, los desequilibrios en la microbiota pueden desregular el desarrollo del sistema inmunológico, lo cual afecta procesos metabólicos como la adiposidad y el crecimiento óseo. Esto es especialmente crítico en los primeros años de vida, cuando el sistema inmunitario está en desarrollo (Cox et al., 2014).

Estas alteraciones tienen consecuencias sobre la inmunidad, la resistencia a la colonización de patógenos y la homeostasis metabólica, debilitando la capacidad del organismo para mantener un equilibrio adecuado en sus funciones biológicas (Ding et al., 2023). La presencia de concentraciones subinhibitorias de antibióticos en áreas contaminadas representa un riesgo adicional para la salud humana. Estas concentraciones, que no son lo suficientemente altas como para eliminar completamente a las bacterias, favorecen la aparición de cepas resistentes.

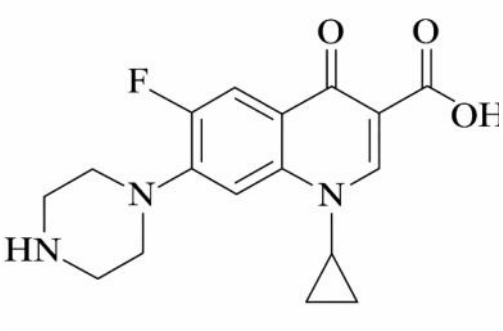
2.2.12. Ciprofloxacino

Este antibiótico forma parte de las Fluoroquinolonas de la segunda generación, las cuales son utilizadas ampliamente para la salud, principalmente para tratar infecciones, actúa contra una amplia gama de bacterias, siendo los más

susceptibles los bacilos gramnegativos, se utiliza para tratar infecciones como del tracto urinario, infecciones de transmisión sexual (gonorrea y chancroide), infecciones de la piel, huesos, articulaciones, prostatitis, fiebre tifoidea, infecciones gastrointestinales, infecciones del tracto respiratorio inferior, ántrax, peste y salmonelosis (Medical Network, 2022). Su estructura química se presenta en la Figura y su fórmula molecular es: $C_{17}H_{18}FN_3O_3$.

Figura 1

Estructura química del CIP



Nota. Adaptado de *Fórmula Esquelética de la Ciprofloxacina [Imagen]*, por Fvasconcellos, 2008, Wikimedia Commons (https://es.m.wikipedia.org/wiki/Archivo:Ciprofloxacin.svg). Dominio público.

2.2.13. Mecanismo de acción del CIP

El CIP inhibe la replicación de ADN al inhibir la topoisomerasa y la girasa del ADN bacteriano (Campoli et al.,1988), la girasa es una enzima de la topoisomerasa II, la cual previene la separación de la girasa del ADN, la topoisomerasa interactúan con el ADN ejerciendo su actividad bactericida, en los procesos de replicación y transcripción, la enzima helicasa es la que desenrolla la doble hélice del ADN donde se crea una tensión la cual debe ser aliviada por la enzima topoisimerasa para continuar el proceso (Medical Network et al., 2022).

2.2.14. Propiedades fisicoquímicas del CIP

El CIP se puede presentar como un polvo blanco y tiene un sabor amargo, por otro lado, presenta las siguientes propiedades:

2.2.14.1. Coeficiente de partición de octanol. Cada antibiótico

presenta diferentes propiedades, incluyendo logaritmo del coeficiente de partición octanol-agua (KOW), coeficiente de adsorción (Kd) y constante de disociación (pKa), en el caso del antibiótico CIP, el coeficiente partición octanol-agua es 0,28, constante de disociación pKa1 3,32, pKa2 5,59, pKa3 6,18 (Harrower et al., 2021).

2.2.14.2. Solubilidad. Tiene elevados coeficientes de solubilidad en agua, por lo que se encuentra persistente en cuerpos de agua (Fatta-Kassinos et al., 2011), el CIP pasa rápidamente al suelo y al agua, su lipoficilidad es un factor importante para su transferencia en matrices ambientales (Boy-Roura et al., 2018).

2.2.14.3. Perfil de pH-solubilidad. Se muestra que las constantes isoeléctricas y de disociación del CIP incluyen pKa1 = 6,09, pKa2 = 8,62 y pI = 7,14, lo que representa que tienen dos grupos funcionales ionizables, el grupo 6-carboxílico y el N-4 del sustituyente piperazina. Se puede considerar el pH más relevante, el valor de pKa2 es 8,25, ya que se da una disociación significativa tanto del ácido 6-carboxílico como de los grupos básicos 10-(1-piperazino), lo que da lugar a fracciones significativas de especies zwitteriónicas (Parwe et al., 2014).

2.2.15. Farmacocinética del CIP

2.2.15.1. Absorción. Este antibiótico se absorbe rápido, pero por lo general no logra una absorción completa, por lo que su biodisponibilidad oral es del 70% al 80 %. El tiempo hasta las concentraciones máximas después de la administración oral Tmax es de 1 a 1,5 h. (LeBel, 1988). La adsorción del CIP depende de diferentes factores como su solubilidad, polaridad y pH, a un pH inferior a 5 muestra una mayor capacidad de intercambio catiónico (Liu et al., 2020).

2.2.15.2. Distribución. Tiene un volumen de distribución bien amplio (2 a 3 L/kg), una vez administrado esta se distribuye por todo el cuerpo, puede alcanzar concentraciones terapéuticas en la saliva, las secreciones bronquiales, la linfa, la bilis, la próstata y la orina. El CIP aplicado tópicamente también está presente en el humor acuoso del ojo (Eyler y Shvets, 2019).

2.2.15.3. Excreción. El tiempo medio de expulsión es de 4 horas, este se excreta en la orina como fármaco inalterado (40% a 50%). El aclaramiento renal de CIP es de aproximadamente 300 mL/minuto, esto indica que la secreción tubular

es el proceso dominante en la eliminación renal de CIP. Aproximadamente del 20 al 35% de una dosis oral se recupera de las heces (Begg et al., 2000).

2.2.15.4. Solubilidad. Tiene elevados coeficientes de solubilidad en agua, por lo que se encuentra persistente en cuerpos de agua (Fatta-Kassinos et al., 2011), el CIP pasa rápidamente al suelo y al agua, su lipoficilidad es un factor importante para su transferencia en matrices ambientales (Boy-Roura et al., 2018).

2.2.16. Vías de exposición de residuos de antibióticos en aguas subterráneas

Los antibióticos que se encuentran presentes en las aguas superficiales, así como en el suelo, afectan de manera directa a las aguas subterráneas después de su uso. Entre ellas, las fuentes de antibióticos en aguas superficiales incluyen principalmente aguas residuales domésticas, la industria médica y de la salud, de producción de antibióticos y las aguas residuales de la ganadería y la acuicultura; las principales fuentes de antibióticos en el ambiente del suelo son el uso de estiércol de aves y ganado y la eliminación en vertederos (Harrower et al., 2021). En diferentes países se han detectado elevadas concentraciones en mg/L de Fluoroquinolonas (CIP, Norfloxacina y Ofloxacina) en efluentes.

2.2.16.1. Fuentes puntuales. Las plantas son las receptoras de todos los residuos de antibióticos presentes en las zonas urbanas, aproximadamente del 50% de los residuos entran a los cuerpos de agua con los afluentes de las plantas de tratamiento, debido a la falta de tratamientos efectivos causan riesgos potenciales al medio ambiente, así como a la salud (Boy-Roura et al., 2018). Las Tetraciclinas, Sulfonamidas y Quinolonas usualmente se encuentran en aguas residuales, subterráneas y superficiales.

2.2.16.2. Fuentes difusas. La contaminación agrícola y ganadera son las principales causas de contaminación del agua debido a la lixiviación de los productos usados por agricultores y ganaderos, fertilizantes, pesticidas y productos fitosanitarios, al vertido de estiércol o al regadío intensivo, que aumentan la salinización y la contaminación por nitratos de los acuíferos (Morlans, 2010).

2.2.17. Propagación de residuos de antibióticos desde la superficie

Esta propagación se da por medio del suelo, primero se acumula en el suelo

diferentes tipos de contaminantes y posteriormente estos son arrastrados hasta llegar a las aguas subterráneas.

2.2.18. Propagación de residuos de antibióticos desde la zona no saturada

Esta propagación se da principalmente a través de la depuración de las aguas residuales urbanas y domésticas, estas suelen filtrarse desde la zona de aireación y posteriormente llega a la zona de saturación.

2.2.19. Propagación desde la zona saturada

Esta propagación se da debido a la utilización de pozos de inyección profunda para poder evacuar aguas residuales. Estos pozos de inyección no están adecuadamente diseñados, situados o gestionados, por lo que provoca la presencia de diferentes contaminantes en las aguas subterráneas (Iberdrola, 2021).

2.2.20. Factores que afectan la migración y transformación de CIP en aguas subterráneas

Para para que los antibióticos ingresen a las aguas subterráneas están involucrados diferentes procesos como sorción, hidrólisis, degradación microbiana. También influyen los factores ambientales, así como las propiedades del antibiótico. Cada antibiótico se comporta de diferente manera, debido a la estructura molecular compleja y la sorción de antibióticos (Boy-Roura et al., 2018).

2.2.20.1. Hidrología. Cuando se detectan contaminantes antibióticos en cuerpos de agua superficial, como ríos, estos representan una amenaza para pozos cercanos. La infiltración de estos contaminantes hacia las zonas saturadas del suelo puede ser facilitada por la lluvia, que mediante procesos gravitacionales permite su transporte hacia las aguas subterráneas (Boy-Roura et al., 2018).

2.2.20.2. Sorción. Los compuestos con alta capacidad de adsorción tienen una baja tendencia a migrar, mientras que aquellos con baja sorción tienen mayor facilidad para desplazarse hacia las aguas subterráneas. La sorción depende de múltiples factores, incluyendo las propiedades fisicoquímicas de cada antibiótico, pH del agua y del suelo, contenido de materia orgánica y la capacidad de intercambio catiónico del suelo. Este proceso de adsorción y desorción se

cuantifica mediante el coeficiente de partición, que indica la afinidad relativa del compuesto por la fase sólida respecto a la fase acuosa (Yang et al., 2017).

2.2.20.3. Hidrólisis. Este es importante para la degradación de los antibióticos, la estructura de los antibióticos se rompe para poder formar diferentes productos de degradación. Este proceso se ve restringido por factores como pH, temperatura y propiedades de los antibióticos (Längin et al., 2009).

2.2.20.4. Biodegradación. Esta es una vía para la transformación de los antibióticos, esta puede ralentizarse por las poblaciones de microorganismos que se encuentran, así como el oxígeno y nutrientes escasos, la degradación en los cuerpos de aguas subterráneas es afectada por las propiedades microbianas y por la estructura de los antibióticos (Reis et al., 2020).

2.2.21. Regulación de antibióticos en el ambiente

Actualmente, en el Perú no existen normativas nacionales que establezcan Límites Máximos Permisibles (LMP) o Estándares de Calidad Ambiental (ECA) específicos para la presencia de antibióticos. A nivel internacional, tampoco existen tratados o convenios vinculantes que fijen concentraciones máximas de antibióticos en el medio ambiente. El enfoque de las organizaciones internacionales se ha centrado en la promoción de planes de acción y la emisión de directrices para hacer frente a la resistencia a los antimicrobianos.

2.2.21.1. Plan de acción mundial sobre la resistencia a los antimicrobianos (OMS). Proporciona directrices para que los países desarrollen políticas y acciones para reducir la resistencia antimicrobiana, incluyendo la vigilancia ambiental y la gestión de residuos farmacéuticos (Organización Mundial de la Salud [OMS], 2016). La OMS ha publicado guías para reducir la contaminación por antibióticos proveniente de la fabricación de medicamentos, pero no ha establecido límites específicos para el medio ambiente.

2.2.21.2. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). El PNUMA ha publicado informes que alertan sobre los riesgos de la contaminación por productos farmacéuticos y su impacto en los ecosistemas y la salud humana. A través de iniciativas como el Enfoque Estratégico

para la Gestión de Productos Químicos a Nivel Internacional (SAICM), se busca promover políticas para la gestión racional de los productos químicos a lo largo de su ciclo de vida, lo que indirectamente incluye a los productos farmacéuticos.

2.2.21.3. Codex Alimentarius. Esta colección de normas alimentarias internacionales, establecida conjuntamente por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) y la OMS, se centra en la inocuidad de los alimentos y establece límites de residuos de medicamentos veterinarios en productos alimenticios, pero no en el medio ambiente.

2.2.21.4. Directiva Marco del Agua de la Unión Europea (Directiva 2000/60/CE). Permite establecer Estándares de Calidad Ambiental para sustancias con actividad antibiótica, considerando riesgos indirectos para la salud humana, como la resistencia antimicrobiana. Los EQS pueden basarse en datos sobre resistencia antimicrobiana y no hay restricciones para su uso.

2.3. Definición de términos

CIP: Antibiótico del grupo de las Fluoroquinolonas de amplio espectro usado para prevenir infecciones causadas por bacterias en humanos y animales.

Aguas subterráneas: Aguas que se encuentran debajo de la superficie terrestre en espacios de rocas y suelos, esta agua se mantiene en acuíferos.

Residuos: Todo elemento o sustancia a causa de actividades humanas que no pueden ser usados nuevamente y son desechados, los residuos de CIP se refieren a cantidades detectables en cuerpo de agua.

Contaminación de aguas subterráneas: Cuando agentes que son contaminantes son liberados al cuerpo de agua o al suelo y migran hacia las aguas subterráneas y pueden ser perjudiciales para la salud y el ambiente.

Transporte de contaminantes: Los contaminantes pueden transportarse a través del aire, suelo y agua, en este último los residuos pueden ser transportados a las aguas subterráneas a través de infiltración o liberación directa.

III. METODOLOGÍA

3.1. Tipo y nivel de investigación

El presente estudio corresponde a una investigación de tipo básica, cuya finalidad principal fue generar y ampliar el conocimiento científico sobre la presencia de CIP en las aguas subterráneas. Este enfoque se orientó a comprender los fenómenos ambientales observables, sin perseguir una aplicación práctica inmediata, sino estableciendo las bases teóricas para futuras investigaciones (Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos [OCDE], 2015).

En relación con el nivel de investigación, corresponde a descriptivo-correlacional, dado que permitió detectar y cuantificar los residuos de CIP en las aguas subterráneas de pozos localizados en Ilo y Moquegua, Perú, durante las estaciones seca y lluviosa. Además, se determinó si existían diferencias en las concentraciones de CIP entre ambas estaciones, lo que implicó la relación entre dos variables (concentración de CIP y estaciones del año), permitiendo la observación y caracterización del fenómeno en un contexto temporal determinado, sin manipular las condiciones del estudio (Curtis et al., 2016).

3.2. Ámbito temporal y espacial

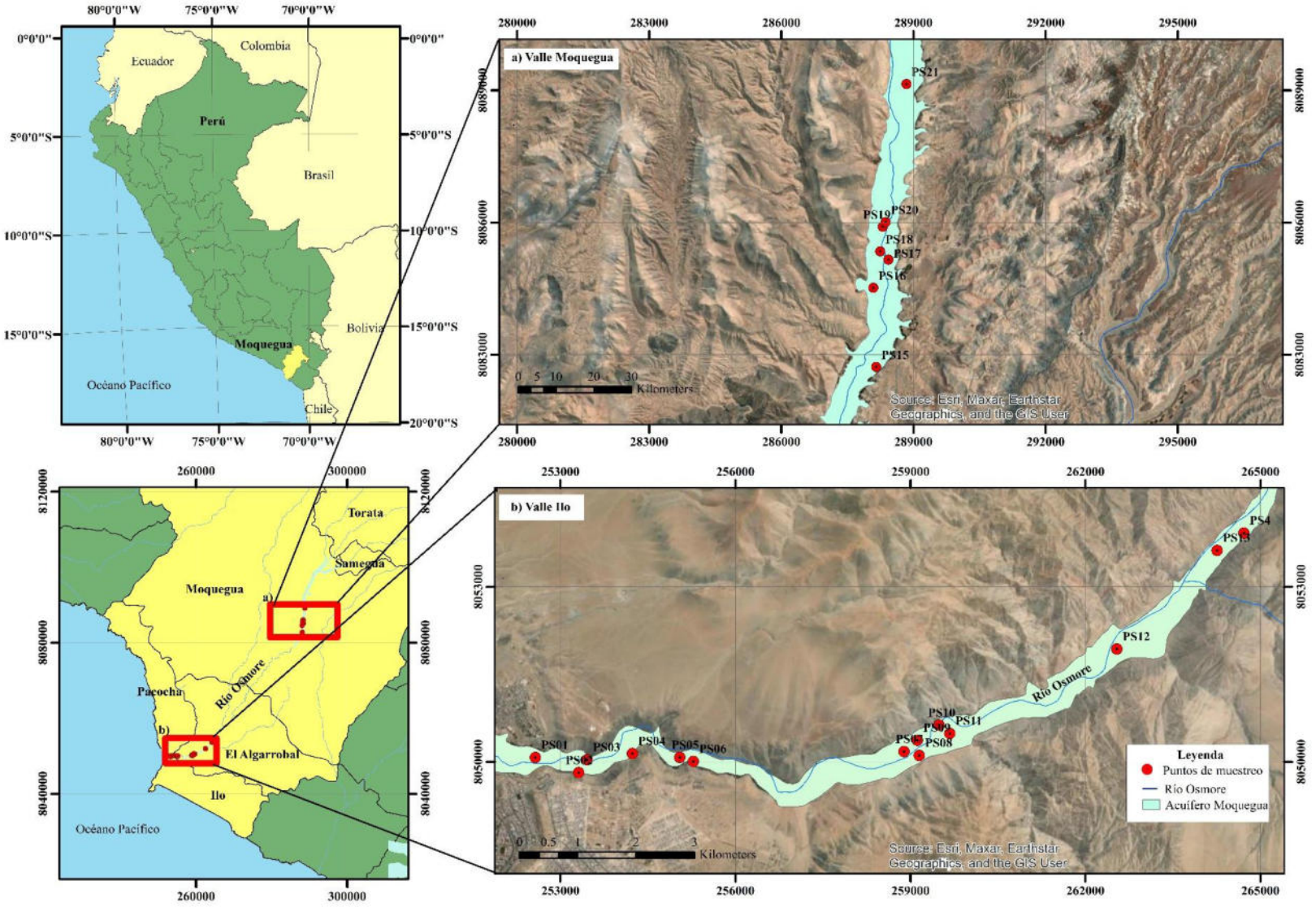
El muestreo se realizó en dos momentos: abril y octubre de 2024 correspondiente a la estación lluviosa y seca, respectivamente. Esta selección temporal se sustentó en la climatología de la zona. Según Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (SENAMHI, 2010), la costa sur presenta un régimen pluviométrico anual muy bajo, con precipitaciones que oscilan entre 1 y 50 mm. Los periodos comprendidos entre diciembre-febrero y marzo-mayo constituyen los periodos con mayor pluviosidad. En contraste, octubre representa una de las épocas más secas del año en la región, según reportes de SENAMHI (2019).

El estudio se desarrolló en el valle del río Osmore, localizado en las provincias de Ilo y Mariscal Nieto, departamento de Moquegua, Perú. Geográficamente, el valle se sitúa entre los paralelos 16°52' y 17°43' de latitud sur y los meridianos 70°26' y 71°20' de longitud oeste. Este valle se ubica en

la parte media e inferior de la cuenca hidrográfica del río Ilo-Moquegua, el valle de Moquegua tiene una longitud de 36 km de longitud y un ancho variable entre 0,05 y 4 km, mientras que el valle de Ilo mide cerca de 18 km de largo con un ancho fluctuante entre 0,1 y 0,4 km (Ng Cutipa et al., 2019).

Figura 2

Mapa de ubicación de los puntos de muestreo de los pozos de agua subterránea muestreados en el valle del río Osmore, Moquegua



3.3. Población y muestra

3.3.1. Población

La población inicial estuvo conformada por 173 pozos inventariados en el valle del río Osmore (Tabla 3), distribuidos en los distritos de Pacocha, Ilo, Algarrobal, Moquegua y Samegua (Ng et al., 2019). Sin embargo, de estos, 89 pozos (51,44%) se encontraban sin equipo o en estado de reserva, y 52 pozos (30,06%) se encontraban secos, derrumbados, enterrados o salinizados. Por lo que, la población se limitó a 32 pozos operativos seleccionados en función de su funcionalidad actual (Tabla 4).

Tabla 3

Pozos ubicados a lo largo del valle del río Osmore

Nº	Distrito	Cantidad
1	Pacocha	17 pozos
2	Ilo	15 pozos
3	Algarrobal	78 pozos
4	Moquegua	58 pozos
5	Samegua	05 pozos
Total		**173**

Nota. Adaptado de *Hidrogeología de la Cuenca del Río Ilo-Moquegua (Boletín Serie H: Hidrogeología N° 13172)*, por Ng et al., 2019, INGEMMET, (https://repositorio.ingemmet.gob.pe/handle/20.500.12544/2253).

Tabla 4

Pozos operativos utilizados con fines agrícola y doméstico

Distrito	Uso		Total
	Doméstico	Agrícola	
Samegua	01	00	01
Moquegua	06	05	11
El Algarrobal	03	11	14
Pacocha	00	03	03
Ilo	01	02	03
Total	**11**	**21**	**32**

Nota. Adaptado de *Evaluación y ordenamiento de los recursos hídricos en la cuenca del río Moquegua: estudio hidrogeológico del valle Moquegua*, por Instituto

Nacional de Recursos Naturales. Intendencia de Recursos Hídricos. Administración Técnica del Distrito de Riego Moquegua, 2004, Autoridad Nacional del Agua (https://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/4321).

3.3.2. Muestra

El tipo de muestreo realizado fue aleatorio por conglomerados, dividiendo el valle del río Osmore en dos zonas principales: zona alta y zona baja. A partir de la población operativa de 32 pozos, se calculó un tamaño de muestra de 21 pozos mediante la fórmula para poblaciones finitas, considerando un nivel de confianza del 95%, máxima variabilidad (p=q=0,5) y un margen de error del 14%. Este margen se considera estadísticamente aceptable en estudios ambientales exploratorios, especialmente ante limitaciones logísticas, económicas y técnicas. Esta estrategia metodológica está avalada por lineamientos técnicos de la U.S. Environmental Protection Agency (EPA, 2002) y Interstate Technology y Regulatory Council (ITRC, 2020).

$$n = \frac{N * Z^2 * p * q}{e^2(N-1) + Z^2 * p * q}$$

Datos utilizados:

N=32 (tamaño de la población)
Z=1,96 (valor para un 95 % de confianza)
p=0,5, q=0,5 (máxima variabilidad)
e=0,14 (14%)

Posteriormente, se seleccionó pozos bajo criterios de accesibilidad, disponibilidad operativa y representatividad. Como resultado, se eligieron 14 pozos en la zona baja y 7 en la zona alta del valle. Las coordenadas UTM de los pozos muestreados se presentan en la Tabla 5.

Tabla 5

Coordenadas UTM de los pozos de agua subterránea muestreados en el valle del río Osmore, Moquegua

Puntos de muestreo	Coordenadas UTM (Datum WGS 84, Zona 19S)		
	Este (m)	Norte (m)	Altitud (m)
PS-PAC01	252568	8050074	25
PS-ILO02	253313	8049815	66
PS-PAC03	253459	8050037	32
PS-ALG04	254234	8050143	56
PS-ALG05	255046	8050076	51
PS-ALG06	255278	8050009	63
PS-ALG07	258890	8050177	92
PS-ALG08	259152	8050111	99
PS-ALG09	259121	8050372	95
PS-ALG10	259491	8050630	103
PS-ALG11	259675	8050488	110
PS-ALG12	262541	8051936	146
PS-ALG13	264261	8053625	174
PS-ALG14	264718	8053923	187
PS-SAN15	288155	8082724	990
PS-SAN16	288091	8084521	1029
PS-SAN17	288434	8085161	1032
PS-SAN18	288248	8085347	1035
PS-SAN19	288305	8085908	1046
PS-SAN20	288372	8086013	1047
PS-SAN21	288860	8089095	1109

Nota. Las siglas corresponden a los distritos donde se ubican los pozos: PS-PAC (Provincia de Pacocha), PS-ILO (Provincia de Ilo), PS-ALG (Provincia de Algarrobal) y PS-SAN (Provincia de San Antonio).

3.4. Instrumentos

3.4.1. Materiales

Los materiales empleados durante la toma de muestras en campo incluyeron fichas de registro de campo, formatos de cadena de custodia, papel tissue, cinta adhesiva, cooler con icepak, piseta, cuerda, guantes de nitrilo, balde, embudo, pizarra y botellas de vidrio ámbar de 1 litro con tapón rosca. Por otro lado, para el análisis en laboratorio, se utilizaron tubos de ensayo de volumen variado, columna

Atlantis T3, fiolas de volumen variado, pipetas y micropipetas de diferentes capacidades, probetas, vasos de precipitación de volumen variado, filtros de 20 µm, cartuchos de extracción en fase sólida (SPE), colector de vacío Visiprep EPS, mangueras de suministro de suero, sistema de filtración al vacío, viales de vidrio de 1,0 mL, matraces volumétricos con tapón y tips de 20, 200 y 1000 µL.

3.4.2. Equipos

Los equipos utilizados incluyeron un espectrómetro de masas triple cuadrupolo acoplado a cromatografía líquida de alta resolución (LC-MS/MS) marca Agilent Technologies, modelo 6475 Triple Quadrupolo LC-MS/MS; un medidor multiparamétrico portátil marca HANNA, modelo HI98196; un GPS Garmin modelo 64S; una campana extractora Labconco, modelo 100800002; una balanza analítica Mettler Toledo, modelo XSE 105DU; un rotaevaporador Buchi, modelo R-300; una bomba peristáltica y un colector de vacío Visiprep EPS.

3.4.3. Reactivos

Los reactivos empleados fueron EDTA (ácido etilendiaminotetraacético), agua destilada, agua ultrapura, agua grado LC-MS, metanol grado LC-MS, acetonitrilo grado LC-MS y ciprofloxacino (CIP) con una pureza del 99 %.

3.5. Procedimientos

3.5.1. Muestreo de aguas subterráneas

El muestreo de las aguas subterráneas se llevó a cabo siguiendo procedimientos, que combinaron metodologías de investigaciones previas con normativas. La planificación, codificación, identificación, medición de parámetros y rotulado de las muestras se realizó de acuerdo con los procedimientos establecidos en el Protocolo Nacional para el Monitoreo de la Calidad de los Recursos Hídricos Superficiales por la Autoridad Nacional del Agua (2016).

La selección de los envases para la recolección de muestras se realizó siguiendo las directrices de la Environmental Protection Agency (EPA, 2007) en el Method 1694: Pharmaceuticals and Personal Care Products in Water, Soil, Sediment, and Biosolids by HPLC/MS/MS. La metodología para la toma de

muestras y su almacenamiento fue adaptada del estudio de Shi et al., (2022).

3.5.1.1. Toma de muestras de agua subterránea. La recolección de muestras se realizó en 2 momentos: en la estación seca y la estación lluviosa. Para garantizar que las muestras fueran representativas, se aplicó un procedimiento de purga manual de bajo volumen. Previamente a cada recolección, se extrajo el agua del pozo al menos en tres ocasiones utilizando un balde de muestreo.

Se recolectó un litro de agua a una profundidad aproximada de 0 a 50 cm desde la superficie. La extracción se realizó utilizando un balde limpio y transparente, el cual fue previamente enjuagado con agua de la misma muestra para evitar contaminaciones externas. Posteriormente, el agua recolectada se transfirió a botellas de vidrio ámbar, las cuales se enjuagaron con agua pura para garantizar la limpieza del recipiente.

3.5.1.2. Medición de parámetros fisicoquímicos. La medición de los parámetros fisicoquímicos (pH, temperatura, conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales) se realizó directamente en el sitio de muestreo utilizando agua extraída de los pozos. Para ello, se utilizó un balde limpio y transparente con la muestra de agua recolectada. Las mediciones se realizaron con un equipo multiparámetro HANNA HI98194, previamente calibrado según las instrucciones del fabricante.

Antes de cada medición, los electrodos fueron enjuagados con agua ultrapura y secados con papel tisú. Posteriormente, los electrodos se introdujeron en la muestra para registrar los valores correspondientes. Los resultados fueron anotados en la cadena de custodia. Una vez finalizada cada medición, el electrodo de pH fue enjuagado con agua ultrapura, secado con papel tisú y almacenado en una solución de cloruro de potasio (KCl 3 mol/L) para su conservación, hasta ser utilizado en la siguiente muestra.

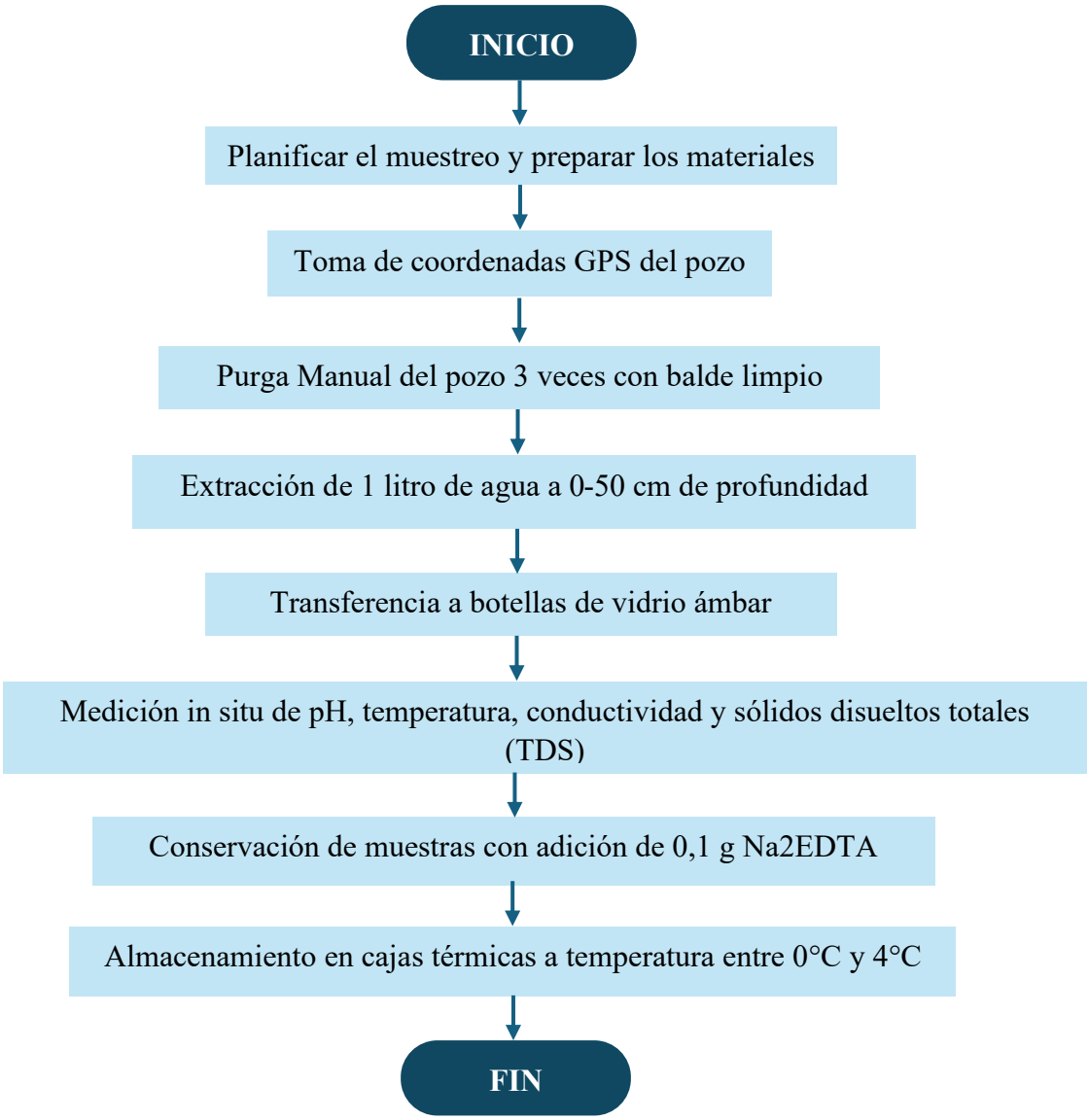
3.5.1.3. Conservación y transporte de muestras. Para la conservación de las muestras, se adicionaron 0,1 g de Na_2EDTA en cada envase ámbar, con el fin de prevenir la formación de complejos entre antibióticos y metales, así como inhibir el crecimiento microbiano (Xie et al., 2019; Zainab et al., 2021). Cada envase fue rotulado con una etiqueta que contenía la información

necesaria para su identificación.

Las muestras acondicionadas fueron almacenadas en cajas térmicas, asegurando una temperatura constante entre 0 °C y 4 °C durante el transporte hacia el Laboratorio de Contaminantes Orgánicos y Ambiente del IINDEP-UNAM. Paralelamente, se completó el formato de cadena de custodia, donde se documentó toda la información correspondiente a los parámetros analizados, tipo de muestra, condiciones de conservación y trazabilidad desde el sitio de muestreo hasta su entrega en el laboratorio.

Figura 3

Diagrama de flujo de muestreo de aguas subterráneas



3.5.2. Análisis de las muestras

3.5.2.1. Preparación, extracción y purificación de la muestra (SPE). Para la preparación, extracción y purificación de las muestras de agua subterránea, se empleó la técnica de extracción en fase sólida (SPE, por sus siglas en inglés: Solid Phase Extraction), seleccionada con base en estudios previos (Xie et al., 2019; Ramadan et al., 2024). Esta técnica permite la retención y concentración de analitos específicos sobre un adsorbente sólido, siendo un paso previo esencial para su análisis por cromatografía líquida de ultra alta resolución acoplada a espectrometría de masas (UHPLC-MS/MS).

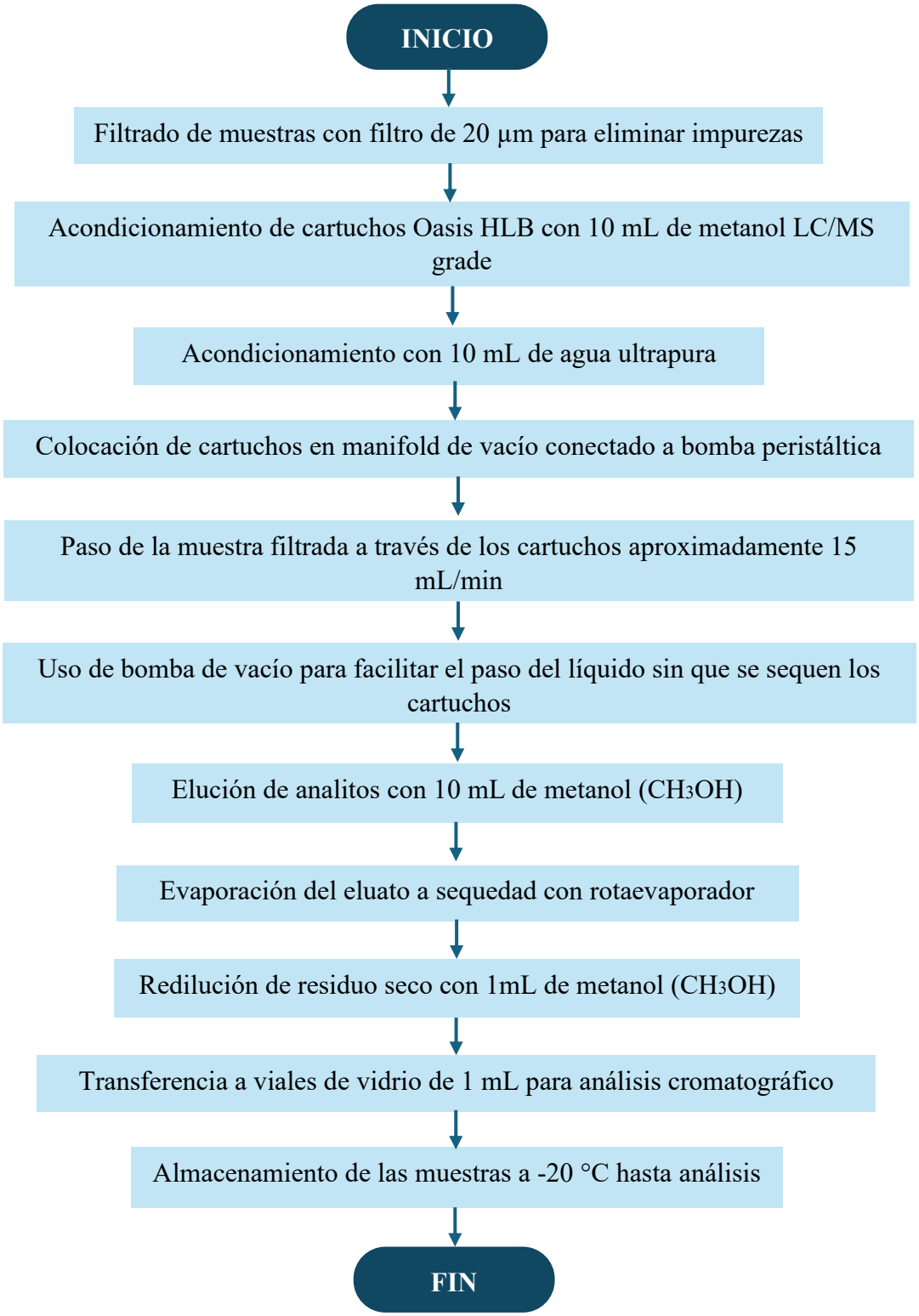
Antes de la extracción, las muestras fueron filtradas mediante filtros 20 µm, para eliminar partículas sólidas y otras impurezas. Posteriormente, se procedió a la extracción utilizando cartuchos Oasis HLB (Hydrophilic-Lipophilic Balanced) de 6 mL con 200 mg de fase adsorbente. Los cartuchos fueron colocados en un manifold de vacío para SPE, conectado a una bomba peristáltica, para tener control del flujo de las muestras. Previamente, cada cartucho fue acondicionado con 10 mL de metanol LC/MS grade, seguido por 10 mL de agua ultrapura.

Una vez acondicionados, las muestras previamente filtradas se hicieron pasar por los cartuchos a una velocidad constante de aproximadamente 15 mL/min, asegurando un flujo uniforme mediante la bomba peristáltica y utilizando una bomba de vacío para facilitar el paso del líquido a través del adsorbente, evitando el secado de los cartuchos.

Finalizada la carga de las muestras, se realizó la elución de los compuestos de interés utilizando 10 mL de metanol (CH_3OH). El eluato obtenido fue evaporado a sequedad mediante un rotaevaporador. Los residuos se rediluyeron con 1 mL de metanol (CH_3OH) y se transfirieron a viales de vidrio de 1 mL, adecuados para su análisis cromatográfico. Finalmente, las muestras fueron almacenadas a -20 ºC hasta el momento del análisis.

Figura 4

Diagrama de flujo de preparación y extracción en fase sólida (SPE) de muestras de agua



3.5.2.2. Determinación de linealidad, límite de detección y límite de cuantificación. Se evaluaron los parámetros analíticos asociados a la

sensibilidad y capacidad de cuantificación, específicamente el Límite de Detección y Límite de Cuantificación. Aunque la validación del método cromatográfico ha sido reportada en estudios previos (Tuts et al., 2024; Fabregat-Safont et al., 2023), en este estudio se verificaron estos parámetros para asegurar la precisión y confiabilidad de los resultados en el contexto ambiental analizado. Según el Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Técnologia (INMETRO).

3.5.2.2.1. ***Curva de calibración (linealidad).*** La linealidad es la capacidad del método para proporcionar resultados directamente proporcionales a la concentración del analito. Para este parámetro, se utilizó una curva de calibración de cinco puntos, proporcionada por el equipo, con concentraciones de CIP de 0,0001; 0,001; 0,1; 0,02 y 0,04 µg/mL. El análisis fue realizado en función de la respuesta instrumental (área del pico). La ecuación lineal obtenida fue:

$$\mathbf{y=ax+b}$$

Donde:

y es la respuesta medida (área del pico)
x es la concentración de CIP
a es la pendiente de la curva (sensibilidad)
b es la ordenada al origen (intersección)

El coeficiente de correlación R^2 obtenido fue de 0,99966419, lo que indicó una excelente linealidad dentro del rango de trabajo. La curva de calibración fue:

$$y=1274361{,}066260*x + 5567{,}454648$$

3.5.2.2.2. ***Límite de detección (LOD) y límite de cuantificación (LOQ).*** El LOD es la menor cantidad del analito que puede ser detectada, aunque no necesariamente cuantificada con exactitud. El LOQ es la concentración más baja que puede ser medida con precisión y exactitud aceptables.

Ambos límites se determinaron mediante el método de relación señal-ruido, aplicable cuando el método presenta ruido de base. Se analizo con una cantidad mínima detectable que fue de 0,001ug/mL y se compararon con un blanco. La relación señal-ruido se obtuvo directamente del cromatograma. Los cálculos se realizaron con las siguientes fórmulas:

$$LOD = \frac{(\mathrm{C} \times 3{,}33 * 1)}{(\mathrm{S/N})}$$

$$\mathrm{LOQ} = \mathrm{LOD} \times 3{,}3$$

Donde:

C es la concentración de CIP

S/N la relación señal/ruido.

La Tabla 6 resume los resultados obtenidos**:**

Tabla 6

Límite de detección (LOD) y límite de cuantificación (LOQ) para CIP

Rangos de tiempo (min)	Señal de ruido	LOD	LOQ
9 min.	51753,8	0,00006 ng/mL	0,00021 ng/mL

3.5.2.3. Condiciones cromatográficas. Para el análisis se empleó la técnica de cromatografía líquida de alta resolución acoplada a espectrometría de masas en tándem (LC-MS/MS), una metodología previamente utilizada en estudios similares (Gros et al., 2021;Viana et al., 2021). A diferencia de la HPLC convencional, la UHPLC permite una mejor resolución, mayor sensibilidad y tiempos de análisis más cortos, además de ofrecer una mayor precisión en la cuantificación. Estudios han demostrado la eficacia de esta metodología para identificar fluoroquinolonas y otros antibióticos con alta sensibilidad y especificidad (Tuts et al., 2024). La detección LC-MS/MS se emplea ampliamente en el análisis de antibióticos en diferentes matrices ambientales después de la limpieza y preconcentración de muestras realizada por SPE (Yang et al., 2021).

El sistema cromatográfico utilizado fue un espectrómetro de masas triple cuadrupolo acoplado a cromatografía líquida de alta resolución (LC-MS/MS), modelo 6475 Triple Quadrupole LC-MS/MS de Agilent Technologies. Las condiciones cromatográficas fueron definidas tomando como referencia metodologías previamente validadas para la determinación de antibióticos en aguas subterráneas (Kivits et al., 2018)

Para el análisis, se inyectó un volumen de muestra de 2 µL en una columna Atlantis T3 (3,0 µm, 3,0 x 100 Å), seleccionada como fase estacionaria principal

para la separación cromatográfica del CIP debido a su probada capacidad para retener y resolver compuestos de polaridad moderada en condiciones de fase móvil con alto contenido acuoso. Esta columna fue seleccionada como la más adecuada en un método UHPLC-MS/MS (Fabregat-Safont et al., 2023), y se mantuvo a una temperatura constante de 35 °C. El caudal del sistema se estableció en 200 µL/min, el volumen inyectado en el equipo UHPLC-MS fue de 2 µL por muestra.

La fase móvil consistió en una solución de ácido fórmico al 0,1 % en agua (eluyente A) y una solución de ácido fórmico al 0,1 % en acetonitrilo (eluyente B). El gradiente de elución se programó de la siguiente manera: al inicio del análisis (0,00 min) la composición fue de 90 % de eluyente A y 10 % de eluyente B; a los 6,00 minutos se ajustó a 40 % de A y 60 % de B; a los 8,00 minutos se estableció una proporción equitativa de 50 % de A y 50 % de B; a los 8,10 minutos se modificó a 80 % de A y 20 % de B, retornando finalmente a las condiciones iniciales de 90 % de A y 10 % de B a los 10,00 minutos.

Las condiciones empleadas para el análisis mediante espectrometría de masas con sistema Triple Cuadrupolo (TQ) fueron las siguientes:

Tabla 7

Condiciones de MS

Parámetro	Valor o condición
Modo de ionización	+ ESI
Temperatura de gas	200 °C
Flujo de gas	11 L/min
Nebulizador	35 psi
Temperatura del gas de focalización	350 °C
Flujo de gas de focalización	12 L/min
Tensión del capilar	+3500 V y −3000 V
Tensión de la boquilla	0 V

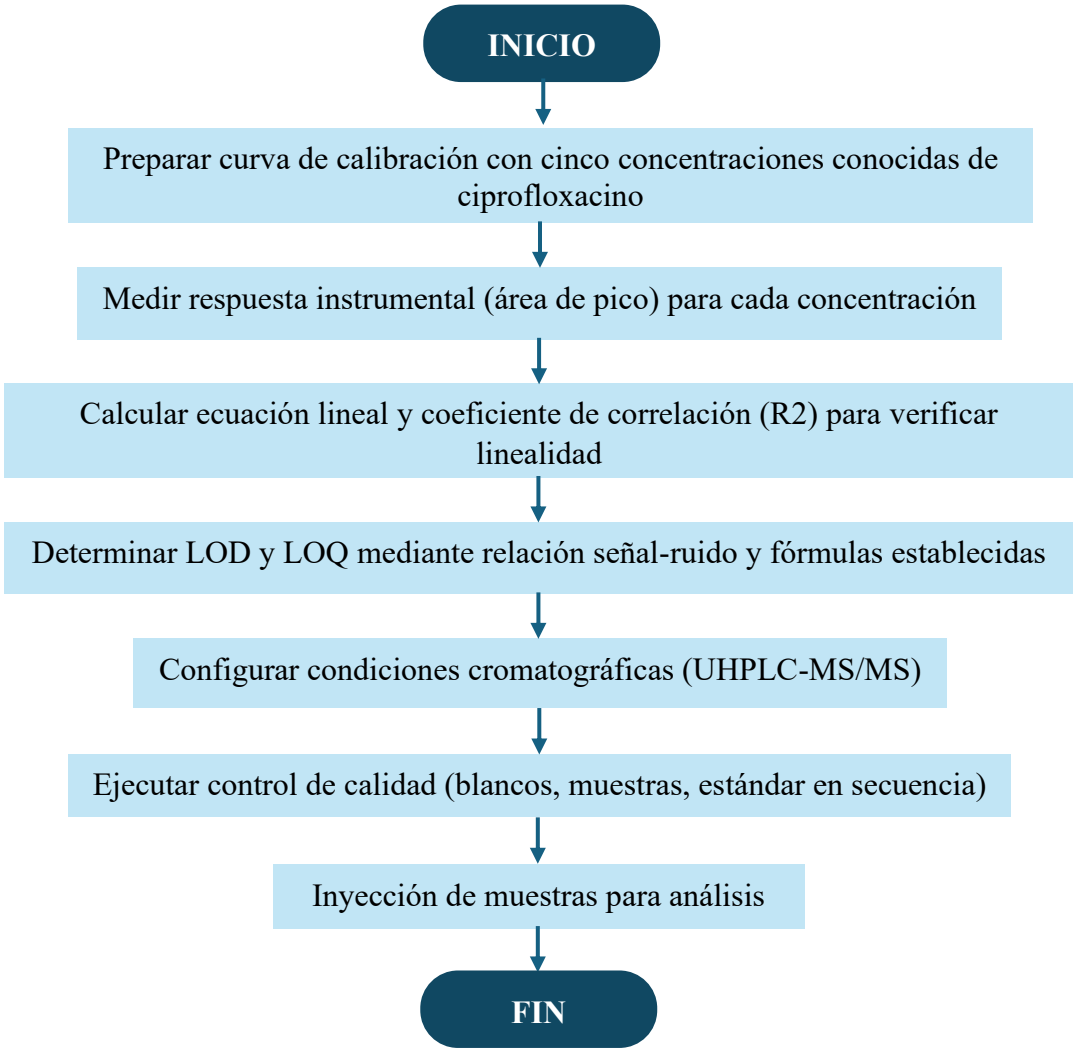
3.5.2.4. ***Control de calidad (QA/QC).*** Se implementó un esquema de control de calidad durante la secuencia de inyección, siguiendo criterios empleados en la literatura científica para asegurar la estabilidad instrumental y la confiabilidad de los resultados. La corrida se estructuró de la siguiente manera: al inicio se inyectó un solvente (blanco de arrastre), seguido de un blanco de muestra, cinco inyecciones de muestras reales, un solvente y una concentración estándar conocida (0,1 µg/L).

Este ciclo se repitió hasta completar el análisis de las 38 muestras, finalizando con una inyección de estándar y solvente para descartar posibles arrastres del sistema.

Este procedimiento se alineó con metodologías previamente utilizadas en estudios similares, en los cuales se recomienda la inclusión sistemática de inyecciones de blancos y controles de calidad a lo largo de la secuencia analítica (Van et al., 2021).

Figura 5

Diagrama de flujo de evaluación de parámetros analíticos y análisis cromatográfico UHPLC-MS/MS



3.6. Análisis de datos

Los datos obtenidos fueron organizados inicialmente en hojas de cálculo de Microsoft Excel, lo que permitió una primera estructuración y visualización de la

información. Posteriormente, se realizó un análisis descriptivo utilizando medidas de tendencia central y dispersión como media, moda, desviación estándar y valores mínimos y máximos, diferenciando entre las dos estaciones. Para un análisis estadístico más detallado, se emplearon los programas RStudio (versión 4.3.3) e IBM SPSS Statistics. Se evaluó la normalidad de la distribución de los datos mediante la prueba de Shapiro-Wilk. Dado que los datos no cumplieron con el supuesto de normalidad, se optó por una prueba estadística no paramétrica: la prueba de Wilcoxon U. Para la generación de gráficos, se utilizó el paquete ggplot2 en RStudio (Kassambara, 2025).

Como complemento al análisis, se elaboró un mapa para representar las concentraciones de ciprofloxacino (CIP) en ambas temporadas. La creación del mapa se llevó a cabo utilizando un Sistema de Información Geográfica (SIG), específicamente el software ArcGIS. Los SIG son herramientas eficaces para integrar datos geoespaciales, como las coordenadas de los pozos y las concentraciones de contaminantes, permitiendo una visualización clara de los patrones espaciales en estudios de aguas subterráneas (Shi et al., 2022). Para la representación visual, se definió una simbología de colores para las concentraciones de CIP: amarillo para concentraciones bajas, verde para medias y rojo para altas.

Finalmente, se aplicó un análisis de conglomerados para identificar patrones de similitud entre los puntos de muestreo, específicamente, los conglomerados se formaron considerando dos tipos de datos: las concentraciones de CIP y los parámetros fisicoquímicos de cada muestra. Esta técnica estadística es utilizada en estudios de contaminación, permitiendo agrupar pozos con características similares tanto en concentraciones de CIP como en parámetros fisicoquímicos (Yang et al., 2020).

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Resultados

4.1.1. Concentración de CIP en muestras de agua provenientes de pozos de agua subterránea en estación seca y lluviosa

La Tabla 8 presenta las concentraciones de CIP en 21 pozos de agua subterránea monitoreados durante la estación lluviosa y en 17 de ellos durante la estación seca en el Valle del río Osmore. El antibiótico fue detectado en la mayoría de los pozos, con concentraciones que oscilaron entre 0 ng/L-195,8 ng/L en la estación lluviosa y entre 8,1- 181,7 ng/L en la estación seca.

En la mayoría de los casos, las concentraciones de CIP fueron superiores durante la estación seca. En PS-ILO02, se registró una concentración de 181,7 ng/L en la estación seca, lo que representa un contraste con los 9,4 ng/L registrados durante la estación lluviosa. En PS-ALG06, la concentración fue de 157,4 ng/L en la estación seca frente a 24,5 ng/L en la estación lluviosa. De manera similar en PS-ALG10, se registró un incremento de concentración de 42,1 ng/L en la estación lluviosa a 156,4 ng/L en la estación seca.

Por otro lado, pozos como PS-ALG07 y PS-SAN15 presentaron concentraciones superiores detectados en la estación lluviosa (164,4 ng/L y 195,8 ng/L, respectivamente). Se identificaron 5 pozos con concentraciones >150 ng/L en PS-SAN15, PS-ALG07, PS-ILO02, PS-ALG06 y PS-ALG10, mientras que pozos como PS-ILO02, PS-PAC03, PS-ALG04, PS-ALG05, PS-ALG06, PS-ALG08, PS-ALG13, PS-ALG14, entre otros, mostraron concentraciones <35 ng/L.

La frecuencia de detección de CIP fue elevada, alcanzando 95% en la estación lluviosa (20 de 21) y 100% en la estación seca (17 de 17). Únicamente en PS-SAN16 no se detectó CIP durante la estación lluviosa (0 ng/L). Finalmente, debido al cierre temporal de cuatro pozos (PS-ALG05, PS-ALG08, PS-ALG14 y PS-SAN16), no fue posible monitorearlos en la estación seca, lo que limita la comparación completa entre ambos periodos.

Tabla 8

Concentración de CIP en las muestras de los pozos de agua subterránea recolectadas en estación lluviosa y seca

Punto de muestreo	Concentración (ng/L) Estación lluviosa	Concentración (ng/L) Estación seca
PS-PAC01	33,5	42,7
PS-ILO02	9,4	181,7
PS-PAC03	8,8	66,7
PS-ALG04	7,5	107,5
PS-ALG05	34,5	-
PS-ALG06	24,5	157,4
PS-ALG07	164,4	41,7
PS-ALG08	14,8	-
PS-ALG09	35,4	15,3
PS-ALG10	42,1	156,4
PS-ALG11	27,8	74,6
PS-ALG12	21,5	73,5
PS-ALG13	10,4	96,9
PS-ALG14	8	-
PS-SAN15	195,8	41,9
PS-SAN16	0	-
PS-SAN17	16,8	8,1
PS-SAN18	70,6	38,8
PS-SAN19	15,7	29,4
PS-SAN20	43,8	21,7
PS-SAN21	17,2	26,1

Nota. El símbolo "–" indica pozos no monitoreados por su cierre temporal.

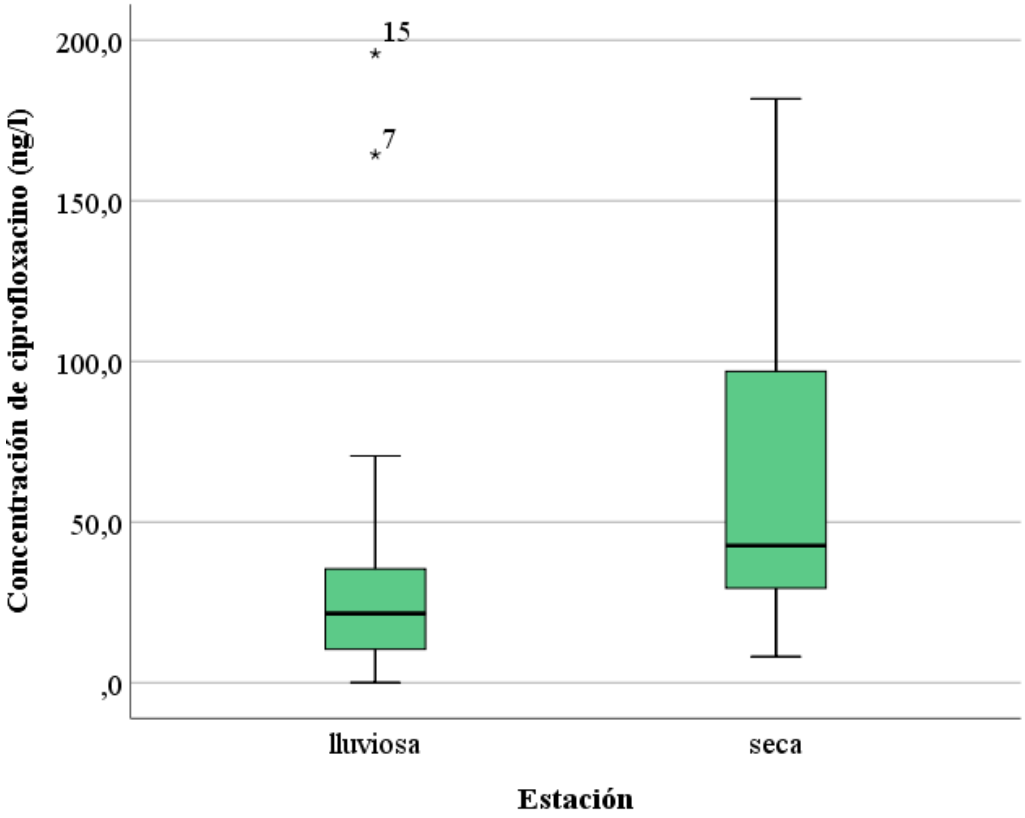
La Figura 6 presenta el boxplot de caja y bigotes que resume la distribución de las concentraciones de CIP por estación, lo que permite una visualización de la mediana, la variabilidad y los valores atípicos. En la estación lluviosa, la mediana de la concentración es inferior, alrededor de los 20 ng/L, y el 50% central de los datos concentrado en un rango estrecho, lo que indica baja variabilidad. Sin embargo, se observan dos valores atípicos que superan los 150 ng/L.

Por otro lado, en la estación seca, la mediana se desplaza a un valor superior, aproximadamente 40–45 ng/L, y el rango intercuartílico es considerablemente más amplio, lo que indica mayor variabilidad y concentraciones inferiores en general. A diferencia de la estación lluviosa, no se identificaron valores atípicos, lo que

sugiere que las concentraciones elevadas son una característica más común de esta estación.

Figura 6

Boxplot de concentración de CIP (ng/L) en la estación seca y lluviosa



La Figura 7 muestra la distribución espacial de las concentraciones de CIP en los pozos ubicados en el Valle del río Osmore, diferenciando entre la estación seca y lluviosa. La simbología empleada clasifica las concentraciones en cinco rangos: 0 –10 ng/L (verde oscuro), 10–25 ng/L (verde claro), 25–50 ng/L (amarillo), 50–100 ng/L (naranja) y 100–200 ng/L (rojo). En la parte superior del mapa, se presenta la distribución correspondiente a la zona de Moquegua, mientras que, en la parte inferior se presenta la distribución en la zona de Ilo, para ambas estaciones.

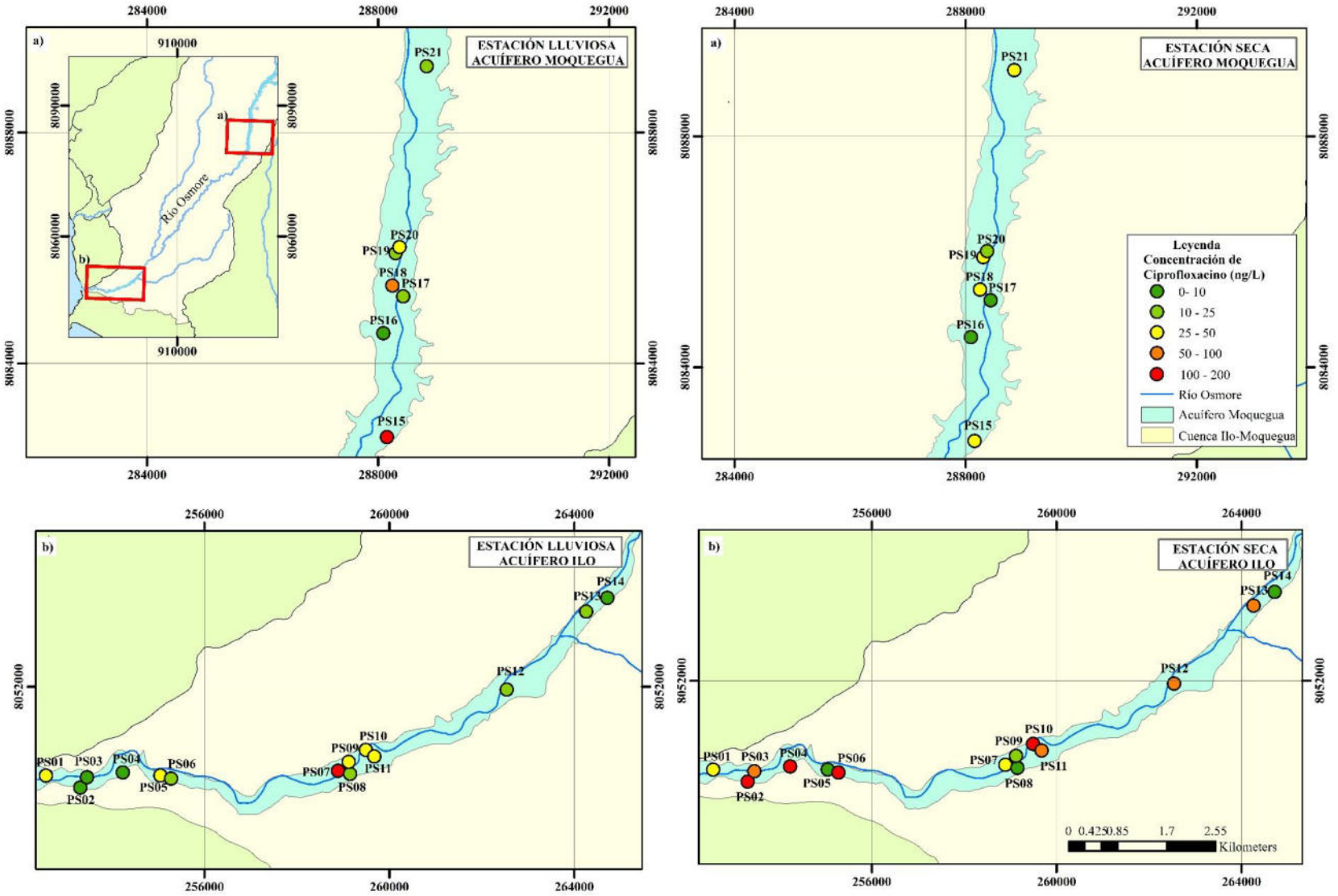
Durante la estación lluviosa, en la zona de Moquegua, las concentraciones de CIP oscilaron entre 0–200 ng/L. En la zona norte del acuífero (PS21), se observaron concentraciones inferiores (0–10 ng/L, verde claro), mientras que hacia el centro y sur (PS15), las concentraciones aumentan, alcanzando el rango más alto (>100–200 ng/L, rojo) en el extremo sur. Los pozos intermedios presentaron concentraciones moderadas, distribuidas en los rangos de amarillo a naranja. En

relación con la estación seca, se registró una disminución de las concentraciones de CIP en 6 de los 7 pozos. En esta estación, predominan las concentraciones bajas a moderadas (0–25 ng/L, verde y amarillo), con la desaparición de áreas con concentraciones muy altas. Este patrón sugiere una disminución de la carga de CIP en el acuífero de Moquegua durante la estación seca.

En la zona de Ilo, los mapas inferiores muestran la distribución espacial de CIP en ambas estaciones. A diferencia de Moquegua, durante la estación lluviosa se registró la presencia de CIP en los 14 pozos, con concentraciones predominantemente bajas a moderadas (0–25 ng/L, verde y amarillo) en la mayor parte del acuífero. Sin embargo, se identificaron algunos pozos con concentraciones más elevadas (100–200 ng/L, rojo), especialmente en la parte central del área monitoreada. En la estación seca, aunque solo se reportaron datos en 11 de los 14 pozos, se observó un incremento significativo en las concentraciones de CIP (>50–200 ng/L). Los resultados muestran una variación espacial y temporal en la concentración de CIP a lo largo del acuífero cercano al río Osmore, influenciada tanto por la ubicación, sea en Moquegua o Ilo, o por la estación de muestreo.

Figura 7

Distribución de CIP en las muestras de los pozos de agua subterráneas recolectadas en estación seca y lluviosa



4.1.2. Diferencias en las concentraciones de CIP entre las estaciones seca y lluviosa

4.1.2.1. Prueba de normalidad. La Tabla 9 presenta los resultados de la prueba de normalidad. En ambas estaciones, las concentraciones de CIP no mostraron una distribución normal, destacando la estación lluviosa, donde los valores de p fueron < 0,05. Esto sugiere que las concentraciones de CIP no siguen una distribución normal en ninguno de los dos periodos evaluados.

Tabla 9

Prueba de normalidad para las concentraciones de CIP en cada estación

Pruebas de normalidad				
		Shapiro-Wilk		
Concentración de CIP (µg/L)	**Estación**	**Estadístico**	**gl**	**Sig.**
	lluviosa	,633	21	,000
	seca	,879	17	,030

4.1.2.2. Prueba Wilcoxon. La Tabla 10 presenta los resultados de la prueba de Wilcoxon. Dado que los datos no siguen una distribución normal, se aplicó esta prueba para muestras relacionadas. Los resultados indicaron que no existe una diferencia significativa en las concentraciones de CIP entre la estación lluviosa y la estación seca (p = 0,193), por lo tanto, se retiene la hipótesis nula.

Tabla 10

Prueba de Wilcoxon para las concentraciones de CIP en cada estación

Hipótesis Nula	Prueba	Sig.	Decisión
La mediana de las diferencias entre concentración de CIP en estación lluviosa estación seca es igual a 0.	Prueba de rangos con signo de Wilcoxon para muestras relacionadas.	,193	Retener hipótesis Nula

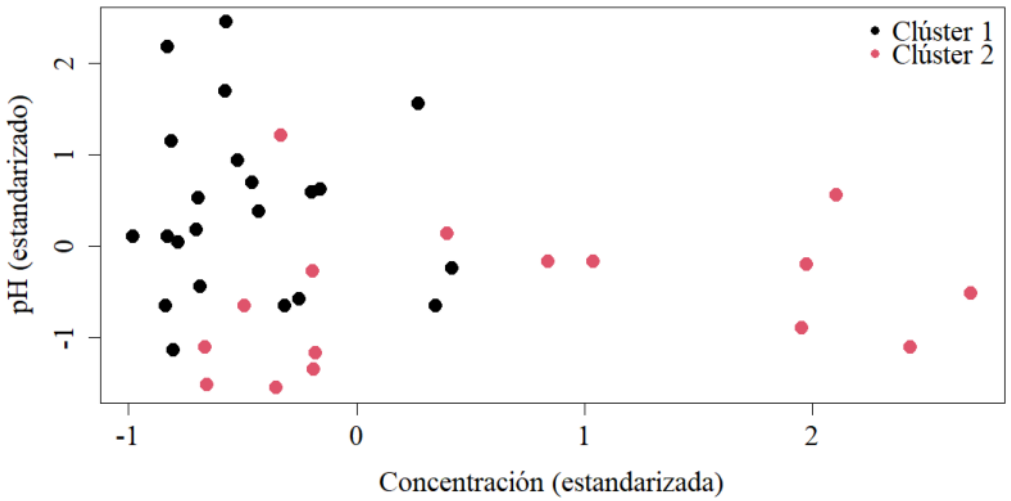
4.1.3. Relación entre parámetros fisicoquímicos y concentraciones de CIP

4.1.3.1. Relación entre pH y concentración de CIP. En la Figura 8 se observa una separación entre los dos grupos, el primer clúster (color negro), agrupa puntos con concentraciones bajas o cercanas al promedio del antibiótico, y el segundo clúster (color rosado**)**, que concentra los puntos con valores más altos de concentración. Este patrón sugiere que la concentración de CIP es la variable

dominante en la formación de los clústeres. Sin embargo, esta diferenciación no parece estar influenciada por el pH, ya que los valores de esta variable se distribuyen de manera relativamente uniforme en ambos grupos, sin una tendencia clara.

Figura 8

Análisis de clúster K-means de la concentración de CIP en relación con el pH

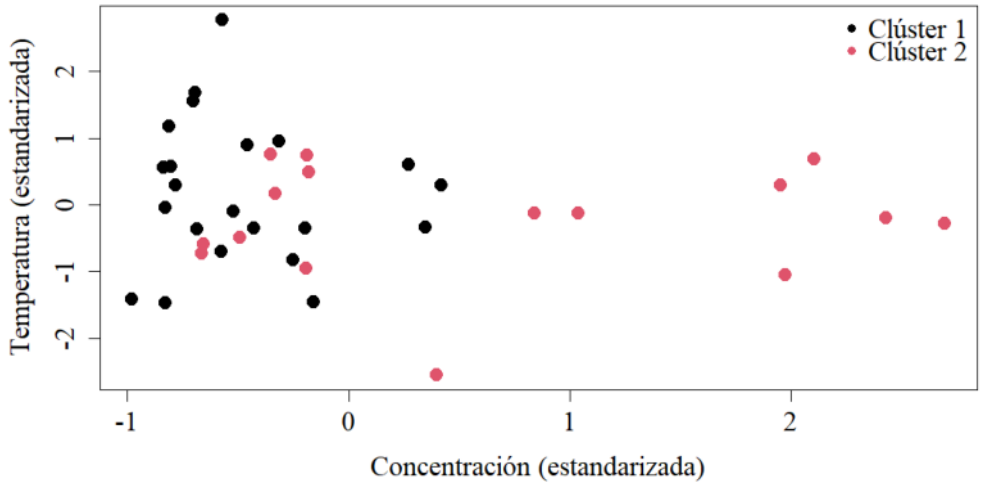


Nota. La Figura muestra la distribución de las muestras agrupadas por el método K-means en dos clústeres. Los valores en los ejes X e Y están estandarizados para representar la desviación respecto a la media.

4.1.3.2. Relación entre temperatura y concentración de CIP. En la Figura 9 se observa que el primer clúster (color negro) agrupa puntos con concentraciones bajas o cercanas al promedio del antibiótico, mientras que el segundo clúster (color rosado) está compuesto por muestras con concentraciones elevadas. Al igual que en el análisis con pH, se encuentra que la concentración de CIP es la variable dominante en la diferenciación de los grupos, mientras que la temperatura se distribuye de manera uniforme, sin mostrar una tendencia clara. Este patrón sugiere que, aunque la temperatura es un parámetro ambiental importante, no fue un factor determinante en la variabilidad de las concentraciones de CIP en las aguas subterráneas analizadas.

Figura 9

Análisis de clúster K-means de la concentración de CIP en relación con la temperatura

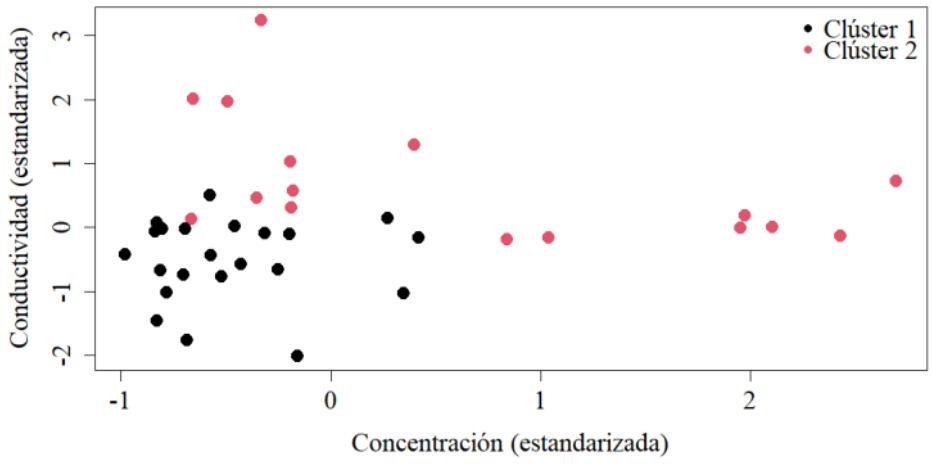


Nota. La Figura muestra la distribución de las muestras agrupadas por el método K-means en dos clústeres. Los valores en los ejes X e Y están estandarizados para representar la desviación respecto a la media.

4.1.3.3. Relación entre conductividad y concentración de CIP. De manera similar con otros parámetros, en la Figura 10, el clúster de color negro agrupa las muestras con concentraciones más bajas del antibiótico y con una menor conductividad, mientras que el clúster rosado agrupa mayoritariamente aquellas con concentraciones más elevadas y una distribución más homogénea de la conductividad.

Figura 10

Análisis de clúster K-means de la concentración de CIP en relación con la conductividad

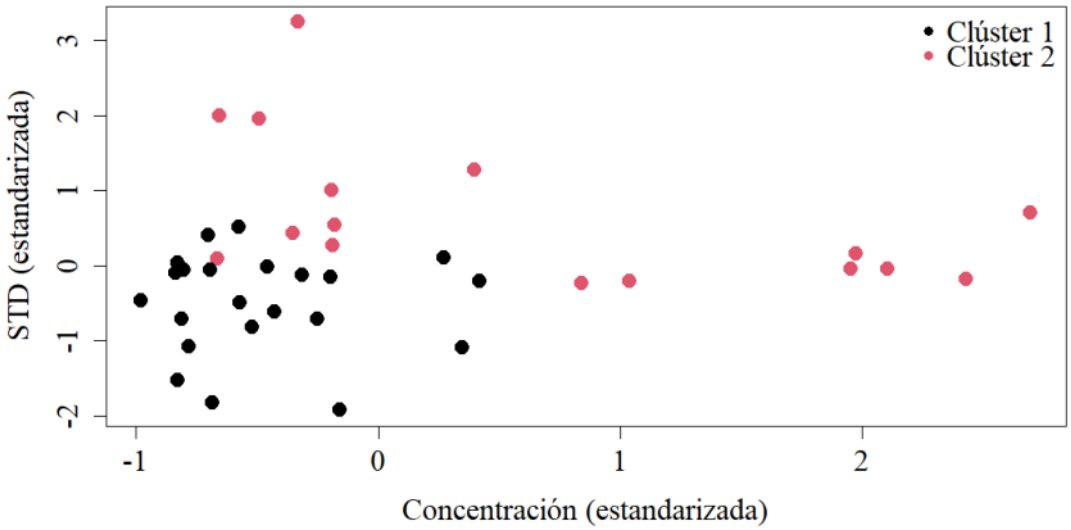


Nota. La Figura muestra la distribución de las muestras agrupadas por el método K-means en dos clústeres. Los valores en los ejes X e Y están estandarizados para representar la desviación respecto a la media.

4.1.3.1. Relación entre sólidos totales disueltos (STD) y concentración de CIP. De manera similar a lo observado con otros parámetros, en la Figura 11 el clúster de color negro agrupa las muestras con concentraciones más bajas del antibiótico, mientras que el clúster rosado agrupa mayoritariamente aquellas con concentraciones más elevadas. El clúster negro incluyó principalmente pozos con concentraciones bajas de CIP y una mayor variabilidad en los niveles de STD, mientras que el clúster rosado agrupó pozos con concentraciones elevadas del antibiótico y una distribución más homogénea de sólidos disueltos.

Figura 11

Análisis de clúster K-means de la concentración de CIP en relación con los sólidos totales disueltos



Nota. La Figura muestra la distribución de las muestras agrupadas por el método K-means en dos clústeres. Los valores en los ejes X e Y están estandarizados para representar la desviación respecto a la media.

4.2. Discusión

4.2.1. Concentración de CIP en muestras de agua provenientes de pozos de agua subterránea en estación seca y lluviosa

Las concentraciones de CIP detectadas en este estudio superan de manera significativa las reportadas en investigaciones previas. Arun et al. (2022) reportaron concentraciones promedio de CIP de 20,5 ng/L en aguas subterráneas, con una concentración máxima de 50,4 ng/L. De manera similar, Shi et al. (2022) reportaron concentraciones entre 0,44 ng/L-45,4 ng/L en China, valores inferiores a los detectados en este estudio, el cual alcanzó una frecuencia de detección del 95%, considerablemente superior al 63% registrado por Shi et al. De forma similar, Viana et al. (2021) reportaron una frecuencia de detección del 46% para CIP en cuerpos de agua subterránea, mientras que Chen et al. (2022) reportaron una frecuencia de detección de 75% en aguas subterráneas de Shijiazhuang. En China, Wang et al. (2024) documentaron una tasa de detección superior al 70%, con concentraciones inferiores a 30 ng/L, también por debajo del 95% encontrado en el presente estudio.

No obstante, existen investigaciones realizadas en Europa en las que las concentraciones reportadas se encuentran dentro del rango detectado en este estudio, e incluso superiores. En Europa Menció y Mas-Pla (2019) registraron concentraciones más elevadas de CIP en 47 pozos muestreados, con valores comprendidos entre 20 ng/L y 100 ng/L. De la igual forma, Boy-Roura et al. (2018) reportaron una concentración media de 77,2 ng/L, con un valor máximo de 298,3 ng/L. Por otro lado Akintobi et al. (2025) documentaron una concentración máxima de CIP de hasta 1137 µg/L en Nigeria, siendo este antibiótico el segundo con mayor concentración detectada, superior a la registrada en este estudio. Aunque las concentraciones del presente estudio son superiores a las reportadas en otros estudios, se encuentran dentro del rango documentado en investigaciones europeas. Sin embargo, no alcanzan los niveles documentados en Nigeria.

Este hallazgo evidencia que el CIP es uno de los antibióticos frecuentemente detectados, lo cual es consistente con los resultados de otros estudios. Esto podría justificarse por el hecho de que el CIP es un antibiótico ampliamente utilizado a nivel mundial. Según Scaria et al. (2021), el uso de antibióticos por parte de los

seres humanos aumentó en un 65% entre 2000 y 2015, y se predice que alcanzará un incremento del 200% para el año 2030.

A pesar de su amplia detección, la normativa peruana e internacional no establece límites específicos para el ciprofloxacino ni otros antibióticos en agua o suelo. El riesgo para la salud humana se evalúa indirectamente mediante los Límites Máximos de Residuos (LMR) definidos para alimentos de origen animal. Para el ciprofloxacino y su precursor enrofloxacina, la European Union (2009) establece LMR de 100 μg/kg en tejidos de animales comestibles (bovinos, ovinos, caprinos) según el Reglamento (UE) N.º 37/2010. Debido a esto, la exposición crónica a través del consumo de agua por personas y animales, así como el riego de cultivos, puede representar un riesgo microbiológico debido al potencial desarrollo de resistencia bacteriana (Shariati et al., 2022).

La notable variabilidad espacial de las concentraciones de CIP refleja la heterogeneidad de las fuentes de contaminación y los procesos de transporte en el acuífero. Esta heterogeneidad es consistente con estudios previos que demuestran que la distribución de antibióticos en acuíferos está fuertemente influenciada por la proximidad a fuentes de contaminación, las características del suelo y los procesos de sorción-desorción (Chen et al., 2022). De acuerdo con Menció y Mas-Pla, (2019), variables adicionales como cercanía a ríos, uso del suelo y características hidroquímicas son factores clave que explican la presencia de antibióticos en aguas subterráneas.

Considerando que las plantas de tratamiento de aguas residuales constituyen la principal fuente puntual de CIP en aguas superficiales y subterráneas a nivel global (Shi et al., 2020). Una posible fuente significativa es la descarga de efluentes provenientes de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) de Omo, ubicada aguas arriba de varios pozos muestreados. Según la Autoridad Nacional del Agua (ANA), esta planta constituye una fuente de contaminación relevante. Las aguas tratadas en dicha planta provienen principalmente de hospitales, viviendas e industrias, todas emisoras de antibióticos. De acuerdo con Vo et al. (2019), entre el 30% y el 90% de los antibióticos consumidos son excretados como sustancia original o metabolitos activos. En el caso de las Fluoroquinolonas como el CIP, se estima que alrededor del 70% es excretado en concentraciones que van desde ng/L

hasta µg/L (Ashiq et al., 2021), lo que contribuye significativamente a su presencia en aguas residuales. Estudios como el de Arun et al. (2022) reportaron que el CIP y otras Fluoroquinolonas presentaban las mayores concentraciones en muestras de afluentes y efluentes de plantas de tratamiento urbanas. Por otro lado, en un estudio realizado en Perú de Nieto-Juárez et al. (2021) detectó residuos farmacéuticos en plantas de tratamiento de aguas residuales y ríos.

Además, tecnologías convencionales de tratamiento como lodos activados o filtros percoladores, no garantizan una eliminación eficaz de estos compuestos en las aguas residuales, logrando únicamente remociones de CIP entre el 20% y el 60% (Ghosh et al., 2024;Li et al., 2021) lo que favorece su liberación en las aguas residuales. Actualmente, la PTAR de Omo presenta un caudal promedio de descarga de 130 L/s, con picos de hasta 192,18 L/s, excediendo su capacidad de diseño (Resolución de Directorio N°003-2024-EPS Moquegua S.A., 2024). A nivel regional, aunque no se cuenta con datos específicos sobre el uso de CIP en Moquegua. A nivel nacional existe preocupación por el uso inadecuado de antibióticos. Según un informe de Wirtz et al. (2010), entre 1997 y 2007 el consumo de antibióticos en Perú aumentó en 70,6%, pasando de 5,58 a 9,51 Dosis Diaria Definida por cada 1,000 habitantes/día, una de las tasas más altas en América Latina. Esta unidad (DDD) es un indicador estandarizado de la OMS que convierte las ventas de antibióticos en una dosis teórica diaria por población, permitiendo comparar el consumo entre países y años. Este patrón de uso podría explicar en parte la frecuente detección de CIP en aguas residuales, y, en consecuencia, su presencia en aguas subterráneas.

Por otro lado, la detección de CIP en pozos localizados aguas arriba de la PTAR podría explicarse por fuentes difusas de origen agrícola y pecuario, como el uso de biosólidos, estiércol y aguas residuales tratadas como fertilizantes. Todos los pozos del estudio se localizan en zonas cercanas a áreas de producción ganadera. Estudios previos han demostraron que el uso del suelo en un radio de 500 m alrededor de un pozo es un predictor confiable de la presencia de antibióticos en aguas subterráneas (Johnson y Belitz, 2009). En Moquegua, la agricultura y ganadería contribuyen de manera importante al PBI regional. La actividad pecuaria se desarrolla en los valles de Moquegua, Carumas, Puquina, Omate y Torata, incluyendo aves, vacunos, porcinos, ovinos y auquénidos.

El río Osmore, principal fuente de agua para riego en el valle, es recargado no solo por precipitaciones, sino también por el Proyecto Especial Regional Pasto Grande (PERPG), infraestructura que mejora la disponibilidad hídrica. Este sistema, junto con las prácticas de riego, incrementa las infiltraciones de aguas superficiales hacia el acuífero no consolidado del valle (INGEMMET, 2023). Por lo tanto, estas infiltraciones, junto a la descarga de escorrentías agrícolas y acuícolas, pueden contribuir a la incorporación de antibióticos al suelo y su posterior lixiviación hacia el agua subterránea (Marszałek et al., 2019; Haenni et al., 2022).

A nivel global, en 2010 se utilizaron 63151 toneladas de antibióticos en animales de producción, proyectándose un incremento del 67% hacia el 2030 (Van et al., 2015). El CIP es un metabolito activo de la Enrofloxacina, ampliamente utilizada en medicina veterinaria (Gaballah et al., 2021), lo que incrementa su riesgo de lixiviación. En Bélgica, las Fluoroquinolonas representan el 2,5% de los antibióticos vendidos para animales de consumo, siendo más utilizados en avicultura y ganado bovino (BelVet SAC, 2019). Existe el riesgo de que los residuos de antibióticos en el estiércol entren a las aguas subterráneas ya que se almacena en pilas en el campo agrícola antes de la fertilización, lo que posiblemente resulte en puntos críticos de fuga de antibióticos. Lu et al. (2021) evidenciaron que el uso prolongado de purines de biogás y estiércol incrementa los niveles de antibióticos en el suelo, mientras que Fang et al. (2023) encontraron que los suelos tratados con compost contienen menores concentraciones de Fluoroquinolonas (incluyendo el CIP) (2,60–5,71 μg/kg) en comparación con los tratados con estiércol animal (71–2,809 μg/kg). En el contexto de Moquegua donde la agricultura sigue dependiendo del uso de agua de riego del río Osmore y del estiércol como enmienda, es probable que estas prácticas estén contribuyendo a las mayores concentraciones detectadas (Al-Hashimi et al., 2021; INGEMMET, 2016; Kivits et al., 2018).

Las condiciones climáticas también pueden influir en la concentración de antibióticos en el suelo. Estudios de Qasim et al. (2021) y Zhao et al. (2022) demostraron que, en regiones cálidas, como Moquegua, el incremento en la aplicación de abonos y compost puede elevar los niveles de antibióticos. En el valle del Osmore, que tiene una precipitación anual de 419,37 mmc (INGEMMET,

2016), la recarga del acuífero depende principalmente del río Osmore y del retorno del riego agrícola. Por lo que, la interacción entre agua superficial y subterránea representa una vía significativa para la entrada de antibióticos, dado que las aguas superficiales presentan mayores concentraciones de contaminantes. La importancia de la recarga pluvial y fluvial como vías de entrada de antibióticos en los acuíferos ha sido confirmada en estudios como el de Menció y Mas-Pla (2019). Adicionalmente, la geología del valle del Osmore podría contribuir a las altas concentraciones detectadas. Fu et al. (2022) indicaron que los pozos de poca profundidad (<50 m) presentan concentraciones más altas de antibióticos (concentración media de 79,22 ± 56,46 ng/L), lo cual concuerda con la geología del área de estudio.

En la zona de estudio, el lecho poroso del río facilita la recarga directa, este está conformado por sedimentos finos, horizontes limo-arcillosos y bancos de arcilla que actúan como estratos parcialmente impermeables (INGEMMET, 2023). Dado que el CIP tiene alta afinidad por la materia particulada y materiales arcillosos (Antonelli et al., 2020), la composición del lecho es un factor determinante en su distribución espacial. Esta afinidad puede explicar la retención del contaminante en ciertos sectores del acuífero, así como su posterior liberación y migración hacia las aguas subterráneas. La recarga pluvial y el riego arrastran residuos del estiércol aplicado a cultivos hacia la zona vadosa, que en esta región tiene un espesor de 1 a 4 metros. Dicho estrato funciona como un sistema de retención temporal, desde donde los contaminantes se lixivian hacia la napa freática por gravedad. Como señala Boy-Roura et al. (2018) los procesos de transformación, retardo y transporte que ocurren en la zona vadosa influyen en la mezcla final de antibióticos que alcanza el agua subterránea.

La persistencia del CIP en el acuífero no se debe solo a su introducción a través de fuentes puntuales y difusas, sino también a sus propiedades fisicoquímicas y a las condiciones del ambiente subterráneo. El CIP presenta especiación dependiente del pH debido a su naturaleza anfótera, lo cual determina el mecanismo de sorción y su forma química predominante. En rangos de pH cercanos a la neutralidad (6–8), como los registrados en esta investigación, se reporta una menor solubilidad y una sorción significativa, lo que limita parcialmente su movilidad (Boy-Roura et al., 2018; Diwan et al., 2018).

Una de las propiedades clave es el coeficiente de distribución (Kd), que describe la capacidad del antibiótico para intercambiarse entre las fases acuosa y sólida. Dado que las fluoroquinolonas contienen grupos funcionales ácidos y básicos, la sorción entre el agua y el suelo varía con el pH. Estudios como el de Boy-Roura et al. (2018) destacan que la sorción es máxima en suelos con mayor contenido de materia orgánica y pH neutro o ligeramente ácido. La alta solubilidad en agua y la baja degradabilidad del CIP también favorecen su persistencia en el medio subterráneo. Según Grujić et al. (2009), estos compuestos pueden atravesar barreras naturales y llegar hasta aguas subterráneas. Esto reforzado por las condiciones del subsuelo, donde la escasa presencia de oxígeno, la baja diversidad microbiana y la falta de radiación solar limitan la biodegradación natural. Las condiciones anaeróbicas y la presencia de mezclas de contaminantes orgánicos pueden incluso preservar los antibióticos por más tiempo, impidiendo su transformación o degradación completa (Boy-Roura et al., 2018).

Además, la presencia de zonas con condiciones redox contrastantes, como sitios de disposición de estiércol (aeróbicos) y lagunas de oxidación (anaeróbicas), también puede afectar la degradación y lixiviación de los antibióticos hacia el nivel freático. En un estudio de Zainab et al. (2020) se indicó que la acumulación de antibióticos en aguas subterráneas se debe en gran parte a su degradación incompleta, y que estos compuestos son difíciles de eliminar por la ausencia de luz y baja actividad microbiana. En cuanto a la temperatura, esta puede influir tanto en la solubilidad como en la biodegradación de las Fluoroquinolonas. En épocas cálidas, como la estación seca, el incremento de temperatura puede reducir la eficacia de la biodegradación microbiana. Diwan et al. (2018) informaron que muchas Fluoroquinolonas presentan menor susceptibilidad a la degradación microbiana a temperaturas elevadas, y que su solubilidad en agua es limitada en el rango de pH 6–8. Este comportamiento podría explicar la mayor concentración promedio registrada en la estación seca (69,4 ng/L), respecto a la lluviosa (38,2 ng/L).

4.2.2. Diferencias en las concentraciones de CIP entre las estaciones seca y lluviosa

No hubo una diferencia significativa en las concentraciones de CIP entre la estación lluviosa y la estación seca. Este hallazgo podría parecer contradictorio, considerando el notable aumento del caudal del río Osmore durante la estación lluviosa (hasta 5,941 m^3/s) en comparación con la estación seca (hasta 0,827 m^3/s) (Bernal, 2014). Aunque el incremento del caudal podría aumentar el aporte de contaminantes por escorrentía y lixiviación, también promueve la dilución del acuífero (Kamatham et al., 2024). Por otro lado, el CIP es un antibiótico conocido por su estabilidad y su potencial para persistir en el ambiente en condiciones anóxicas típicas de los acuíferos (Parpounas et al., 2017), lo que podría explicar esta estabilidad inter-estacional. Además, su baja biodegradabilidad y su fuerte capacidad de adsorción a las partículas del suelo favorecen su permanencia en los acuíferos y limitan su degradación natural (Zainab et al., 2020).

Además, la falta de variación significativa podría deberse a que la recarga del acuífero durante las lluvias no es suficientemente intensa como para provocar una dilución marcada, o que existe una entrada continua de CIP posiblemente por descargas domésticas, agrícolas o de la PTAR Omo, la PTAR presenta actualmente un caudal de entrada promedio de 133,4 L/s y ha registrado sobrecargas hasta de 192 L/s, lo cual podría generar vertimientos ineficientemente tratados (Resolución Directoral N° 1145-2024-ANA-AAA.CO, 2024).

Por otro lado, las diferencias observadas entre estaciones podrían ser influenciadas por múltiples factores como las propiedades fisicoquímicas del CIP así como las condiciones ambientales estacionales como pH, temperatura e intensidad de la luz estacionales también influyen en la concentración (Bavumiragira et al., 2025), la mayor radiación solar y temperaturas más altas durante los meses de verano (estación lluviosa en Moquegua), podrían aumentar la biodegradación y fotodegradación del antibiótico (Karthikeyan y Meyer, 2006) contribuyendo a una reducción en su concentración en esta estación. Resultados similares han sido reportados por Pan et al. (2020) donde se registraron mayores concentraciones de antibióticos en temporada seca que temporada de lluvia, este mismo estudio también reporta que las concentraciones más altas en estación seca

pueden estar relacionadas con una menor capacidad de dilución y procesos de autodepuración más débiles.

4.2.3. Relación entre parámetros fisicoquímicos y concentraciones de CIP

4.2.3.1. Entre pH y concentración de CIP. Esta falta de relación aparente entre el pH y la concentración de CIP puede explicarse por la influencia del pH en la especiación y solubilidad del compuesto. El CIP es una molécula diprótica que presenta distintas formas químicas según el pH del medio: catiónica (< 6,1), zwitteriónica (6,1–8,7) y aniónica (> 8,7). En el rango de pH entre 5,9 y 8,89, el CIP se encuentra mayoritariamente en su forma zwitteriónica, que es la menos soluble en agua y tiene mayor afinidad por adsorberse a los sedimentos presentes en acuíferos naturales, como arcillas y materia orgánica. A pH 7,5, su solubilidad alcanza su valor mínimo, facilitando su remoción del agua por procesos de adsorción (Roca et al., 2015).

Por lo tanto, la solubilidad del CIP es un factor clave en los estudios de adsorción. El pH del medio demostró ser una variable determinante ya que está directamente relacionado con la solubilidad del CIP. La solubilidad, la hidrofobicidad y la hidrofilicidad, y por lo tanto el $\log K_{ow}$ o el coeficiente de distribución $\log K_{D,}$ dependen del pH. Asimismo, en este rango de pH, el antibiótico tiende a interactuar con los sólidos del medio a través de mecanismos no electrostáticos como puentes de hidrógeno, interacciones hidrofóbicas e interacciones π–π, más que por atracción de cargas opuestas (Xing et al., 2015). Estudios con materiales como schorl y birnessita también han demostrado una alta capacidad de adsorción de CIP en rangos de pH entre 5 y 8, disminuyendo significativamente su retención a pH superiores a 8,7 debido a la aparición de su forma aniónica (Yin et al., 2018).

El hecho de que las muestras de este estudio presenten valores de pH entre 6,5 y 8,0 sugiere que todas se encuentran dentro del intervalo en el que el CIP adopta su forma zwitteriónica. En estas condiciones, la capacidad de adsorción es alta, pero estable, por lo que no se observarían diferencias sustanciales en la concentración disuelta debidas al pH. Además, cuando el pH se aproxima al punto isoeléctrico (pHpzc ≈ 6–8) de los materiales del acuífero, como óxidos metálicos o minerales arcillosos, la carga superficial de los sedimentos tiende a ser neutra, favoreciendo

la adsorción sin una fuerte dependencia del pH. Por lo tanto, aunque el pH es un factor determinante en la solubilidad y adsorción de antibióticos, los resultados obtenidos indican que no fue la variable que explicó la separación de los grupos observados en el análisis de clúster.

4.2.3.2. Entre temperatura y concentración de CIP. Se ha documentado que la temperatura puede influir en los procesos de adsorción, desorción y degradación de compuestos farmacéuticos, incluyendo el CIP. Estudios observaron que la adsorción de CIP en AB se vio favorecida al aumentar la temperatura de 10 °C a 55 °C (Meseguer et al., 2024), por otro lado, en otro estudio se evidencio que también la adsorción de CIP aumentó con la temperatura, lo que sugiere un proceso endotérmico (Hacıosmanoğlu et al., 2023). Sin embargo, en condiciones naturales como las de un acuífero subterráneo, donde las temperaturas varían en un rango más estrecho y sin cambios abruptos, estos efectos térmicos pueden ser insuficientes para inducir variaciones notables en la concentración disuelta del antibiótico. Además, se ha reportado que la temperatura del agua subterránea tiende a ser constante y cercana a la temperatura ambiental superficial, disminuyendo ligeramente con el aumento de la altitud (Ng et al., 2019).

4.2.3.3. Entre conductividad y concentración de CIP. La conductividad eléctrica del agua está relacionada con la presencia de sales y, por tanto, con la fuerza iónica del medio. Esta última puede influir en los procesos de adsorción y movilidad de compuestos como el CIP. Estudios realizados en suelos limo arenosos demostraron que al aumentar la concentración de $CaCl_2$ de 0,01 a 0,2 M, la adsorción del CIP disminuyó. Este efecto se atribuyó a la competencia entre los cationes del electrolito y las moléculas del antibiótico por los sitios activos del suelo, favoreciendo su movilidad en soluciones con alta salinidad y condiciones alcalinas (Zhao et al., 2022). Sin embargo, otros experimentos en columnas de arena han mostrado que los mecanismos de retención del CIP no siempre son sensibles a la fuerza iónica, ya que la adsorción se mantuvo estable frente a concentraciones variables de sales, señalando que otros factores como la mineralogía o la materia orgánica pueden tener un rol predominante (Chen et al., 2011).

En el caso del valle del río Osmore, las variaciones de la conductividad eléctrica en las aguas subterráneas responden a múltiples factores hidrogeológicos y antrópicos. Entre ellos destacan la composición litológica del acuífero, el tipo de recarga, la sobreexplotación de pozos y las prácticas agrícolas intensivas que dominan en el área (Ng et al., 2019). En conjunto, estos hallazgos sugieren que, la conductividad eléctrica es un indicador importante del contenido iónico del agua, y podría estar relacionada con el comportamiento del CIP.

4.2.3.4. Entre sólidos totales disueltos y concentración de CIP. Los resultados muestran que los pozos con mayores concentraciones tienden a agruparse en un clúster con niveles más homogéneos y, en varios casos, elevados de Sólidos Totales Disueltos (STD), mientras que los pozos con menores concentraciones del antibiótico presentan una mayor variabilidad en los sólidos disueltos. Por lo tanto, podría existir una relación entre la concentración de CIP y los sólidos totales disueltos, lo que sugiere que podrían estar expuestos a fuentes comunes de contaminación, todas las cuales podrían aportar tantos residuos farmacéuticos como cargas orgánicas y minerales disueltas al acuífero.

Estos hallazgos se encuentran respaldados por estudios previos Antilen et al. (2016) demostraron una fuerte adsorción del CIP en extractos de ácidos húmicos de suelos volcánicos, mediante mecanismos cooperativos, con alta precisión analítica ($R^2 > 0,99$), lo que refuerza su vínculo con la materia orgánica disuelta y, por tanto, con los sólidos totales disueltos. Asimismo, en otro estudio realizado por Carmosini y Lee (2009) reportaron valores elevados del coeficiente de sorción ($K_doc \approx 10^4$ $L \cdot kg^{-1}DOC$) del CIP con carbono orgánico disuelto proveniente de biosólidos, evidenciando su capacidad de formar complejos estables con materia orgánica suspendida en el agua. En conjunto, estos resultados indican que el CIP no solo persiste en el ambiente, sino que interactúa activamente con componentes orgánicos e inorgánicos disueltos, lo que explicaría su asociación con los valores de STD observados en el análisis.

V. CONCLUSIONES

1. El ciprofloxacino (CIP) se encuentra presente en la mayoría de las muestras de agua subterránea analizadas en el valle del río Osmore, con una frecuencia de detección del 95 % en la estación lluviosa y del 100 % en la estación seca. Esta elevada ocurrencia podría estar asociada a la influencia de fuentes de contaminación tanto puntuales, como las descargas de la PTAR Omo, como difusas, relacionadas con las prácticas agrícolas y pecuarias, así como a las propiedades fisicoquímicas del antibiótico y a las características del acuífero.

2. Las concentraciones de CIP oscilan entre 0 y 195,8 ng/L en la estación lluviosa y entre 8,1 y 181,7 ng/L en la estación seca. La distribución espacial muestra que los pozos con concentraciones superiores a 100 ng/L se localizan principalmente en la zona de Ilo, mientras que las concentraciones más bajas se concentran en la zona de Moquegua, lo que evidencia una variabilidad espacial en el área de estudio.

3. La concentración promedio de CIP es mayor durante la estación seca (69,4 ng/L) en comparación con la estación lluviosa (38,2 ng/L); sin embargo, esta diferencia no resulta estadísticamente significativa. En la estación seca, los pozos PS02, PS06 y PS10 alcanzan concentraciones superiores a 150 ng/L, mientras que en la estación lluviosa los pozos PS15, PS07 y PS18 presentan valores superiores a 70 ng/L.

VI. RECOMENDACIONES

1. Mejorar la eficiencia del tratamiento en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) de Omo, incorporando tecnologías avanzadas o etapas de tratamiento terciario, como la adsorción con carbón activado o filtración por membranas, que son eficaces y de bajo costo para reducir la carga de antibióticos en las aguas residuales.

2. Realizar un análisis espacial más detallado y el uso de trazadores químicos adicionales para evaluar con mayor precisión la influencia de fuentes puntuales de contaminación, como la PTAR Omo y las actividades agrícolas y ganaderas. Además, investigar los procesos de transporte y destino del CIP en el sistema acuífero, incluyendo estudios de sorción y degradación.

3. Promover prácticas agrícolas sostenibles que regulen el uso de estiércol para evitar la lixiviación de residuos de antibióticos hacia las aguas subterráneas. Esto puede incluir capacitaciones a agricultores y ganaderos sobre el manejo adecuado de residuos orgánicos.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Akintobi, O., Adedejia, A., Ogunlaja, A., Ladokun, O. y Ogunlaja, O. (2025). Occurrence and exposure assessment of antibiotics, parabens, and potentially toxic elements in groundwater sources from two rural communities in Nigeria. *Environmental Toxicology And Chemistry, 44(11),* 3336-3348. https://doi.org/10.1093/etojnl/vgaf179

Al-Hashimi, O., Hashim, K., Loffill, E., Čebašek, T., Nakouti, I., Faisal, A. y Al-Ansari, N. (2021). A Comprehensive Review for Groundwater Contamination and Remediation: Occurrence, Migration and Adsorption Modelling. *Molecules, 26(19),* 5913. https://doi.org/10.3390/molecules26195913

Antilen, M., Bustos, O., Ramirez, G., Canales, C., Faundez, M., Escudey, M. **y** Pizarro, C. (2016). Electrochemical evaluation of ciprofloxacin adsorption on soil organic matter. *New Journal of Chemistry*, *40*(8), 7132–7139. https://doi.org/10.1039/c6nj00207b

Antonelli, R., Malpass, G., Da Silva, M. y Vieira, M. G. (2020). Adsorption of ciprofloxacin onto thermally modified bentonite clay: Experimental design, characterization, and adsorbent regeneration. *Journal Of Environmental Chemical Engineering, 8(6),* 104553. https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104553

Arun, S., Xin, L., Gaonkar, O., Neppolian, B., Zhang, G. y Chakraborty, P. (2022). Antibiotics in sewage treatment plants, receiving water bodies and groundwater of Chennai city and the suburb, South India: Occurrence, removal efficiencies, and risk assessment. *The Science Of The Total Environment, 851(Pt 2),* 158195. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158195

Ashiq, A., Vithanage, M., Sarkar, B., Kumar, M., Bhatnagar, A., Khan, E., Xi, Y., y Ok, Y. (2021). Carbon-based adsorbents for fluoroquinolone removal from water and wastewater: A critical review. *Environmental Research, 197,* 111091. https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111091

Autoridad Nacional del Agua y Dirección de Gestión de Calidad de los Recursos Hídricos. (2016). *Protocolo nacional para el monitoreo de la calidad de los recursos hídricos superficiales.* Autoridad Nacional Del Agua.

Bavumiragira, J., Yin, H., Jin, W., Fangninou, F., y Eheneden, I. (2025). Influence of seasonal variation in antibiotic concentration on the fate and transport of antibiotics within an artificial pond system. *Water, 17(9),* 1363. https://doi.org/10.3390/w17091363

Begg, E., Robson, R., Saunders, D., Graham, G., Buttimore, R., Neill, A. y Town, G. (2000). The pharmacokinetics of oral fleroxacin and ciprofloxacin in plasma and sputum during acute and chronic dosing. *British Journal of Clinical Pharmacology, 49(1),* 32–38. https://doi.org/10.1046/j.1365-2125.2000.00105.x

BelVet SAC. (2019). *Belgian Veterinary Surveillance of Antibacterial Consumption National consumption report 2019*. Belvet SAC.

Bernal Villanueva, R. A. (2014). *Análisis del caudal del río Osmore en tiempo de estiaje y avenida, como alternativa de solución al alto contenido de arsénico y boro de la fuente de abastecimiento de Locumba Ite, provincia de Ilo 2012 - 2013* [Tesis de grado, Universidad Nacional de Moquegua]. Repositorio Institucional UNAM. https://hdl.handle.net/20.500.14655/32

Bilal, M., Mehmood, S., Rasheed, T. y Iqbal, H. (2020). Antibiotics traces in the aquatic environment: persistence and adverse environmental impact. *Current Opinion in Environmental Science y Health*, *13*, 68–74. https://doi.org/10.1016/j.coesh.2019.11.005

Boy-Roura, M., Mas-Pla, J., Petrovic, M., Gros, M., Soler, D., Brusi, D., y Menció, A. (2018). Towards the understanding of antibiotic occurrence and transport in groundwater: Findings from the Baix Fluvià alluvial aquifer (NE Catalonia, Spain). *Science of the Total Environment*, *612*, 1387–1406. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.012

Britannica. (2023). Groundwater. *Britannica.* https://www.britannica.com/science/ground water

Cahui Galarza, N. (2019). *Detección y cuantificación de residuos de antibióticos de uso veterinario en muestras de sedimento en zonas productoras de trucha (Oncorhynchus mykkis) y en agua potable de la zona sur de la ciudad de Puno* [Tesis de pregrado, Universidad Nacional del Altiplano]. Repositorio Institucional UNAP. https://repositorioslatinoamericanos.uchile.cl/handle/2250/3279819

Carmosini, N. y Lee, L. (2009). Ciprofloxacin sorption by dissolved organic carbon from reference and bio-waste materials. *Chemosphere*, *77*(6), 813–820. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.08.003

Center for Disease Control and Prevention. (2019). *Antibiotic Resistance Threats Report | Antimicrobial Resistance*. https://www.cdc.gov/antimicrobial-resistance/dataresearch/threats /index.html

Chen, H., Gao, B., Li, H. y Ma, L. Q. (2011). Effects of pH and ionic strength on sulfamethoxazole and ciprofloxacin transport in saturated porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*, *126*(1–2), 29–36. https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2011.06.002

Chen, H., Ju, Z., Zhao, X., Fu, Y., Cui, J. y Zhang, L. (2022). Ecological risk assessment of quinolones antibiotics and the correlation analysis between qns and physical-chemical parameters in groundwater, Shijiazhuang city. *Huanjing Kexue/Environmental Science*, *43*(9), 4556–4565. https://doi.org/10.13227/j.hjkx.202111192

Consejo Nacional del Ambiente (CONAM) y Gobierno Regional de Moquegua. (2011). *Gestión sostenible de la Cuenca del río Moquegua - Osmore*.

Cox, L., Yamanishi, S., Sohn, J., Alekseyenko, A., Leung, J., Cho, I., Kim, S., Li, H., Gao, Z., Mahana, D., Zárate J., Rogers, A., Robine, N., Loke, P. y Blaser, M. (2014). Altering the intestinal microbiota during a critical developmental window has lasting metabolic consequences. *Cell*, *158*(4), 705–721. https://doi.org/10.1016/j.cell.2014.05.052

Curtis, E., Comiskey, C. y Dempsey, O. (2016). Importance and use of correlational research. *Nurse Researcher*, *23*(6), 20–25. https://doi.org/10.7748/NR.2016.E1382,

Center for Veterinary Medicine (CVM) y Division of Surveillance (DS). (2017). 2023 *Summary report on antimicrobials sold or distributed for use in food-producing animals*. U.S. Food and Drug Administration

Damman, C., Miller, S., Surawicz, C. y Zisman, T. (2012). The microbiome and inflammatory bowel disease: Is there a therapeutic role for fecal microbiota transplantation. *American Journal of Gastroenterology*, *107*(10), 1452–1459. https://doi.org/10.1038/AJG.2012.93

Dena W., PharmD y Medically reviewed. (2022). *Cipro (ciprofloxacin): Side effects, dosage, uses, and more*. Medical News Today. https://www.medicalnewstoday.com/articles/326020#_noheaderprefixedcontent

Ding, D., Wang, B., Zhang, X., Zhang, J., Zhang, H., Liu, X., Gao, Z. y Yu, Z. (2023). The spread of antibiotic resistance to humans and potential protection strategies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *254*, 114734. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.114734

Diwan, V., Hanna, N., Purohit, M., Chandran, S., Riggi, E., Parashar, V., Tamhankar, A. y Stålsby C. (2018). Seasonal variations in water-quality, antibiotic residues, resistant bacteria and antibiotic resistance genes of Escherichia coli isolates from water and sediments of the Kshipra river in Central India. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *15*(6). https://doi.org/10.3390/ijerph15061281

Eyler, R. y Shvets, K. (2019). Clinical pharmacology of antibiotics. *Clinical Journal of the American Society of Nephrology*, *14*(7), 1080–1090. https://doi.org/10.2215/cjn.08140718/-/dcsupplemental

European Union. (2009). *Reglamento - 37/2010 - EN - EUR-Lex*. https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2010/37(1)/oj/spa

Fang, L., Chen, C., Li, S., Ye, P., Shi, Y., Sharma, G., Sarkar, B., Shaheen, S., Lee, S., Xiao, R. y Chen, X. (2023). A comprehensive and global evaluation of residual antibiotics in agricultural soils: Accumulation, potential ecological risks, and attenuation strategies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *262*, 115175. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115175

Fatta-Kassinos, D., Meric, S. y Nikolaou, A. (2011). Pharmaceutical residues in environmental waters and wastewater: current state of knowledge and future research. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, *399*(1), 251–275. https://doi.org/10.1007/S00216-010-4300-9

Flores Haqquehua, F. (2021). *Determinación de contaminantes orgánicos emergentes en ecosistemas altoandinos en la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca, Arequipa - Perú* [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional de San Agustín (UNSA)]. Repositorio Institucional - UNSA. http://hdl.handle.net/20.500.12773/13850

Fram, M. y Belitz, K. (2011). Occurrence and concentrations of pharmaceutical compounds in groundwater used for public drinking-water supply in California. *Science of The Total Environment*, *409*(18), 3409–3417. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.05.053

Fu, C., Xu, B., Chen, H., Zhao, X., Li, G., Zheng, Y., Qiu, W., Zheng, C., Duan, L. y Wang, W. (2022). Occurrence and distribution of antibiotics in groundwater, surface water, and sediment in Xiong'an New Area, China, and their relationship with antibiotic resistance genes. *Science of The Total Environment*, *807*, 151011. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151011

Gaballah, M., Guo, J., Sun, H., Aboagye, D., Sobhi, M., Muhmood, A., y Dong, R. (2021). A review targeting veterinary antibiotics removal from livestock manure management systems and future outlook. *Bioresource Technology*, *333*, 125069. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125069

García-Galán, M., Garrido, T., Fraile, J., Ginebreda, A., Díaz-Cruz, M., y Barceló, D. (2010). Simultaneous occurrence of nitrates and sulfonamide antibiotics in two ground water bodies of Catalonia (Spain). *Journal of Hydrology*, *383*(1–2), 93–101. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.06.042

Geissen, V., Mol, H., Klumpp, E., Umlauf, G., Nadal, M., Van der Ploeg, M., Van de Zee, S. y Ritsema, C. (2015). Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. *International Soil and Water Conservation Research*, *3*(1), 57–65. https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2015.03.002

Ghosh, R., Parde, D., Bhaduri, S., Rajpurohit, P. y Behera, M. (2024). Occurrence, fate, transport, and removal technologies of emerging contaminants: A review on recent advances and future perspectives. *CLEAN - Soil Air Water, 52(12). https://doi.org/10.1002/clen.202300259*

Grujić, S., Vasiljević, T. y Laušević, M. (2009). Determination of multiple pharmaceutical classes in surface and ground waters by liquid chromatography–ion trap–tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, *1216*(25), 4989–5000. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2009.04.059

Gude, V. y Maganti, A. (2021). Desalination of deep groundwater for freshwater supplies. *Global Groundwater: Source, Scarcity, Sustainability, Security, and Solutions*, 577–583. https://doi.org/10.1016/b978-0-12-818172-0.00042-6

Gullberg, E., Cao, S., Berg, O., Ilbäck, C., Sandegren, L., Hughes, D. y Andersson, D. (2011). Selection of Resistant Bacteria at Very Low Antibiotic Concentrations. *PLOS Pathogens*, *7*(7), e1002158. https://doi.org/10.1371/journal.ppat.1002158

Hacıosmanoğlu, G., Arenas, M., Mejías, C., Martín, J., Santos, J., Aparicio, I. y Alonso, E. (2023). Adsorption of Fluoroquinolone Antibiotics from Water and Wastewater by Colemanite. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *20*(3), 2646. https://doi.org/10.3390/ijerph20032646/s1

Haenni, M., Dagot, C., Chesneau, O., Bibbal, D., Labanowski, J., Vialette, M., Bouchard, D., Martin-Laurent, F., Calsat, L., Nazaret, S., Petit, F., Pourcher, A., Togola, A., Bachelot, M., Topp, E. y Hocquet, D. (2022). Environmental contamination in a high-income country (France) by antibiotics, antibiotic-resistant bacteria, and antibiotic resistance genes: Status and possible causes. *Environment International*, *159*, 107047. https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.107047

Harrower, J., McNaughtan, M., Hunter, C., Hough, R., Zhang, Z., y Helwig, K. (2021). Chemical Fate and Partitioning Behavior of Antibiotics in the Aquatic Environment—A Review. In *Environmental Toxicology and Chemistry* (Vol. 40, Issue 12, pp. 3275–3298). https://doi.org/10.1002/etc.5191

Hermann, E. y Prunes, E. (2022). *¿Qué es el agua subterránea y por qué es tan importante?*. Descubre WWF. https://www.worldwildlife.org/descubre-wwf/historias/que-es-el-agua-subterranea-y-por-que-es-tan-importante

Instituto Nacional de Recursos Hídricos, y Administración Técnica del Distrito de Riego de Moquegua. (2004). *Evaluación y ordenamiento de los recursos hídricos en la cuenca del río Moquegua: estudio hidrogeológico del valle Moquegua.* Autoridad Nacional del Agua. https://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/4321

Iberdrola. (2021). Aguas subterráneas: ¿qué son y por qué preocupa su contaminación?. https://www.iberdrola.com/sostenibilidad/aguas-subterraneas

Igwegbe, C., Oba, S., Aniagor, C., Adeniyi, A. y Ighalo, J. (2021). Adsorption of ciprofloxacin from water: A comprehensive review. In *Journal of Industrial and Engineering Chemistry* (Vol. 93, pp. 57–77). https://doi.org/10.1016/j.jiec.2020.09.023

Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico (INGEMMET). (2016). *Hidrogeología de la cuenca del río Ilo-Moquegua, Región Moquegua*.

Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico (INGEMMET). (2023). *Informe Técnico N°A7402 Evaluación hidrogeológica en la ciudad de Ilo, distritos de Ilo y El Algarrobal, provincia de Ilo, departamento de Moquegua*. https://sigrid.cenepred.gob.pe/sigridv3/documento/16444

Interstate Technology y Regulatory Council (ITRC). (2020). *Incremental Sampling Methodology (ISM) Update*.

Jechalke, S., Heuer, H., Siemens, J., Amelung, W. y Smalla, K. (2014). Fate and effects of veterinary antibiotics in soil. *Trends in Microbiology*, *22*(9), 536–545. https://doi.org/10.1016/j.tim.2014.05.005

Johnson, T. y Belitz, K. (2009). Assigning land use to supply wells for the statistical characterization of regional groundwater quality: Correlating urban land use and VOC occurrence. *Journal of Hydrology*, *370*(1–4), 100–108. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.02.056

Kamatham, S., Seeralan, M., Sekar, U. y Kuppusamy, S. (2024). Development and validation of UFLC-MS/MS analytical method for the simultaneous quantification of antibiotic residues in surface water, groundwater, and pharmaceutical waste water samples from South India. *ACS Omega*. https://doi.org/10.1021/acsomega.3c08566

Karthikeyan, K, y Meyer, M. (2006). Occurrence of antibiotics in wastewater treatment facilities in Wisconsin, USA. *Science of The Total Environment*, *361*(1–3), 196–207. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.06.030

Kassambara, A. (2025). «ggplot2» Based Publication Ready Plots [R package ggpubr version 0.6.1]. *CRAN: Contributed Packages*. https://doi.org/10.32614/cran.package.ggpubr

Khan, H., Rehman, M. y Malik, R. (2020). Fate and toxicity of pharmaceuticals in water environment: An insight on their occurrence in South Asia. *Journal of Environmental Management*, *271*, 111030. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111030

Kivits, T., Broers, H., Beeltje, H., Van Vliet, M. y Griffioen, J. (2018). Presence and fate of veterinary antibiotics in age-dated groundwater in areas with intensive livestock farming. *Environmental Pollution*, *241*, 988–998. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.085

Längin, A., Alexy, R., König, A. y Kümmerer, K. (2009). Deactivation and transformation products in biodegradability testing of ß-lactams amoxicillin and piperacillin. *Chemosphere*, *75*(3), 347–354. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.12.032

Lapworth, D., Baran, N., Stuart, M. y Ward, R. (2012). Emerging organic contaminants in groundwater: A review of sources, fate and occurrence. *Environmental Pollution*, 163, 287-303. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.12.034

LeBel, M. (1988). Ciprofloxacin: chemistry, mechanism of action, resistance, antimicrobial spectrum, pharmacokinetics, clinical trials, and adverse reactions. *Pharmacotherapy*, *8*(1), 3–30. https://doi.org/10.1002/j.1875-9114.1988.tb04058.x

Li, D., Shao, H., Huo, Z., Xie, N., Gu, J. y Xu, G. (2021). Typical antibiotics in the receiving rivers of direct-discharge sources of sewage across Shanghai: occurrence and source analysis. *RSC Advances*, *11*(35), 21579–21587. https://doi.org/10.1039/d1ra02510d

Liu, X., Zhang, H., Luo, Y., Zhu, R., Wang, H. y Huang, B. (2020). Sorption of oxytetracycline in particulate organic matter in soils and sediments: Roles of pH, ionic strength and temperature. *Science of The Total Environment*, *714*, 136628. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136628

Liu, Z., Lu, Y., Wang, P., Wang, T., Liu, S., Johnson, A., Sweetman, A. y Baninla, Y. (2017). Pollution pathways and release estimation of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) in central and eastern China. *The Science of the Total Environment*, *580*, 1247–1256. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.085

Lu, Y., Li, J., Meng, J., Zhang, J., Zhuang, H., Zheng, G., Xie, W., Ping, L. y Shan, S. (2021). Long-term biogas slurry application increased antibiotics accumulation and antibiotic resistance genes (ARGs) spread in agricultural soils with different properties. *Science of The Total Environment*, *759*, 143473. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143473

Luisa, A., Suarez, E., Maggio, C., La Marca, A., Iovine, R., Lofrano, G., Guida, M., Vaiano, V., Carotenuto, M. y Libralato, G. (2024). Assessment of ecological risks posed by veterinary antibiotics in European aquatic environments: A comprehensive review and analysis. *The Science Of The Total Environment, 954,* 176280. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176280

Marszałek, M., Kowalski, Z. y Makara, A. (2019). The Possibility of contamination of water-soil environment as a result of the use of pig slurry. *Ecological Chemistry and Engineering S*, *26*(2), 313–330. https://doi.org/10.1515/eces-2019-0022

Martínez-Alcalá, I., Soto, J. y Lahora, A. (2020). Antibiotics as emerging pollutants. Ecotoxicological risk and control in wastewater and reclaimed water. *Ecosistemas*, *29*(3). https://doi.org/10.7818/ecos.2070

Menció, A., y Mas-Pla, J. (2019). Assessing the influence of environmental factors on groundwater antibiotic occurrence by means of variation partitioning. *Water*, *11*(7), 1495. https://doi.org/10.3390/w11071495

Meseguer, V., Ortuño, J., Aguilar, M., Lloréns, M., Pérez-Marín, A. y Fuentes, E. (2024). Ciprofloxacin Uptake from an Aqueous Solution via Adsorption with K2CO3-Activated Biochar Derived from Brewing Industry Bagasse. *Processes*, *12*(1), 199. https://doi.org/10.3390/pr12010199/s1

Morlans López, A. (2010). *Contaminación difusa en acuíferos: estudio de caso en la comuna de colina, región metropolitana.* [Tesis de pregrado, Universidad de Chile]. Repositorio Académico de la Universidad de Chile. https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/103696

National Academies of Sciences, Engineering y Medicine (2017). Environmental Chemicals, the Human Microbiome, and Health Risk: A Research Strategy. *Environmental Chemicals, the Human Microbiome, and Health Risk: A Research Strategy*, 1–109. https://doi.org/10.17226/24960

Ng W., Peña F. y Acosta H. (2019). *Hidrogeología de la cuenca del río Ilo-Moquegua (13172), región Moquegua* (*Boletín – H 6*). Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico (INGEMMET). https://repositorio.ingemmet.gob.pe/handle/20.500.12544/2269

Ng, W., Fluquer, C., Laureano, P., Acosta, H. y Lima, P. (2019). *Boletín Serie H: Hidrogeología Hidrogeología de la Cuenca del Río llo-Moquegua (13172), Región Moquegua*. Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico (INGEMMET).

Nieto-Juárez, J., Torres-Palma, R., Botero-Coy, A. y Hernández, F. (2021). Pharmaceuticals and environmental risk assessment in municipal wastewater treatment plants and rivers from Peru. *Environment International, 155*, 106674. https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106674

Organisation for Economic Co-operation and Development. (2015). *Guía para la recopilación y presentación de información sobre la investigación y el desarrollo experimental*. OCDE.

Oliveira, T., Aukidy, M. y Verlicchi, P. (2017). Occurrence of common pollutants and pharmaceuticals in hospital effluents. *Handbook of Environmental Chemistry*, *60*, 17–32. https://doi.org/10.1007/698_2017_9

Organización Mundial de la Salud. (2016). *Plan de acción mundial sobre la resistencia a los antibióticos*. https://www.who.int/es/publications/i/item/9789241509763

Pan, C., Bao, Y. y Xu, B. (2020). Seasonal variation of antibiotics in surface water of Pudong New Area of Shanghai, China and the occurrence in typical wastewater sources. *Chemosphere*, *239*, 124816. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124816

Pan, M. y Chu, L. M. (2017). Fate of antibiotics in soil and their uptake by edible crops. *Science of The Total Environment*, *599–600*, 500–512. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.214

Parpounas, A., Litskas, V., Hapeshi, E., Michael, C. y Fatta-Kassinos, D. (2017). Assessing the presence of enrofloxacin and ciprofloxacin in piggery wastewater and their adsorption behaviour onto solid materials, with a newly developed chromatographic method. *Environmental Science and Pollution Research*, *24*(29), 23371–23381. https://doi.org/10.1007/s11356-017-9849-9/metrics

Parwe, S., Chaudhari, P., Mohite, K., Selukar, B., Nande, S. y Garnaik, B. (2014). Synthesis of ciprofloxacin-conjugated poly (L-lactic acid) polymer for nanofiber fabrication and antibacterial evaluation. *International Journal of Nanomedicine*, *9*(1), 1463–1477. https://doi.org/10.2147/ijn.s54971

Pavelquesi, S., Ferreira, A, Rodrigues, A., Silva, C., Orsi, D. y da Silva, I. (2021). Presence of Tetracycline and sulfonamide resistance genes in salmonella spp.: literature review. *antibiotics (Basel, Switzerland)*, *10*(11). https://doi.org/10.3390/antibiotics10111314

Qalyoubi, L., Al-Othman, A. y Al-Asheh, S. (2022). Removal of ciprofloxacin antibiotic pollutants from wastewater using nano-composite adsorptive membranes. *Environmental Research*, *215*, 114182. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114182

Qasim, W., Xia, L., Lin, S., Wan, L., Zhao, Y. y Butterbach-Bahl, K. (2021). Global greenhouse vegetable production systems are hotspots of soil N2O emissions and nitrogen leaching: A meta-analysis. *Environmental Pollution*, *272*, 116372. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116372

Qiu, W., Hu, J., Magnuson, J., Greer, J., Yang, M., Chen, Q., Fang, M., Zheng, C. y Schlenk, D. (2020). Evidence linking exposure of fish primary macrophages to antibiotics activates the NF-kB pathway. *Environment International*, *138*, 105624. https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105624

Química Alkano. (s. f.). *Ciprofloxacina HCL*. Química Alkano. Recuperado el 5 de septiembre de 2025, de http://quimicaalkano.com/product/ciprofloxacina-hcl/

Reis, A., Kolvenbach, B., Nunes, O. y Corvini, P. (2020). Biodegradation of antibiotics: The new resistance determinants – part I. *New Biotechnology*, *54*, 34–51. https://doi.org/10.1016/j.nbt.2019.08.002

Resolución de Directorio N°003-2024-EPS Moquegua S.A. (18 de junio de 2024). https://www.epsmoquegua.com.pe/uploads/ResolucionesCDT/2024/RGG_003-2024.pdf

Resolución Directoral N° 1145-2024-ANA-AAA.CO (04 de noviembre de 2024). https://www.ana.gob.pe/sites/default/files/normatividad/files/30-RD-1145-2024-03.pdf

Roca M, Baschini, M. y Sapag, K. (2015). Influence of pH and antibiotic solubility on the removal of ciprofloxacin from aqueous media using montmorillonite. *Applied Clay Science*, *114*, 69–76. https://doi.org/10.1016/j.clay.2015.05.010

Sanderson, H., Fricker, C., Brown, R., Majury, A. y Liss, S. N. (2016). Antibiotic resistance genes as an emerging environmental contaminant. *Environmental Reviews*, 24(2), 205–218. https://doi.org/10.1139/er-2015-0069

Scaria, J., Anupama, K., y Nidheesh, P.(2021). Tetracyclines in the environment: An overview on the occurrence, fate, toxicity, detection, removal methods, and sludge management. *Science of the Total Environment*, *771*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145291

Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología. (2019). *Caracterización espacio temporal de la sequía en los departamentos altoandinos del Perú (1981-2018)*. SENAMHI.

Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú. (2010). *Executive Summary: Climate Scenarios for Peru to 2023.* SENAMHI.

Sharma, B., Bečanová, J., Scheringer, M., Sharma, A., Bharat, G., Whitehead, P., Klánová, J. y Nizzetto, L. (2019). Health and ecological risk assessment of emerging contaminants (pharmaceuticals, personal care products, and artificial sweeteners) in surface and groundwater (drinking water) in the Ganges River Basin, India. *Science of the Total Environment*, *646*, 1459–1467. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.235

Shariati, A., Arshadi, M., Khosrojerdi, M., Abedinzadeh, M., Ganjalishahi, M., Maleki, A., Heidary, M. y Khoshnood, S. (2022). The resistance mechanisms of bacteria against ciprofloxacin and new approaches for enhancing the efficacy of this antibiotic. *Frontiers in Public Health, 10,* 1025633. https://doi.org/10.3389/fpubh.2022.1025633

Shi, J., Dong, Y., Shi, Y., Yin, T., He, W., An, T., Tang, Y., Hou, X., Chong, S., Chen, D., Qin, K. y Lin, H. (2022). Groundwater antibiotics and microplastics in a drinking-water source area, northern China: Occurrence, spatial distribution, risk assessment, and correlation. *Environmental Research*, *210*, 112855. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112855

Shi, Y., Liu, J., Zhuo, L., Yan, X., Cai, F., Luo, W., Ren, M., Liu, Q. y Yu, Y. (2020). Antibiotics in wastewater from multiple sources and surface water of the Yangtze River in Chongqing in China. *Environmental Monitoring and Assessment*, *192*(3). https://doi.org/10.1007/S10661-020-8108-6

Sodhi, K. y Singh, D. (2021). Insight into the fluoroquinolone resistance, sources, ecotoxicity, and degradation with special emphasis on ciprofloxacin. In *Journal of Water Process Engineering* (Vol. 43). https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102218

Top, S., Akgün, M., Kıpçak, E. y Bilgili, M. S. (2020). Treatment of hospital wastewater by supercritical water oxidation process. *Water Research*, *185*, 116279. https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116279

Tremblay, L., Stewart, M. y Northcott, G. (2011). Emerging Contaminants. *Revolve*, *August*, 215–222. https://doi.org/10.1016/b978-1-4377-7842-7.00016-7

U.S. Environmental Protection Agency. (2002). *Guidance on Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection for use in developing a quality assurance project plan.* EPA

U.S. Environmental Protection Agency. (2007). *Method 1694: Pharmaceuticals and Personal Care Products in Water, Soil, Sediment, and Biosolids by HPLC/MS/MS*. EPA

Van T., Brower, C., Gilbert, M., Grenfell, B., Levin, S., Robinson, T., Teillant, A. y Laxminarayan, R. (2015). Global trends in antimicrobial use in food animals. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *112*(18), 5649–5654. https://doi.org/10.1073/pnas.1503141112/suppl_file/pnas.201503141si.pdf

Verlicchi, P., Galletti, A. y Masotti, L. (2010). Management of hospital wastewaters: the case of the effluent of a large hospital situated in a small town. *Water Science and Technology*, *61*(10), 2507–2519. https://doi.org/10.2166/wst.2010.138

Viana, P., Meisel, L., Lopes, A., De Jesus, R., Sarmento, G., Duarte, S., Sepodes, B., Fernandes, A., Dos Santos, M., Almeida, A. y Oliveira, M. (2021). Identification of antibiotics in surface-groundwater. A tool towards the ecopharmacovigilance approach: A portuguese case-study. *Antibiotics*, *10*(8), 888. https://doi.org/10.3390/antibiotics10080888/s1

Vinmec Healthcare System. (2025). *Classification and Mechanism of Action of Antibiotics.* Vinmec Healthcare System. https://www.vinmec.com/eng/blog/classification-and-mechanism-of-action-of-antibiotics-en

Vo, T., Bui, X., Chen, S., Nguyen, P., Cao, N., Vo, T., Nguyen, T. y Nguyen, T. (2019). Hospital wastewater treatment by sponge membrane bioreactor coupled with ozonation process. *Chemosphere*, *230*, 377–383. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.009

Wang, M., Li, J., Zhou, Y., Zhou, W. y Huang, S. (2024). Spatial and temporal distribution and ecological risk assessment of typical antibiotics in natural and wastewater of Jinjiang River Basin. *PLOS ONE*, *19*(11), e0310865. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0310865

Wang, X., Ryu, D., Houtkooper, R. y Auwerx, J. (2015). Antibiotic use and abuse: A threat to mitochondria and chloroplasts with impact on research, health, and environment. *Bioessays*, *37*(10), 1045. https://doi.org/10.1002/bies.201500071

Werth, B., PharmD y Universit School of Pharmancy. (2022). *Introducción a los antibióticos. Manual MSD versión para público general*. 2022.https://www.msdmanuals.com/es-pe/hogar/infecciones/antibi%c3%b3ticos/introducci%c3%b3n-a-los-antibi%c3%b3ticos

Wirtz, V., Dreser, A. y Gonzales, R. (2010). Trends in antibiotic utilization in eight Latin American countries, 1997-2007. *Rev Panam Salud Publica*, *27*(3), 2010.

Wu, S., Hua, P., Gui, D., Zhang, J., Ying, G. y Krebs, P. (2022). Occurrences, transport drivers, and risk assessments of antibiotics in typical oasis surface and groundwater. *Water Research*, *225*, 119138. https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119138

Wu, W., Ma, M., Hu, Y., Yu, W., Liu, H. y Bao, Z. (2021). The fate and impacts of pharmaceuticals and personal care products and microbes in agricultural soils with long term irrigation with reclaimed water. *Agricultural Water Management*, *251*, 106862. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.106862

Xin, X., Huang, G. y Zhang, B. (2021). Review of aquatic toxicity of pharmaceuticals and personal care products to algae. In *Journal of Hazardous Materials* (Vol. 410). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124619

Yang, J., Ye, M., Tang, Z., Jiao, T., Song, X., Pei, Y. y Liu, H. (2020). Using cluster analysis for understanding spatial and temporal patterns and controlling factors of groundwater geochemistry in a regional aquifer. *Journal of Hydrology*, *583*, 124594. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124594

Yang, Q., Gao, Y., Ke, J., Show, P., Ge, Y., Liu, Y., Guo, R. y 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

Yang, Y., Ok, Y., Kim, K., Kwon, E. y Tsang, Y. (2017). Occurrences and removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in drinking water and water/sewage treatment plants: A review. *Science of The Total Environment*, *596–597*, 303–320. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.102

Yin, D., Xu, Z., Shi, J., Shen, L. y He, Z. (2018). Adsorption characteristics of ciprofloxacin on the schorl: kinetics, thermodynamics, effect of metal ion and mechanisms. *Journal of Water Reuse and Desalination*, *8*(3), 350–359. https://doi.org/10.2166/wrd.2017.143

Zainab, S., Junaid, M., Rehman, M., Lv, M., Yue, L., Xu, N. y Malik, R. (2021). First insight into the occurrence, spatial distribution, sources, and risks assessment of antibiotics in groundwater from major urban-rural settings of Pakistan. *Science of the Total Environment*, *791*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148298

Zainab, S., Junaid, M., Xu, N. y Malik, R. (2020). Antibiotics and antibiotic resistant genes (ARGs) in groundwater: A global review on dissemination, sources, interactions, environmental and human health risks. In *Water Research* (Vol. 187). https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116455

Zhang, Q., Cheng, J. y Xin, Q. (2015). Effects of tetracycline on developmental toxicity and molecular responses in zebrafish (Danio rerio) embryos. *Ecotoxicology*, *24*(4), 707–719. https://doi.org/10.1007/s10646-015-1417-9/figures/7

Zhang, Q., Ying, G., Pan, C., Liu, Y. y Zhao, J. L. (2015). Comprehensive evaluation of antibiotics emission and fate in the river basins of China: Source

analysis, multimedia modeling, and linkage to bacterial resistance. *Environmental Science and Technology*, *49*(11), 6772–6782. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00729/suppl_file/es5b00729_si_002.pdf

Zhao, H., Lakshmanan, P., Wang, X., Xiong, H., Yang, L., Liu, B., Shi, X., Chen, X., Wang, J., Zhang, Y. y Zhang, F. (2022). Global reactive nitrogen loss in orchard systems: A review. *Science of The Total Environment*, *821*, 153462. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153462

Zhao, P., Wu, Y., Yu, F., Zhao, P., Wu, Y. y Yu, F. (2022). Experimental Data and Modeling the Adsorption-Desorption and Mobility Behavior of Ciprofloxacin in Sandy Silt Soil. *Water 2022, Vol. 14, Page 1728*, *14*(11), 1728. https://doi.org/10.3390/w14111728

VIII. ANEXOS

ANEXO 1: Resultados de parámetros fisicoquímicos

Tabla 11

Parámetros fisicoquímicos de las muestras de agua subterránea

Punto de muestreo	Estación lluviosa				Estación seca			
	Temperatura °C	Solidos Totales Disueltos ppm	Conductividad uS/cm	pH	Temperatura °C	Solidos Totales Disueltos ppm	Conductividad uS/cm	pH
PS-PAC01	24,26	1596	3191	6,57	23,65	1642	3284	6,68
PS-ILO02	23,84	1390	2780	6,69	22,09	1344	2689	6,70
PS-PAC03	25,22	1118	2236	7,35	23,91	1459	2917	7,47
PS-ALG04	23,82	1374	2748	6,83	22,26	1332	2663	6,97
PS-ALG05	22,93	2773	5546	7,37	-	-	-	-
PS-ALG06	22,32	1073	2146	7,29	20,14	1481	2961	6,96
PS-ALG07	24,10	1400	2800	7,18	21,75	1353	2706	7,19
PS-ALG08	26,09	1588	2177	7,07	-	-	-	-
PS-ALG09	24,69	1363	2725	6,83	26,36	1391	2783	7,17
PS-ALG10	24,21	1530	3060	6,63	23,20	1397	2795	6,76
PS-ALG11	24,59	1408	2816	7,22	23,22	1330	2660	6,95
PS-ALG12	20,93	1633	3227	7,51	16,72	1946	3892	7,06
PS-ALG13	23,22	970	1939	7,03	22,24	1320	2640	6,97

Punto de muestreo	Estación lluviosa				Estación seca			
	Temperatura °C	Solidos Totales Disueltos ppm	Conductividad uS/cm	pH	Temperatura °C	Solidos Totales Disueltos ppm	Conductividad uS/cm	pH
PS-ALG14	22,44	780	1560	7,65	-	-	-	-
PS-SAN15	21,90	1709	3417	6,87	20,35	1833	3667	6,94
PS-SAN16	19,30	1220	2439	7,05	-	-	-	-
PS-SAN17	20,89	1455	2909	6,70	19,20	1431	2862	7,05
PS-SAN18	21,78	963	1926	6,83	20,66	1121	2242	6,85
PS-SAN19	21,70	654	1302	6,89	21,75	1158	2316	7,13
PS-SAN20	19,23	614	1094	7,20	28,86	1214	2428	7,73
PS-SAN21	21,18	2251	4502	6,58	21,42	2235	4470	6,83

ANEXO 2: Panel fotográfico de la recolección de muestras y análisis de laboratorio

Figura 12

Medición de parámetros fisicoquímicos in situ



Figura 13

Muestra de recolección y registro de datos



Figura 14

Envases con muestras de agua subterránea recolectadas para análisis



Figura 15

Filtración de las muestras antes de la extracción en fase sólida (SPE)

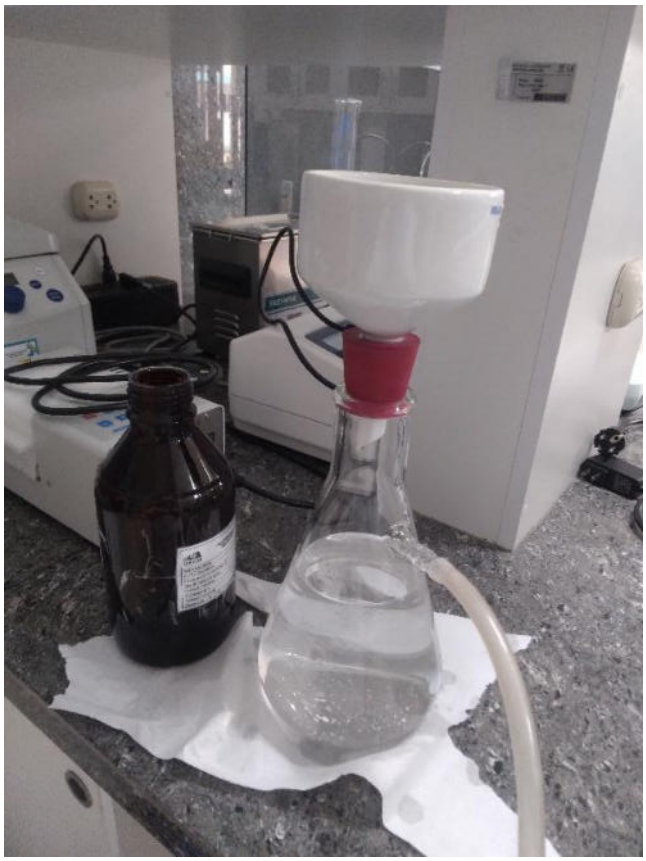


Figura 16

Preparación de metanol y agua para acondicionamiento de cartuchos en el proceso de extracción en fase sólida (SPE)



Figura 17

Acondicionamiento de cartuchos para extracción en fase sólida (SPE)

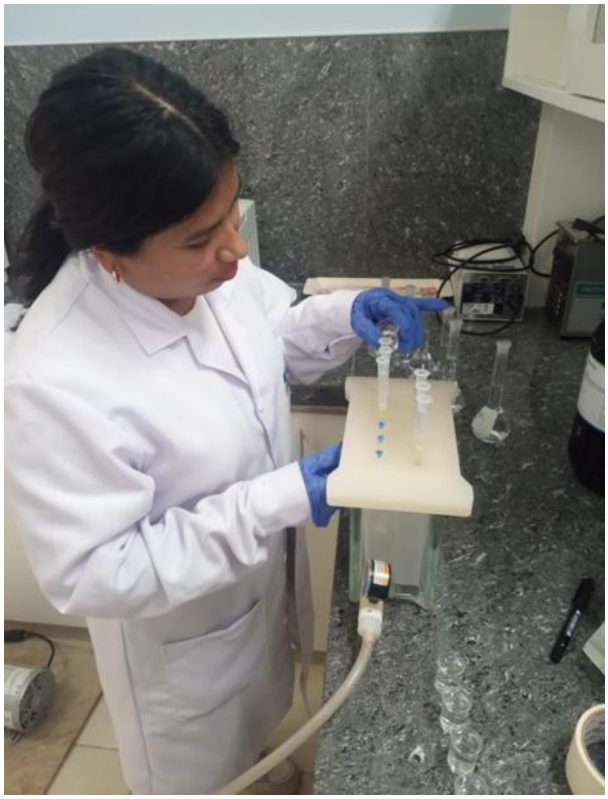


Figura 18

Paso de la muestra filtrada a través de los cartuchos para (SPE)



Figura 19

Monitoreo del flujo de muestra para evitar el secado del cartucho durante el proceso de extracción en fase sólida (SPE)



Figura 20

Cartuchos filtrados después del proceso de extracción en fase sólida (SPE)



Figura 21

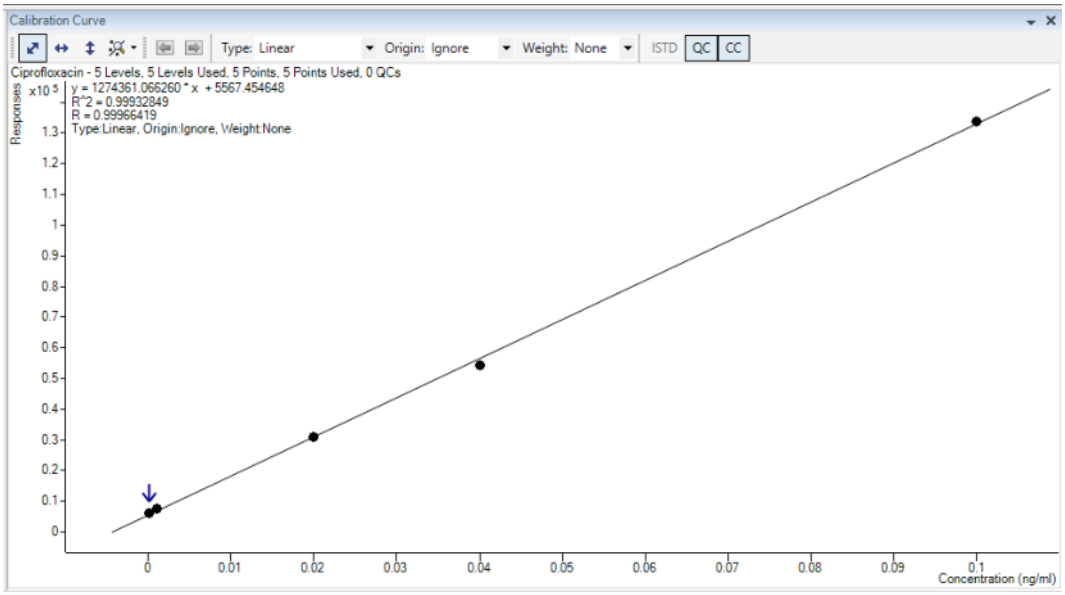
Manipulación del equipo de espectrometría de masas (MS) para análisis de muestras



ANEXO 3: Curva de calibración para la determinación de la concentración de CIP

Figura 22

Curva de calibración



ANEXO 4: Pozos analizados en el valle del río Osmore

Figura 23

Pozo PS-PAC01 (Coordenadas UTM: Zona 19S, 252568 mE, 8050074 mN)



Figura 24

Pozo PS-ILO02 (Coordenadas UTM: Zona 19S, 253313 mE, 8049815 mN)



Figura 25

Pozo PS-PAC03 (Coordenadas UTM: Zona 19S, mE, 8050037 mN)



Figura 26

Pozo PS-ALG04 (Coordenadas UTM: Zona 19S, 254234 mE, 8050143 mN)



Figura 27

Pozo PS-ALG09 (Coordenadas UTM: Zona 19S, 259121 mE, 8050372 mN)



Figura 28

Pozo PS-ALG10 (Coordenadas UTM: Zona 19S, 259491 mE, 8050630 mN)



Figura 29

Pozo PS-ALG11 *(Coordenadas UTM: Zona 19S,* 259675 *mE,* 8050488 *mN)*

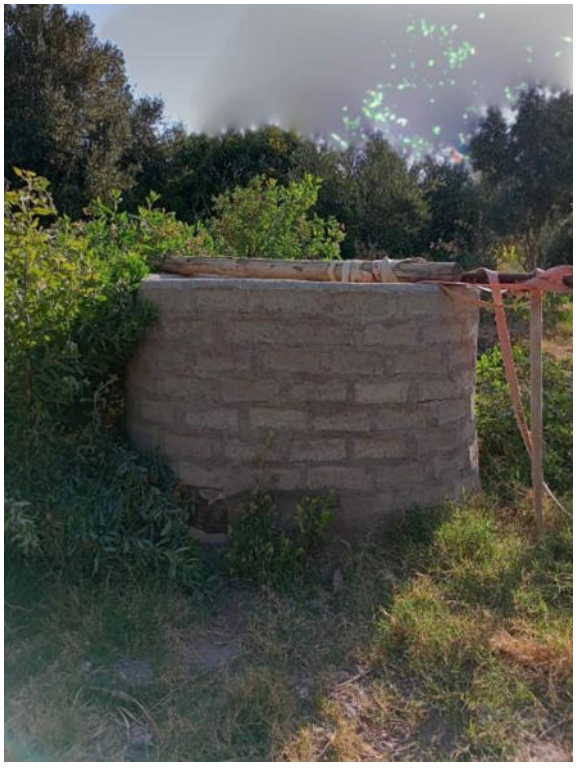


Figura 30

Pozo PS-ALG13 (Coordenadas UTM: Zona 19S, 264261 mE, 8053625 mN)



Figura 31

Pozo PS-SAN15 (Coordenadas UTM: Zona 19S, 288155 mE, 8082724 mN)



Figura 32

Pozo PS-SAN17 (Coordenadas UTM: Zona 19S, 288434 mE, 8085161mN)



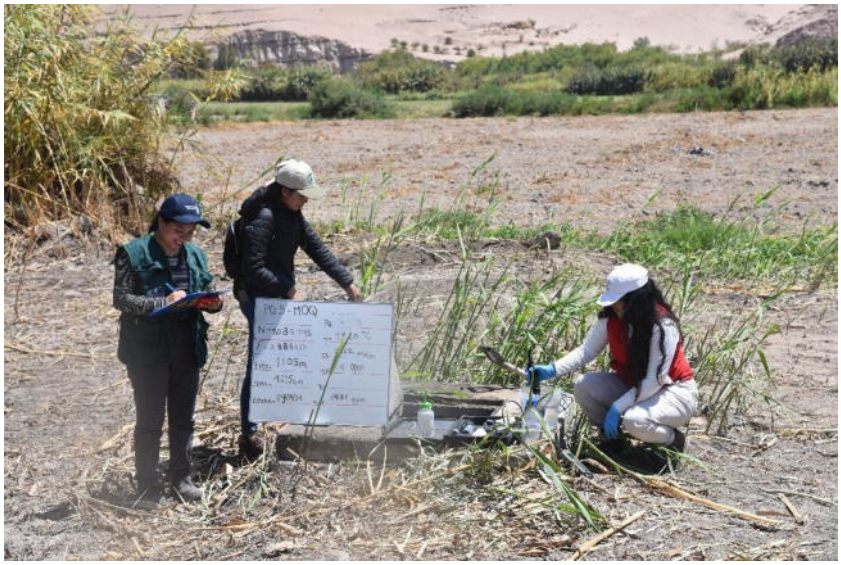
Figura 33

Pozo PS-SAN18 (Coordenadas UTM: Zona 19S, 288248 mE, 8085347 mN)



Figura 34

Pozo PS-SAN21 (Coordenadas UTM: Zona 19S, 288842 mE, 8085908 mN)



"UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA"

VICERRECTORADO DE INVESTIGACIÓN

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 : Sahury Jellitza Quispe Durand
DNI/Carnet de Extranjería/Pasaporte N° : 77047750
Correo electrónico : sahury.0212@gmail.com
Teléfono/Celular : 977534423

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 ( )

04

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 RESIDUOS DE CIPROFLOXACINO EN LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS PROVENIENTES DE POZOS LOCALIZADOS EN EL VALLE DEL RÍO OSMORE, DEPARTAMENTO DE MOQUEGUA
b) Campo del conocimiento OCDE (Indicar el código de clasificación OCDE de la obra : https://catalogos.concytec.gob.pe/vocabulario/ocde_ford.html) : 2.07.01
c) Fecha de publicación : 21/01/2026

6. DATOS DEL ASESOR:

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

FIRMA : 

DOCUMENTO DE IDENTIDAD : 77047750
NOMBRES Y APELLIDOS : Samury Jellitza Quispe Durand

"UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA"

VICERRECTORADO DE INVESTIGACIÓN

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 : 77047750

NOMBRES Y APELLIDOS : Sahory Jellitza Quispe Durand

FECHA : 21 de enero del 2026



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

Yo, Sahury Jellitza Quispe Durand,
bachiller de la Escuela Profesional de: Ingeniería Ambiental,
de la Universidad Nacional de Moquegua, identificado(a) con DNI Nº 77047750, autor(a) del Trabajo de Investigación / Tesis / Trabajo de suficiencia profesional, denominado:
EVALUACIÓN DE RESIDUOS DE CIPROFLOXACINO EN LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS PROVENIENTES DE POZOS LOCALIZADOS EN EL VALLE DEL RÍO OSMORE, DEPARTAMENTO DE 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, 21 de enero del 2026



Huella digital

Nombres y Apellidos: Sahury Jellitza Quispe Durand
DNI: 77047750

Franz ZIRENA VILCA

tesis

PROYECTOS DE TESIS

tesis

Universidad Nacional de Moquegua

Detalles del documento

Identificador de la entrega
trn:oid:::1:3451880161

Fecha de entrega
31 dic 2025, 12:00 p.m. GMT-5

Fecha de descarga
31 dic 2025, 5:30 p.m. GMT-5

Nombre del archivo
TESIS_SAHURY_JELLITZA_QUISPE_DURAND_31_12_2025.pdf

Tamaño del archivo
3.8 MB

86 páginas

19.513 palabras

116.769 caracteres

20% Similitud general

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

Fuentes principales

18% Fuentes de Internet
11% Publicaciones
6% Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Marcas de integridad

N.º de alertas de integridad para revisión

Caracteres reemplazados
41 caracteres sospechosos en N.º de páginas
Las letras son intercambiadas por caracteres similares de otro alfabeto.

Texto oculto
27 caracteres sospechosos en N.º de páginas
El texto es alterado para mezclarse con el fondo blanco del documento.

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: 31.12.2025 17:30:39 -05:00

Fuentes principales

18% Fuentes de Internet
11% Publicaciones
6% 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 2%

2 Internet
unam.edu.pe <1%

3 Internet
www.minem.gob.pe <1%

4 Internet
repositorio.continental.edu.pe <1%

5 Trabajos del estudiante
ipn <1%

6 Internet
www.repositorio.unam.edu.pe <1%

7 Internet
pt.scribd.com <1%

8 Internet
www.coursehero.com <1%

9 Publicación
del Castillo de Loayza, Tatiana. "Identificación y cuantificación de residuos de ant... <1%

10 Internet
www.iberdrola.com <1%

11 Internet
visorsig.oefa.gob.pe <1%

12	Internet	
repositorioacademico.upc.edu.pe		<1%
13	Internet	
repositorio.unjbg.edu.pe		<1%
14	Internet	
idus.us.es		<1%
15	Internet	
core.ac.uk		<1%
16	Internet	
repositorio.unprg.edu.pe		<1%
17	Internet	
repositorio.upa.edu.pe		<1%
18	Internet	
prezi.com		<1%
19	Internet	
revistafdm.uleam.edu.ec		<1%
20	Internet	
docplayer.es		<1%
21	Internet	
repositorio.unam.edu.pe		<1%
22	Publicación	
Diego A. Arrocha, Marilín Del C. Rodríguez. "EVALUACIÓN PRELIMINAR DE MACRO...		<1%
23	Internet	
digibug.ugr.es		<1%
24	Publicación	
SILVIA BEATRIZ VISCIGLIO. "Desarrollo de metodologías alternativas para el análi...		<1%
25	Internet	
pesquisa.bvsalud.org		<1%

26 Internet
worldwidescience.org <1%

27 Internet
apirepositorio.unu.edu.pe <1%

28 Internet
patents.google.com <1%

29 Internet
uvadoc.uva.es <1%

30 Internet
www.mdpi.com <1%

31 Trabajos del estudiante
Universidad Nacional de Moquegua <1%

32 Internet
alicia.concytec.gob.pe <1%

33 Internet
creativecommons.org <1%

34 Trabajos del estudiante
Montana State University, Bozeman <1%

35 Trabajos del estudiante
Universitat Politècnica de València <1%

36 Internet
www.slideshare.net <1%

37 Publicación
Asensio Ramos, Maria del Cristo. "Nuevos Procedimientos de Extraccion Y Deter... <1%

38 Internet
doczz.es <1%

39 Internet
www.ana.gob.pe <1%

40 Internet
digital.csic.es <1%

41 Publicación
Coillo Cotrado, German. "Estudio de la oxidación de objetos de hierro en el medio... <1%

42 Publicación
Maldonado Jimenez, Ingrid. "Evaluación de la remoción de antibióticos mediante ... <1%

43 Publicación
Mesa Landeo, Ruddy Lucia. "Desarrollo de un electrodo modificado por electropol... <1%

44 Internet
repositorio.lamolina.edu.pe <1%

45 Trabajos del estudiante
Universidad Andina Nestor Caceres Velasquez <1%

46 Internet
www.rsdjournal.org <1%

47 Publicación
García Galán, María Jesús. "Estudio de la presencia y comportamiento de las sulfa... <1%

48 Trabajos del estudiante
Universidad Tecnologica de los Andes <1%

49 Internet
cicy.repositorioinstitucional.mx <1%

50 Internet
topshare.wur.nl <1%

51 Internet
administracionlocal.navarra.es <1%

52 Internet
dokumen.pub <1%

53 Internet
repositorio.unah.edu.pe <1%

54 Internet
revistabiomedica.org <1%

55 Internet
unifap.academia.edu <1%

56 Trabajos del estudiante
Corporación Universitaria Minuto de Dios,UNIMINUTO <1%

57 Trabajos del estudiante
Universidad Nacional de Colombia <1%

58 Internet
accedacris.ulpgc.es <1%

59 Internet
repositorio.unaj.edu.pe <1%

60 Internet
www.researchgate.net <1%

61 Internet
www.tdx.cat <1%

62 Trabajos del estudiante
Universidad Nacional Tecnologica De Lima Sur <1%

63 Internet
repositorio.ana.gob.pe <1%

64 Trabajos del estudiante
urjc <1%

65 Internet
www.grafiati.com <1%

66 Internet
www.jove.com <1%

67 Trabajos del estudiante
UTEC Universidad de Ingeniería & Tecnología (NO TOCAR) <1%

68 Internet
apirepositorio.unh.edu.pe <1%

69 Internet
hal.science <1%

70 Internet
repositorio.ucv.edu.pe <1%

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

72 Internet
repositorio.upsc.edu.pe <1%

73 Internet
repositorio.uwiener.edu.pe <1%

74 Internet
www.educaweb.com <1%

75 Internet
www.msdmanuals.com <1%

76 Publicación
Oscar Raúl Mancilla-Villa, Blanca Noemy Anzaldo-Cortes, Rubén Darío Guevara-G... <1%

77 Publicación
Vilcapoma Lazaro, Luis Pablo. "Medicion de Radon en Suelos de la Ciudad de Lima... <1%

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

79 Internet
www.bufeteinternacional.com.mx <1%

80 Internet
www.chem.unep.ch <1%

81 Publicación
Ryan, Jack P.. "Optimizing a Multidimensional Liquid Chromatography – Ion Mobil... <1%

82 Internet
bdigital.unal.edu.co <1%

83 Internet
cybertesis.unmsm.edu.pe <1%

84 Trabajos del estudiante
BENEMERITA UNIVERSIDAD AUTONOMA DE PUEBLA BIBLIOTECA <1%

85 Publicación
Zhihua Han. "Effects of β-endosulfan on the growth and reproduction of zebrafis... <1%

86 Publicación
Quispe Apaza, Lucio. "Diseño de prototipo de sistema de información para monit... <1%

87 Internet
docs.google.com <1%

88 Internet
docslib.org <1%

89 Internet
hispagua.cedex.es <1%

90 Trabajos del estudiante
uncedu <1%

91 Internet
www.basel.int <1%

92 Internet
www.dspace.uce.edu.ec <1%

93 Internet
www.faif.puc.cl <1%

94 Internet
www.scielo.br <1%

95 Publicación
DOMUS CONSULTORIA AMBIENTAL S.A.C.. "Actualización del Plan de Manejo Amb... <1%

96 Publicación
Milagro Borràs Llopis. "Evaluación de los métodos de cribado para el control de la... <1%

97 Internet
repositorio.unapiquitos.edu.pe <1%

98 Internet
sgc-lab.com <1%

99 Internet
www.idaea.csic.es <1%

100 Trabajos del estudiante
Instituto Superior de Artes, Ciencias y Comunicación IACC <1%

101 Trabajos del estudiante
Universidad Internacional de la Rioja <1%

102 Trabajos del estudiante
Universidad Nacional Santiago Antunez de Mayolo <1%

103 Publicación
Villasante, Isabel Carmen Rios. "El Impacto de los Vertimientos de Agua Residual ... <1%

104 Internet
gresis.osc.int <1%

105 Internet
mail.ues.edu.sv <1%

106 Internet
repositorio.unid.edu.pe <1%

107 Internet
www.aprchile.cl <1%

108 Internet
www.elnacional.cat <1%

109 Publicación
"Proceedings of the 4th Biotechnology World Symposium", Mexican Journal of Bi... <1%

110 Internet
Blanch Saborit, Marta. "Estudio de la acidosis ruminal y nuevas estrategias de pre... <1%

111 Publicación
Javier Gerardo Zuzunaga Rosas. "Evaluación del producto bioestimulante BALOX ... <1%

112 Internet
es.slideshare.net <1%

113 Internet
gupea.ub.gu.se <1%

114 Internet
media2.castorama.pl <1%

115 Internet
rabida.uhu.es <1%

116 Internet
repositorio.flacsoandes.edu.ec <1%

117 Internet
revistas.um.es <1%

118 Internet
selenitaconsciente.com <1%

119 Internet
theibfr.com <1%

120 Internet
www.clubensayos.com <1%

121 Internet
"Herramientas analíticas en la clasificación de mieles en base a criterios de calida... <1%

122 Publicación
R. L. D. Costa, M. S. Bueno, C. J. Veríssimo, E. A. Cunha, L. E. Santos, S. M. Oliveira, ... <1%

123 Internet
cideteq.repositorioinstitucional.mx <1%

124	Internet	
cn365.com.ar		<1%
125	Internet	
docshare.tips		<1%
126	Internet	
elblogverde.com		<1%
127	Internet	
groups.io		<1%
128	Internet	
hydrogeologistswithoutborders.org		<1%
129	Internet	
pdffox.com		<1%
130	Internet	
pdfs.semanticscholar.org		<1%
131	Internet	
repositorio.uancv.edu.pe		<1%
132	Internet	
repositorio.umsa.bo		<1%
133	Internet	
repositorio.unat.edu.pe		<1%
134	Internet	
revistas.pj.gob.pe		<1%
135	Internet	
revistatyca.org.mx		<1%
136	Internet	
srala.org		<1%
137	Internet	
www.acude.udg.mx		<1%

138 Internet
www.archbronconeumol.org <1%

139 Internet
www.chemedia.com <1%

140 Internet
www.pancanal.com <1%

141 Internet
www.polar.com <1%

142 Internet
www.proz.com <1%

143 Internet
www.tandfonline.com <1%

144 Internet
www.wfp.org <1%

145 Publicación
Carlos Eduardo Muñoz-Cortés, Gabriela Rosiles-González, Oscar A. Moreno Valenz... <1%

146 Publicación
Choquecota Riva, Alberto. "Variación espacial de la concentración de metales pes... <1%

147 Publicación
Flores Takahashi, Jose Satoshi. "Analisis de una red de monitoreo de calidad de a... <1%

148 Publicación
Núñez Burcio, Oscar. "Caracterización y determinación de sales de amonio cuater... <1%

149 Publicación
Pineda Avendaño, Laura Cristina | Adame Gómez, Saidy Lorena | Patiño Ramos, J... <1%

150 Publicación
Rojas Vargas, Raúl Pedro. "Caracterización y determinación de la calidad del agua... <1%

151 Publicación
WALSH PERU S.A. INGENIEROS Y CIENTIFICOS CONSULTORES. "Plan de Abandono ... <1%

152	Internet	
buleria.unileon.es		<1%
153	Internet	
colposdigital.colpos.mx:8080		<1%
154	Internet	
congreso2022.suelos.org.ar		<1%
155	Internet	
dehesa.unex.es		<1%
156	Internet	
diposit.ub.edu		<1%
157	Internet	
epub.ub.uni-muenchen.de		<1%
158	Internet	
es.scribd.com		<1%
159	Internet	
nepis.epa.gov		<1%
160	Internet	
oceana.org		<1%
161	Internet	
repositorio.ug.edu.ec		<1%
162	Internet	
repositorio.unap.edu.pe		<1%
163	Internet	
sedici.unlp.edu.ar		<1%
164	Internet	
spanish.xinhuanet.com		<1%
165	Internet	
www.evalcommunity.com		<1%

166 Internet
www.ieo.es:8080 <1%

167 Internet
www.ikea.com <1%

168 Internet
www.ojs.diffundit.com <1%

169 Internet
www.proteccioncivil.org <1%

170 Publicación
D. V. Minh, J. E. Lindberg, B. Ogle. "Effect of season and location on the crop conte... <1%

171 Publicación
Huerta Fontela, Maria. "Drogues en el medi aquàtic: de les aigües residuals a l'aig... <1%

172 Publicación
Diaz, Christhel Alejandra Andrade. "Remocion De Oxitetraciclina Presente En Solu... <1%

173 Publicación
L.I. Castro-Pastrana, M. Cerro-López, M.L. Toledo-Wall, L.M. Gómez-Oliván, M.D. S... <1%

174 Publicación
Laura Calabuig Jiménez. "Mejoras tecnológicas para el aumento de la funcionalid... <1%

175 Publicación
Perez, Scheila. "Análisis de errores matemáticos según el modelo de Newman en ... <1%

176 Publicación
Quispe Aliaga, Adelina. "Herramientas virtuales y el aprendizaje a distancia en es... <1%

177 Publicación
Rosemary Morgan, Roopa Dhatt, Chandani Kharel, Kui Muraya. "Un enfoque parci... <1%

178 Internet
repositorioinstitucional.uaslp.mx <1%

Universidad Nacional de Moquegua

RESOLUCIÓN DE CONSEJO UNIVERSITARIO
N° 038-2026-CU

Moquegua, 28 de enero de 2026

VISTOS:

El Proveído N° 312-2026-R de fecha 27 de enero de 2026 emitido por el Rectorado, Informe N° D0034-2026-UNAM-R-SG de fecha 27 de enero de 2026 emitido por el Secretario General, Informe Técnico N° D0004-2026-SEGE-GT de Grados y Títulos, el Acuerdo del Pleno del Consejo Universitario de Sesión Extraordinaria N° 05-2026-SE-CU-UNAM, de fecha 28 de enero 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 8º de la Ley Nº 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 Nº 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, el Sr. Rector es el personero y representante legal de la Universidad Nacional de Moquegua, conforme a lo dispuesto por la Ley Nº 30220-Ley Universitaria, tiene a su cargo la Dirección, Conducción y Gestión del Gobierno Universitario en todos sus ámbitos, concordante con el artículo 24° y numeral 2 del artículo 26° del Estatuto de la Universidad Nacional de Moquegua;

Que, mediante Informe Técnico N° D0004-2026-SEGE-GT de fecha 27 de enero de 2026, e Informe N° D0034-2026-UNAM-R-SG de fecha 27 de enero 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: QUISPE DURAND SAHURY JELLITZA 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, conforme lo señala la Dirección de Actividades y Servicios Académicos y la Dirección de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, 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 28 de enero 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 Nº 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 los procedimientos para la obtención de los grados académicos y títulos profesionales conferidos por esta Casa Superior de Estudios;

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

Universidad Nacional de Moquegua

RESOLUCIÓN DE CONSEJO UNIVERSITARIO
N° 038-2026-CU

Moquegua, 28 de enero de 2026

Que, bajo el amparo de los considerandos precedentes, el Pleno del Consejo Universitario en Sesión Extraordinaria N° 05-2026-SE-CU-UNAM, de fecha 28 de enero 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: QUISPE DURAND SAHURY JELLITZA, de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, de la Facultad de Ingenierías 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

- **QUISPE DURAND SAHURY JELLITZA**

TESIS : "EVALUACIÓN DE RESIDUOS DE CIPROFLOXACINO EN LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS PROVENIENTES DE POZOS LOCALIZADOS EN EL VALLE DEL RÍO OSMORE, DEPARTAMENTO DE MOQUEGUA, cuyo Asesor Principal fue el Dr. Franz Zirena Vilca.

El **TÍTULO PROFESIONAL DE INGENIERO AMBIENTAL.**

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

ARTÍCULO 2°: ENCARGAR, al Secretario General a través de quien corresponda, 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

ABOG. EDGAR PINTO HUANCAVILCA
SECRETARIO GENERAL

UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA CONSEJO UNIVERSITARIO

DR. HUGO RUBEN MARCA MAQUERA
RECTOR
PRESIDENTE DEL CONSEJO UNIVERSITARIO

DISTRIBUCION:
VRA
VRI
FACS
EPGPDS
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