

PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL PERÚ

FACULTAD DE CIENCIA E INGENIERÍA



**EVALUACIÓN DE LA UTILIZACIÓN DE WETLANDS AERÓBICOS PARA LA
ELIMINACIÓN DE METALES PESADOS EN AGUAS CONTAMINADAS**

**TESIS PARA OPTAR POR EL TÍTULO PROFESIONAL DE
INGENIERO DE MINAS**

AUTOR:

Michael Isaías Flores Obispo

ASESORA:

Dra. Maribel Giovana Guzmán Córdova

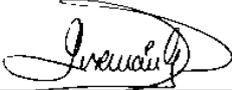
Lima, setiembre del 2023

Informe de Similitud

Yo, Maribel Giovana Guzmán Córdova, docente de la Facultad de Ciencias e Ingeniería de la Pontificia Universidad Católica del Perú, asesora de la tesis titulada: "*Evaluación de la utilización de wetlands aeróbicos para la eliminación de metales pesados en aguas contaminadas*" del autor Michael Isaías Flores Obispo, dejo constancia de lo siguiente:

- El mencionado documento tiene un índice de puntuación de similitud de 23%. Así lo consigna el reporte de similitud emitido por el software Turnitin el 12/02/2024.
- He revisado con detalle dicho reporte y la Tesis o Trabajo de Suficiencia Profesional, y no se advierte indicios de plagio.
- Las citas a otros autores y sus respectivas referencias cumplen con las pautas académicas.
- Debo manifestar que el porcentaje de similitud se debe a coincidencias en el documento referidas a la caratula de la tesis, las leyendas de las figuras y tablas en los índices respectivos, así como en el nombre de las empresas mineras que se han incluido en la parte teórica de la tesis.

Lugar y fecha: San Miguel, 13 de febrero de 2024.

Apellidos y nombres del asesor / de la asesora: <u>Guzmán Córdova, Maribel Giovana</u>	
DNI: 08681397	Firma 
ORCID: 0000-0002-7954-7679	

RESUMEN

En el Perú, la industria minera viene generando un gran impacto en el ámbito económico, social y ambiental a lo largo de los años. Donde, el ámbito ambiental, es el más perjudicado, siendo el componente agua uno de los principales componentes ambientales afectados, debido al mal manejo de los efluentes generados por las actividades mineras o por pasivos ambientales mineros. Por eso, los sistemas de tratamiento pasivo, como, los Wetlands artificiales, surgen como una alternativa para la remediación a largo plazo, además, de ser económicamente más viable que una planta de tratamiento, ya que emplea especies de plantas para la remoción de elementos tóxicos. Con el fin de cumplir con la normativa ambiental: Límites Máximos Permisibles (LMP) y Estándares de Calidad Ambiental (ECA).

La presente investigación tiene como objetivo evaluar el uso de Wetlands aeróbicos, usando plantas como la Totora y Carrizo, para eliminar metales pesados de aguas contaminadas; y su posible utilización para la remediación de pasivos ambientales mineros. Para lograr tal objetivo, se construyeron celdas, a escala de laboratorio, que contenían las plantas previamente mencionadas, soluciones que contiene metales como Cu, Zn, Pb y Fe, y piedra chancada como sustrato. El ciclo de remediación fue de 9 días, donde se realizó el monitoreo de los parámetros físico-químicos (pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, turbidez), aniones (nitratos, amoniacos, sulfatos) y contenido de metales. Al finalizar el ciclo, se procedió a retirar las especies de plantas para su tratamiento y análisis mediante los métodos de Vía Seca y Vía Húmeda, para determinar la cantidad de metales presentes en cada parte de la planta (tallo y raíz) y determinar sus eficiencias de absorción.

De los resultados obtenidos en laboratorio, se determina que en el día final de tratamiento la mayoría de los parámetros físico-químicos analizados, cumplen con los Límites Máximos Permisibles (LMP) y Estándares de Calidad Ambiental (ECA), a excepción del amoniacos. Además, las concentraciones finales de los metales pesados, cumplen con los LMP y ECA, a excepción del Pb que solo cumple con los LMP. Se obtiene, que el Carrizo obtuvo mejor eficiencia de remoción de Cu (87%) y Zn (94%), y la Totora mejor eficiencia de remoción de Cu (90%), Pb (92%) y Fe (69%). De la misma forma, el Carrizo presentó mejor eficiencia de acumulación de Cu y Zn, y la Totora mejor eficiencia de acumulación de Cu y Pb. De los dos métodos empleados, la Vía Húmeda presenta mejores valores de recuperación de metales que la Vía Seca, en metales como el Cu y Fe.

Finalmente, se presentó el presupuesto empleado a escala de laboratorio para el desarrollo de la propuesta de remediación para que pueda ser implementada a mayor escala, tanto en operaciones mineras como en pasivos ambientales mineros.

ABSTRACT

In Peru, the mining industry has been generating a great impact in the economic, social and environmental spheres over the years. Where, the environmental sphere is the most affected, with water being one of the main environmental components affected, due to the poor management of effluents generated by mining activities or by mining environmental liabilities. For this reason, passive treatment systems, such as artificial wetlands, emerge as an alternative for long-term remediation, in addition to being economically more viable than a treatment plant, since it uses plant species for the removal of toxic elements. In order to comply with environmental regulations: Maximum Permissible Limits (MPL) and Environmental Quality Standards (EQS).

The objective of this research is to evaluate the use of aerobic wetlands, using plants such as Totora and Carrizo to eliminate heavy metals from contaminated waters and their possible use for the remediation of mining environmental liabilities. To achieve this objective, cells were built, on a laboratory scale, containing the plants, the solutions which contains metals such as Cu, Zn, Pb and Fe, and crushed stone as a substrate. The remediation cycle was 9 days, where physical-chemical parameters (pH, electrical conductivity, dissolved oxygen, turbidity), anions (nitrates, ammonia, sulfates) and metal content were monitored. At the end of the cycle, the plant species were removed for treatment and analysis using the Dry Ashing and Wet Digestion Methods, to determine the amount of metals present in each part of the plant (stem and root) and their absorption efficiencies.

From the results obtained in the laboratory, it is determined that on the final day of treatment, most of the physical-chemical parameters analyzed comply with the Maximum Permissible Limits (MPL) and Environmental Quality Standards (EQS), with the exception of ammonia. Furthermore, the final concentrations of heavy metals comply with the MPL and EQS, except for Pb, which only complies with the MPL. It is obtained that the Carrizo has better removal efficiency of Cu (87%) and Zn (94%), and the Totora better removal efficiency of Cu (90%), Pb (92%) and Fe (69%). In the same way, the Carrizo presented better Cu and Zn accumulation efficiency, and the Totora better Cu and Pb accumulation efficiency. Of the two methods used, the Wet Digestion Method presents better metal recovery values than the Dry Ashing Method, in metals such as Cu and Fe.

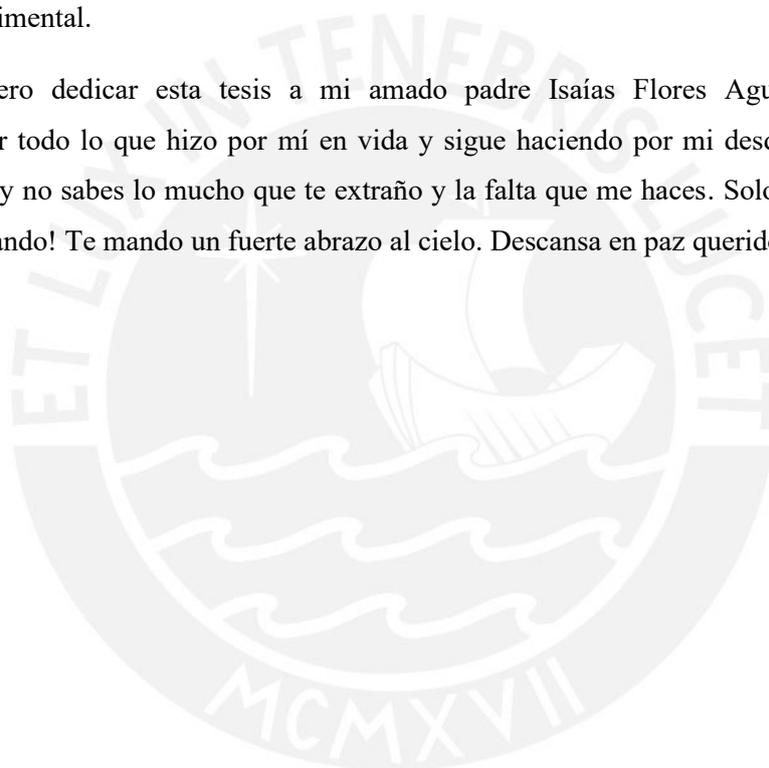
Finally, the budget used at a laboratory scale for the development of the remediation proposal was presented so that it can be implemented on a larger scale, both in mining operations and in mining environmental liabilities.

DEDICATORIA

El presente trabajo de investigación va dedicado a mi mamá Rosa, a mi hermano mayor Daniel, a mi tía Juana (mi segunda madre), a mi primo Manuel (que en paz descanse), a mi tía Nora y a mis demás tíos, tías, primos y primas que con su apoyo constante hicieron posible mi desarrollo profesional y personal.

De igual manera, quiero agradecer a la Profesora Maribel Guzmán por sus continuas enseñanzas y su predisposición durante el tiempo compartido para el desarrollo del presente trabajo. También, agradecer a la Profesora Claudia Toledo por su apoyo constante y predisposición durante el desarrollo de la parte experimental.

Finalmente, quiero dedicar esta tesis a mi amado padre Isaías Flores Aguilar y agradecerle infinitamente por todo lo que hizo por mí en vida y sigue haciendo por mi desde el cielo. Te amo demasiado papá y no sabes lo mucho que te extraño y la falta que me haces. Solo quiero decirte que ¡lo estamos logrando! Te mando un fuerte abrazo al cielo. Descansa en paz querido viejo.



Índice General

I.	INTRODUCCIÓN	1
	1.1. Justificación	1
	1.2. Antecedentes.....	3
	1.2.1. Antecedentes Nacionales	3
	1.2.2. Antecedentes Internacionales.....	4
	1.3. Objetivos	6
	1.3.1. Objetivo General	6
	1.3.2. Objetivo Específico.....	6
	1.4. Hipótesis	6
II.	MARCO TEÓRICO.....	7
	2.1 Aspectos legales y normativa ambiental.....	7
	2.1.1 Normativa ambiental.....	7
	2.2 Cierre de minas	11
	2.2.1 Cierre temporal	12
	2.2.2 Cierre progresivo.....	12
	2.2.3 Cierre final	12
	2.2.4 Post Cierre.....	13
	2.3 Tratamiento de aguas contaminadas	13
	2.3.1 Tipo de contaminantes	13
	2.3.2 Tratamientos activos	14
	2.3.3 Tratamientos pasivos.....	14
	2.4 Humedales artificiales (Wetlands).....	14
	2.5 Fitorremediación	17
	2.5.1 Tipos de fitorremediación	17
	2.6 Plantas nativas seleccionada para remediación.....	18
	2.6.1 Totora (<i>Schoenoplectus californicus</i>).....	18
	2.6.2 Carrizo (<i>Phragmites australis</i>).....	19
III.	METODOLOGÍA	20
	3.1 Materiales.....	20
	3.1.1 Dimensionamiento de los Wetlands.....	20
	3.1.2 Elección de especies vegetales.....	20
	3.1.3 Parámetros de trabajo.....	21
	3.2 Caracterización del efluente.....	21
	3.2.1 Condiciones iniciales	21
	3.3 Acondicionamiento de los Wetlands.....	22

3.4	Monitoreo de los parámetros físico-químicos.....	24
3.4.1	Variación de pH, oxígeno disuelto, conductividad y turbidez	25
3.4.2	Variación de la concentración de aniones	27
3.5	Monitoreo de la concentración de metales.....	29
3.5.1	Variación de la concentración de metales pesados	29
3.6	Tratamiento de especies vegetales	30
3.7	Métodos de análisis de concentración de metales.....	32
3.7.1	Vía Seca	32
3.7.2	Vía Húmeda	33
3.7.3	Análisis de absorción atómica.....	34
IV.	DISCUSIÓN Y ANÁLISIS DE RESULTADOS	35
4.1	Parámetros físico-químicos.....	35
4.2	Concentración de aniones	43
4.3	Concentración de metales pesados.....	51
4.4	Eficiencia de absorción y recuperación	63
4.4.1	Eficiencia de la recuperación de metales por Vía seca	64
4.4.2	Eficiencia de la recuperación de metales por Vía húmeda.....	66
4.4.3	Comparación entre los métodos de Vía seca y Vía húmeda	68
V.	EVALUACIÓN ECONÓMICA	74
5.1	Presupuesto	74
VI.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	77
	BIBLIOGRAFÍA	80

Índice de Tablas

Tabla N°1: ECAs para Agua – Categoría 3: Riego de vegetales y bebidas de animales.....	9
Tabla N°2: Límites Máximos Permisibles para la descarga de Efluentes Líquidos de Actividades Minero-Metalúrgicas.....	10
Tabla N°3: Cantidades de reactivos empleadas para la preparación de la solución.....	22
Tabla N°4: Concentraciones iniciales teóricas de cada metal y anión presente en la solución.....	22
Tabla N°5: Distribución final presente en cada celda y subcelda.....	24
Tabla N°6: Parámetros operativos utilizados en el proceso de AAS.....	30
Tabla N°7: Resultados del monitoreo del pH – Subceldas con Carrizo.....	35
Tabla N°8: Resultados del monitoreo del pH – Subceldas con Totora.....	35
Tabla N°9: Resultados del monitoreo de la Conductividad Eléctrica – Subceldas con Carrizo.....	37
Tabla N°10: Resultados del monitoreo de la Conductividad Eléctrica– Subceldas con Totora.....	37
Tabla N°11: Resultados del monitoreo de la Turbidez – Subceldas con Carrizo.....	39
Tabla N°12: Resultados del monitoreo de la Turbidez – Subceldas con Totora.....	39
Tabla N°13: Resultados del monitoreo del Oxígeno disuelto – Subceldas con Carrizo.....	41
Tabla N°14: Resultados del monitoreo del Oxígeno disuelto – Subceldas con Totora.....	41
Tabla N°15: Resultados del monitoreo de Amoníaco – Subceldas con Carrizo (mg/L).....	43
Tabla N°16: Resultados del monitoreo de Amoníaco – Subceldas con Totora (mg/L).....	44
Tabla N°17: Resultados del monitoreo de Nitratos – Subceldas con Carrizo (mg/L).....	46
Tabla N°18: Resultados del monitoreo de Nitratos – Subceldas con Totora (mg/L).....	46
Tabla N°19: Resultados del monitoreo de Sulfatos – Subceldas con Carrizo (mg/L).....	48
Tabla N°20: Resultados del monitoreo de Sulfatos – Subceldas con Totora (mg/L).....	49
Tabla N°21: Resultados del monitoreo de Cobre – Subceldas con Carrizo (mg/L).....	51
Tabla N°22: Resultados del monitoreo de Cobre – Subceldas con Totora (mg/L).....	51
Tabla N°23: Resultados del monitoreo de Zinc – Subceldas con Carrizo (mg/L).....	54
Tabla N°24: Resultados del monitoreo de Zinc – Subceldas con Totora (mg/L).....	54
Tabla N°25: Resultados del monitoreo de Plomo – Subceldas con Carrizo (mg/L).....	56
Tabla N°26: Resultados del monitoreo de Plomo – Subceldas con Totora (mg/L).....	56
Tabla N°27: Resultados del monitoreo de Hierro – Subceldas con Carrizo (mg/L).....	59
Tabla N°28: Resultados del monitoreo de Hierro – Subceldas con Totora (mg/L).....	59
Tabla N°29: % de Eficiencia – Subceldas con Carrizo.....	62
Tabla N°30: % de Eficiencia – Subceldas con Totora.....	62
Tabla N°31: Concentraciones iniciales de cada metal en cada parte de la planta – Vía seca.....	64
Tabla N°32: Concentraciones iniciales de cada metal en cada parte de la planta – Vía húmeda.....	64
Tabla N°33: Concentraciones finales de cada metal en cada parte de la planta– Vía seca.....	65
Tabla N°34: Eficiencia de absorción en cada parte de la planta – Vía seca.....	66
Tabla N°35: Concentraciones finales de cada metal en cada parte de la planta – Vía húmeda.....	67

Tabla N°36: Eficiencia de absorción en cada parte de la planta – Vía Húmeda	68
Tabla N°37: Eficiencia de absorción por especie de planta – Vía seca.....	69
Tabla N°38: Eficiencia de absorción por especie de planta – Vía húmeda	69
Tabla N°39: Presupuesto – Etapa I (Construcción y acondicionamiento).....	74
Tabla N°40: Presupuesto – Etapa II (Monitoreo y análisis en laboratorio)	75
Tabla N°41: Presupuesto – Etapa III (Análisis de laboratorio por Vía Seca y Vía Húmeda)	76
Tabla N°42: Presupuesto Final	76

Índice de Figuras

Figura N°1. Esquema de un humedal aerobio.....	15
Figura N°2. Esquema de un humedal anaerobio	16
Figura N°3. Esquema de un sistema ALDs.....	16
Figura N°4. Tipos de fitorremediación	17
Figura N°5: Especies de plantas seleccionadas: totora y carrizo	21
Figura N°6: Materiales empleados para la preparación de las soluciones “patrón”.....	22
Figura N°7: Soluciones “patrón”	22
Figura N°8: Plantas, piezómetros y sustrato instalados en cada subcelda	23
Figura N°9: Vertimiento de las soluciones preparadas en cada subcelda	23
Figura N°10: Disposición final de cada subcelda	24
Figura N°11: Recolección de muestras durante el monitoreo	25
Figura N°12: Medición de pH en cada muestra	25
Figura N°13: Medición de la turbidez cada muestra.....	26
Figura N°14: Reactivos empleados para la medición de amoníaco y nitratos presentes en las muestras	28
Figura N°15: Medición de las concentraciones de aniones indicados presente en cada muestra haciendo uso del multiparámetro.....	28
Figura N°16: Soluciones “blanco” y soluciones “estándares”.....	29
Figura N°17: Calibración del equipo	29
Figura N°18: Medición de la concentración de metales en cada muestra	30
Figura N°19: Desmembramiento de las plantas.....	31
Figura N°20: Almacenamiento de partes de las plantas en bolsas esterilizadas y codificadas	31
Figura N°21: Almacenamiento de muestras dentro de las muflas para secado.....	31
Figura N°22: Muestras en proceso de secado dentro de las muflas	31
Figura N°23: Muestra final obtenida luego del secado y la trituración.....	32
Figura N°24: Almacenamiento de muestras en los crisoles al interior de una mufla.....	33
Figura N°25: Crisoles en proceso de secado dentro de hornos de mufla	33
Figura N°26: Muestras en proceso de digestión	34
Figura N°27: Muestras sobre planchas calefactoras	34
Figura N°28: Variación del pH y comparativa con la legislación peruana vigente - Carrizo	36
Figura N°29: Variación del pH y comparativa con la legislación peruana vigente – Totora.....	36

Figura N°30: Variación de la conductividad eléctrica y comparativa con la legislación peruana vigente - Carrizo	38
Figura N°31: Variación de la conductividad eléctrica y comparativa con la legislación peruana vigente – Totora 38	
Figura N°32: Variación de la turbidez y comparativa con la legislación peruana vigente – Carrizo.....	40
Figura N°33: Variación de la turbidez y comparativa con la legislación peruana vigente – Totora	40
Figura N°34: Variación del oxígeno disuelto y comparativa con la legislación peruana vigente – Carrizo	42
Figura N°35: Variación del oxígeno disuelto y comparativa con la legislación peruana vigente – Totora	42
Figura N°36: Variación de la concentración de amoníaco y comparativa con la legislación peruana vigente – Carrizo	44
Figura N°37: Variación de la concentración de amoníaco y comparativa con la legislación peruana vigente – Totora.....	45
Figura N°38: Variación de la concentración de nitratos y comparativa con la legislación peruana vigente – Carrizo	47
Figura N°39: Variación de la concentración de nitratos y comparativa con la legislación peruana vigente – Totora.....	47
Figura N°40: Variación de la concentración de sulfatos y comparativa con la legislación peruana vigente – Carrizo	49
Figura N°41: Variación de la concentración de sulfatos y comparativa con la legislación peruana vigente – Totora.....	50
Figura N°42: Variación de la concentración de cobre y comparativa con la legislación peruana vigente – Carrizo	52
Figura N°43: Variación de la concentración de cobre y comparativa con la legislación peruana vigente – Totora 52	
Figura N°44: Variación de la concentración de zinc y comparativa con la legislación peruana vigente – Carrizo 54	
Figura N°45: Variación de la concentración de zinc y comparativa con la legislación peruana vigente – Totora 55	
Figura N°46: Variación de la concentración de plomo y comparativa con la legislación peruana vigente – Carrizo	57
Figura N°47: Variación de la concentración de plomo y comparativa con la legislación peruana vigente – Totora.....	57
Figura N°48: Variación de la concentración de hierro y comparativa con la legislación peruana vigente – Carrizo	59
Figura N°49: Variación de la concentración de hierro y comparativa con la legislación peruana vigente – Totora 60	
Figura N°50: Eficiencia de recuperación de Cobre: a) Vía seca y b) Vía húmeda	70
Figura N°51: Eficiencia de recuperación de Zinc: a) Vía seca y b) Vía húmeda.....	71
Figura N°52: Eficiencia de recuperación de Plomo: a) Vía seca y b) Vía húmeda.....	72
Figura N°53: Eficiencia de recuperación de Hierro: a) Vía seca y b) Vía húmeda.....	73

I. INTRODUCCIÓN

Como es de conocimiento, la industria minera extractiva genera un impacto directo en el aspecto económico, social y ambiental de una sociedad. En base a ello, siendo el aspecto ambiental, uno de los más perjudicados, surge la necesidad de buscar alternativas para remediar aquellos componentes ambientales que pueden verse contaminados por las actividades mineras. Cabe resaltar que se menciona el término “contaminación”, pues se trata de espacios afectados por la minería antigua, la cual se desarrolló en un marco legal distinto al actual. Por ejemplo, no existían medidas para mitigar el impacto, leyes adecuadas, planes de cierre de mina y entes reguladores como el Ministerio del Ambiente (MINAM), OEFA, SENACE, ANA, cuya creación tardía surgió a partir del año 2008, permitiendo el paso para la difusión y cumplimiento de los Límites Máximos Permisibles (LMP) y Estándares de Calidad (ECA).

Para observar el Impacto Ambiental causado por la minería, en cuanto a la Operación Minera, es necesario contar con un Sistema de Gestión Ambiental (SGA), el cual comprende de un Plan Diario y un Plan de Cierre de Mina, mientras que, para un Pasivo Ambiental Minero (PAM), es prescindible estudiar su procedencia y composición, pues se carece de información técnica y del propietario. Siendo el componente agua uno de los principales componentes ambientales en verse afectado, es necesario contar con un plan de acción para su tratamiento y de esta forma poder mitigar el impacto negativo que se puede generar. De las alternativas de tratamiento de aguas contaminadas que se tienen a disposición, están las que pueden generar dos niveles de intensidad: gran impacto, a través de la implementación de una planta de tratamiento de aguas; y, bajo impacto, a través de la aplicación de un tratamiento pasivo como el uso de humedales artificiales (wetlands).

El presente trabajo de investigación, se enfocará en la evaluación de la utilización de wetlands aeróbicos para la eliminación de metales pesados en aguas contaminadas haciendo uso de dos tipos de especies vegetales que se encuentran en el territorio peruano. Para lo cual, se generará una comparación entre las variaciones de las concentraciones de los metales al inicio y en los días de duración del experimento. Adicionalmente, se determinará la cantidad de metales recuperados por las plantas empleadas, para el proceso de remediación.

1.1. Justificación

Una de las principales razones para la elaboración del presente trabajo de investigación es la de proponer una alternativa para mitigar el impacto que genera la empresa minera en el aspecto ambiental, motivo por el cual, se busca remediar los componentes que implica, tanto suelo, agua, entre otros, es decir, se busca restaurar el ecosistema, así como generar la revegetación de la zona por medio de Wetlands. Todo ello con la finalidad de promover un desarrollo sostenible para la presente y las futuras generaciones.

También se busca que los miembros de la comunidad sean partícipes de este tipo de actividades y conozcan los aspectos principales que aborda un plan de cierre de minas. Cabe mencionar que la presente tesis abordará áreas no solo impactadas por la minería actual, sino también abarcará pasivos ambientales, ya que según la Resolución Ministerial N° 200-2021-MINEM/DM (MINEM, 2021), el Perú, hoy en día, cuenta con un total de 7768 pasivos ambientales, los cuales, han sido registrados en un inventario nacional, siendo las regiones de Ancash, Cajamarca y Puno las que poseen mayor cantidad de estos pasivos a comparación de las otras regiones. Según las estadísticas brindadas por el Ministerio de Energía y Minas (MINEM,2021), aproximadamente el 60% de los pasivos ambientales del país se han generado debido a labores mineras abandonadas; además, de los residuos mineros que se generan al momento de realizar las actividades de extracción y tratamiento de minerales.

Concerniente al aspecto social, según la Defensoría del Pueblo (2020), en su último reporte presentado en mayo del 2020, los conflictos socio-ambientales del Perú vinculados a la minería representan un 44% del total de conflictos sociales (82 casos). Los problemas se relacionan directamente con la oposición del inicio y desarrollo de los proyectos mineros (9.8%) y la coexistencia entre poblaciones y comunidades (90.2%), de los cuales, solo el 50% se encuentra en proceso de diálogo. Ante ello, y en base a la presente investigación se busca mejorar el impacto visual de una operación minera que se proyecta a las comunidades, tanto en minería subterránea como en tajo abierto, ya que se requiere reestablecer y mejorar el paisaje árido para reemplazarlo por un ambiente con la flora y fauna original de la zona. Asimismo, a través de esta técnica de remediación se busca mejorar el impacto que se forja en la salud de las personas y los animales que habitan en las zonas aledañas, reduciendo la aparición de enfermedades o microorganismos dañinos para la vida. También, se quiere optimizar las actividades económicas que realizan los pobladores, evitando o disminuyendo focos de contaminación de cuerpos de agua, ya sea en la agricultura, ganadería, pesca, de tal manera que no se vean afectadas por la industria minera, promoviendo una cultura sostenible con todos los stakeholders.

Respecto al aspecto económico se buscará reducir los costos invertidos en los procesos legales debido a las denuncias, eventos inopinados por nuevas políticas ambientales que conlleva la evasión de un adecuado plan de cierre de mina. Para ello, se implementarán Wetlands artificiales, los cuales no requieren de una alta inversión, ya que constituyen una de las alternativas más económicas y viables de remediación de aguas y suelos contaminados; según la investigación realizada por Laura Rey Vifian (2006) la implementación del Humedal Artificial en la Quebrada de Tucush, Ancash resultó ser más viable económicamente (ahorrando aproximadamente \$ 3'370,942) que la construcción de una Planta de Tratamiento en un periodo de tiempo de 50 años de duración. En vista que, no se utiliza reactivos, equipos sofisticados, entre otros en comparación con una planta de tratamiento de aguas residuales en Compañías Mineras. Adicionalmente, estos Wetlands pueden ser monitoreados de manera esporádica, disminuyendo así su inversión en recurso humano. Asimismo, los wetlands no producen, como una

planta de tratamiento convencional, lodos de tratamiento (hidróxidos) que es necesario disponer de manera segura.

En cuanto al área de seguridad, se busca reducir la utilización de equipos sofisticados, de reactivos químicos pesados, y todo componente que afecte el bienestar y exponga a los stakeholders a eventos inseguros. Es por eso que, con la aplicación de un tratamiento pasivo, como los wetlands, se evitará la implementación de una planta de tratamiento con la finalidad de promover un nivel de seguridad que no impacte notablemente en la salud, economía y medio ambiente de la zona de estudio.

1.2. Antecedentes

1.2.1. Antecedentes Nacionales

Actualmente en el Perú, algunas unidades mineras se encuentran en su etapa de plan de cierre y utilizan diferentes métodos de tratamientos, tanto activos como pasivos, para controlar y mitigar los residuos de sus operaciones. A continuación, se mencionarán los principales antecedentes nacionales relacionados al uso de Wetlands para el tratamiento de los residuos mineros tanto para unidades mineras como para pasivos ambientales:

Laura Rey Vifian (2006) realizó un estudio para determinar la eficiencia de remoción de metales (molibdeno, zinc, cobre), nitrato y amonio del Humedal Artificial ubicado en la Quebrada de Tucush, en el distrito de San Marcos, provincia de Huari, departamento de Ancash, en su primer año de funcionamiento. Las especies de plantas utilizadas para este tratamiento pasivo fueron: *Juncus arcticus* (junco) y *Scirpus californicus* (totora). Del mencionado estudio, se obtuvieron porcentajes de remoción de 98.79% de cobre total, 26.36% de cobre disuelto, 70.87% de molibdeno total, 52.12% de molibdeno disuelto, 94.77% de zinc total, 52.84% de zinc disuelto, 34.05% de amonio y 20.93% de nitrato. Cabe mencionar que el denominado Wetland de Tucush es propiedad de la Compañía Minera Antamina S.A. y fue construido con el fin de tratar y mejorar la calidad de las aguas provenientes de su botadero de material y las provenientes de su taller de mantenimiento liviano, antes de ser descargadas a la cuenca del río Ayash. Actualmente, dicho Wetland se ha convertido en un ecosistema natural que alberga alrededor de 10 especies de aves.

De igual manera, se realizó otro estudio de investigación en el distrito de Morococha, provincia de Yauli, departamento de Junín (Sucari Laura, Alicia, 2022), con el propósito de evaluar la eficiencia de remoción de metales pesados (hierro, cobre, zinc, arsénico, cadmio, plomo) presentes en muestras de efluentes mineros obtenidos de la Poza de Bombeo N° 2 -Nivel 1700 interior mina propiedad de la Empresa Minera Austria Duvaz S.A mediante el uso de humedales artificiales. Para dicho estudio se emplearon las siguientes especies de plantas: *Scirpus californicus* (totora) y *Festuca dolichophylla* (ichu o paja brava). De dicho estudio se pudo concluir que ambas especies de plantas ayudan a la remoción de metales pesados en efluentes mineros, siendo la totora la especie con mejor eficiencia de

remoción. Un aspecto importante a mencionar en esta investigación es que ambas especies de plantas tuvieron tendencia a crecer a lo largo del tiempo de duración del experimento.

Similarmente, Calle Galindo, Chaska Izabo Asunción (2021) propuso el diseño de un sistema de remediación combinado de tratamientos pasivos para mejorar la calidad de las aguas de drenaje ácido de mina generadas en la Planta Concentradora de la Corporación Minera Toma La Mano S.A., ubicada en el distrito de Ticapampa, provincia de Recuay, en el departamento de Ancash. Para este sistema se utilizaron dos procesos de remediación pasiva: el primero fue un pretratamiento utilizando piedra caliza para subir el pH del efluente (Poza 1) y el segundo fue usar un sistema remediador cuya función fue la de purificar el agua, empleando canaletas de concreto en forma de zig-zag (desde la Poza 1 hasta la Poza 2) y en forma de acordeón (desde la Poza 2 hasta el final de la concesión). Las especies de plantas empleadas en este sistema de remediación fueron: *Juncus imbricatus*, *Calamagrostis ligulata*, *Juncus arcticus*, *Juncus bufonius*, *Pennisetum clandestinum* y *Scirpus olneyi*. De la presente investigación se pudo concluir que el efluente minero mejoró sus condiciones físicas y químicas luego del proceso de tratamiento, cumpliendo de esta manera con los Límites Máximos Permisibles (LMP) vigentes en la legislación peruana.

Otro estudio de investigación realizado en el Wetland de la Bahía de Ite (Ibárcena Fernández, L. W., 2019) con el objetivo de determinar los niveles de contaminación por elementos ecotóxicos en sedimentos marinos por efectos de la actividad humana. Cabe indicar que dicho Wetland pertenece a la compañía minera Southern Copper Corporation y está siendo utilizada por las unidades mineras Quajone y Toquepala, ubicadas en la región de Tacna, para el tratamiento de las aguas provenientes de sus actividades mineras. El manejo y control de las aguas continúan en la actualidad para poder garantizar la estabilidad del humedal a largo plazo. El proyecto se inició en el año 2002 y las especies vegetales que se emplean para el proceso de tratamiento son: *Scirpus californicus* (totora) y *Juncus arcticus* (junco). Las aguas que son tratadas en este humedal están cargadas de metales como el cobre y hierro. Hoy en día, el Wetland se ha convertido en un nuevo ecosistema natural que alberga alrededor de 144 especies de aves.

1.2.2. Antecedentes Internacionales

La distribución e implementación de Wetlands en el mundo es amplia, ya que se han desarrollado en diversos países, tales como Canadá, Australia y algunos de Europa Occidental, siendo el primero, el líder y pionero en la investigación de este tratamiento pasivo. Para ello, se procederá a explicar la historia y aplicación de cada uno de ellos:

En Canadá, se construyeron humedales experimentales para tratar las aguas ácidas provenientes de la mina Bell Copper (Smithers, British Columbia). En dichos humedales se lograron reducir entre 40% a 80% el porcentaje de cobre presente en las aguas ácidas manteniendo un pH entre 6 a 8. El periodo de tiempo de retención obtenido fue entre 12 a 23 días. De dicha experiencia se pudo concluir que el

rendimiento de la reducción del porcentaje de cobre presente en las aguas ácidas mejoraba al incrementarse los días de retención; sin embargo, disminuía si la temperatura comenzaba a descender (Sobolewski, André, 1996).

En el Reino Unido, se construyó una Planta Piloto de Tratamiento Pasivo en la zona de la mina Wheal Jane (Cornwall, UK) como una opción para el tratamiento a largo plazo de las aguas ácidas provenientes del drenaje ácido de mina (DAM) que se producen en la mina abandonada. La Planta Piloto cuenta con tres sistemas separados de tratamiento; los cuales, solo se diferencian en el pretratamiento utilizado para incrementar el pH de los efluentes mineros, donde se remueven los siguientes metales pesados: hierro, arsénico, zinc, cobre, cadmio y manganeso. Dicha Planta Piloto es considerada como la más grande instalación experimental de este tipo en toda Europa, y, que está disponible para el campo de la investigación (P.G. Whitehead & H, Prior, 2005).

En Noruega, en junio de 1998, se construyó un sistema de tratamiento pasivo: Wetland, a escala piloto, para remover el níquel de los drenajes ácidos de los relaves provenientes de la mina Storgangen (Rogaland, Sur de Noruega) propiedad de la compañía minera Titania A/S. La planta piloto contaba con tres celdas de tratamiento anaeróbico y una celda de tratamiento aeróbico. Se empleó un caudal promedio de 35 l/min con un tiempo estimado de retención de 10 horas. De dicho tratamiento se obtuvo una remoción del 98% en la concentración de níquel en el efluente, luego de tres semanas de tratamiento en época de verano. Cabe indicar que el porcentaje de remoción varió dependiendo de la época en que se realizaba el experimento, obteniendo un porcentaje de remoción entre 35%-71% de níquel en época de invierno, que incrementó a un porcentaje entre 64%-99% en época de primavera. Adicionalmente, también se obtuvieron buenos resultados en el porcentaje de remoción de otros metales como el aluminio (96%), cobre (98%), cadmio (98%), zinc (99%) y cromo (64%) (Ettner, David C., 1999).

Finalmente, en México, Amábilis-Sosa, L.E., Siebe, C., Moeller-Chávez & G. Durán-Domínguez-De-Bazúa, M.C. (2015), realizaron una investigación para determinar el rendimiento de humedales artificiales inoculados con cepas tolerantes a metales pesados como el mercurio (Hg), cromo (Cr) y plomo (Pb). El experimento se realizó a escala de laboratorio y se utilizó agua residual sintética cuya composición se asemeja a los valores que caracterizan al agua residual municipal típica. Para este caso se usó la siguiente especie de planta: *Phragmites australis* y se mantuvo el sistema de tratamiento operativo por 151 días. Para el caso de los humedales inoculados con bacterias tolerantes se obtuvo porcentajes de remoción de aproximadamente 50% de mercurio (Hg), 57% de plomo (Pb) y 45% de cromo (Cr) de manera estable a partir del día 100 de operación; caso contrario, a los humedales con presencia de bacterias convencionales que fueron reduciendo su capacidad de remoción de metales pesados, presentando valores inestables, conforme la duración de la operación se hacía más larga.

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo General

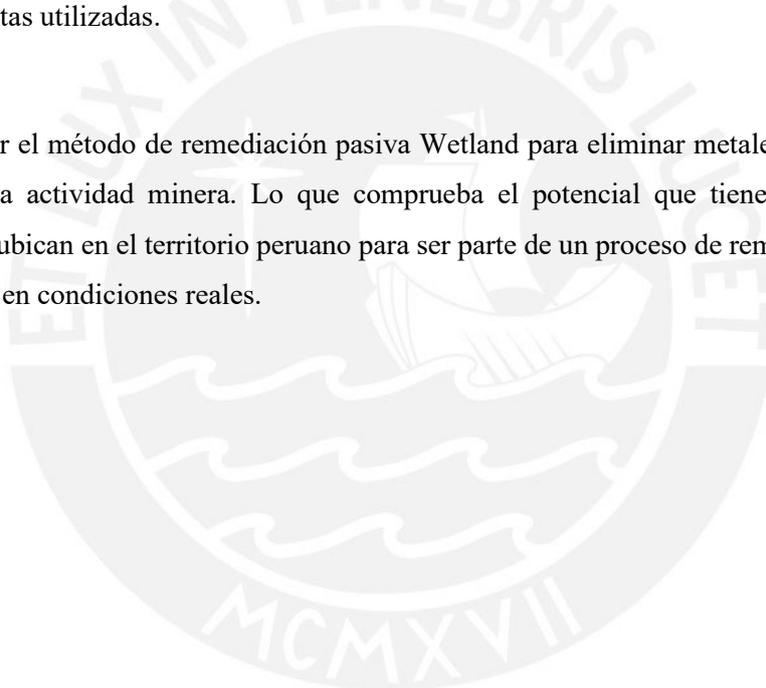
Evaluar el uso de un método de remediación pasiva (Wetlands aeróbicos), a escala de laboratorio, para eliminar metales pesados en aguas contaminadas; y su posible utilización para la remediación de pasivos ambientales mineros.

1.3.2. Objetivo Específico

- Monitorear in situ los parámetros físico-químicos del efluente tratado en el Wetland artificial y compararlos con la normativa peruana ambiental vigente.
- Medir la concentración de metales presentes en el Wetland artificial y compararlos con la normativa peruana ambiental vigente.
- Determinar la cantidad de metales presentes en cada componente que conforman las plantas utilizadas.

1.4. Hipótesis

Es posible aplicar el método de remediación pasiva Wetland para eliminar metales pesados en aguas proveniente de la actividad minera. Lo que comprueba el potencial que tienen algunas especies vegetales que se ubican en el territorio peruano para ser parte de un proceso de remediación ambiental a mayor escala y en condiciones reales.



II. MARCO TEÓRICO

2.1 Aspectos legales y normativa ambiental

Para el presente trabajo de investigación ha sido de suma importancia tener en cuenta aquellas normativas que regulan los asuntos ambientales de la actividad minera en el Perú y que se encuentran vigentes actualmente. Esta normativa está relacionada con el propósito de la presente investigación, que es la remediación de aguas contaminadas provenientes de unidades mineras en operación, en proceso de cierre o post-cierre; y, aquellas provenientes de pasivos ambientales.

Dichas normativas incluyen regulaciones nacionales y sectoriales para la protección y conservación de los recursos naturales, límites máximo permisibles y estándares de calidad ambiental, las cuales, serán descritas a continuación:

2.1.1 Normativa ambiental

- **Código Penal – Título XIII: Delitos Ambientales – Decreto Legislativo N°635 y sus modificatorias**

El Código Penal del Perú fue promulgado el 3 de abril de 1991 y publicado el 8 de abril de 1991 mediante Decreto Legislativo N°635 cuyo objetivo es la prevención de delito y faltas como medio protector de la persona humana y la de la sociedad. (Congreso de la República, 1991)

El Título XIII: Delitos Ambientales – Capítulo I: Delito de Contaminación en su última modificatoria realizada el 2017 (Decreto Legislativo N°1351) nos indica en su Artículo 304 (Congreso de la República, 2017) lo siguiente:

“Artículo 304.- Contaminación del Ambiente: El que, infringiendo leyes, reglamentos o límites máximos permisibles, provoque o realice descargas, emisiones, emisiones de gases tóxicos, emisiones de ruido, filtraciones, vertimientos o radiaciones contaminantes en la atmósfera, el suelo, el subsuelo, las aguas terrestres, marítimas o subterráneas, que cause o pueda causar perjuicio, alteración o daño grave al ambiente o sus componentes, la calidad ambiental o la salud ambiental, será reprimido con pena privativa de libertad no menor de cuatro años ni mayor de seis años y con cien a seiscientos días-multa.

Si el agente actuó por culpa, la pena será privativa de libertad no mayor de tres años o prestación de servicios comunitarios de cuarenta a ochenta jornadas.”

- **Ley General del Ambiente – Ley N°28611 y sus modificatorias**

La Ley General del Ambiente fue aprobada en el 2005 mediante la Ley N°28611 y nos indica en su Artículo I lo siguiente (Congreso de la República, 2005):

“Artículo I.- Del derecho y deber fundamental: *Toda persona tiene el derecho irrenunciable a vivir en un ambiente saludable, equilibrado y adecuado para el pleno desarrollo de la vida; y el deber de contribuir a una efectiva gestión ambiental y de proteger el ambiente, así como sus componentes, asegurando particularmente la salud de las personas en forma individual y colectiva, la conservación de la diversidad biológica, el aprovechamiento sostenible de los recursos naturales y el desarrollo sostenible del país.”*

Además, la ley mencionada nos brinda la definición de lo que es un Estándar de Calidad Ambiental (ECA) y un Límite Máximo Permisible (LMP), las cuales, serán descritas a continuación.

- **Estándar de Calidad Ambiental (ECA)**

Según la Ley General del Ambiente (Congreso de la República, 2005), un Estándar de Calidad Ambiental (ECA) es *“la medida que establece el nivel de concentración o del grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos, presentes en el aire, agua o suelo, en su condición de cuerpo receptor, que no representa riesgo significativo para la salud de las personas ni al ambiente. Según el parámetro en particular a que se refiera, la concentración o grado podrá ser expresada en máximos, mínimos o rangos.”*

- **Estándar de Calidad Ambiental (ECA) para Agua**

Hoy en día, el Perú, cuenta con Estándares de Calidad Ambiental para Agua aprobados mediante decreto supremo por el MINAM (2017). El Artículo 5 del presente decreto nos indica que los ECAs sirven como referencia de carácter obligatorio y deben ser aplicados en la elaboración de los instrumentos de gestión ambiental.

Asimismo, dichos estándares se dividen en cuatro (04) categorías y diez (10) sub categorías dependiendo de la actividad a la cual estará destinado el agua (MINAM, 2017). Para el caso de la presente investigación la categoría usada fue la **Categoría 3: Riego de vegetales y Plantas** y las sub categorías usadas fueron las **Subcategoría D1; Riego de vegetales** y **Subcategoría D2: Bebida de animales**.

En la siguiente tabla se puede observar los parámetros y sus niveles máximos de concentración para la categoría y sub categorías mencionadas:

Tabla N°1: ECAs para Agua – Categoría 3: Riego de vegetales y bebidas de animales

Parámetros	Unidad de medida	D1: Riego de vegetales		D2: Bebida de animales
		Agua para riego no restringido (c)	Agua para riego restringido	Bebida de animales
FÍSICOS- QUÍMICOS				
Aceites y Grasas	mg/L	5		10
Bicarbonatos	mg/L	518		**
Cianuro Wad	mg/L	0,1		0,1
Cloruros	mg/L	500		**
Color (b)	Color verdadero Escala Pt/Co	100 (a)		100 (a)
Conductividad	(µS/cm)	2 500		5 000
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	mg/L	15		15
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	40		40
Detergentes (SAAM)	mg/L	0,2		0,5
Fenoles	mg/L	0,002		0,01
Fluoruros	mg/L	1		**
Nitratos (NO ₃ -N) + Nitritos (NO ₂ -N)	mg/L	100		100
Nitritos (NO ₂ -N)	mg/L	10		10
Oxígeno Disuelto (valor mínimo)	mg/L	≥ 4		≥ 5
Potencial de Hidrógeno (pH)	Unidad de pH	6,5 – 8,5		6,5 – 8,4
Sulfatos	mg/L	1 000		1 000
Temperatura	°C	Δ 3		Δ 3
INORGÁNICOS				
Aluminio	mg/L	5		5

(a): Para aguas claras. Sin cambio anormal (para aguas que presentan coloración natural).

(b): Después de filtración simple.

(c): Para el riego de parques públicos, campos deportivos, áreas verdes y plantas ornamentales, sólo aplican los parámetros microbiológicos y parasitológicos del tipo de riego no restringido.

Δ 3: significa variación de 3 grados Celsius respecto al promedio mensual multianual del área evaluada.

Nota 4:

- El símbolo ** dentro de la tabla significa que el parámetro no aplica para esta Subcategoría.

- Los valores de los parámetros se encuentran en concentraciones totales, salvo que se indique lo contrario.

Parámetros	Unidad de medida	D1: Riego de vegetales		D2: Bebida de animales
		Agua para riego no restringido (c)	Agua para riego restringido	Bebida de animales
Arsénico	mg/L	0,1		0,2
Bario	mg/L	0,7		**
Berilio	mg/L	0,1		0,1
Boro	mg/L	1		5
Cadmio	mg/L	0,01		0,05
Cobre	mg/L	0,2		0,5
Cobalto	mg/L	0,05		1
Cromo Total	mg/L	0,1		1
Hierro	mg/L	5		**
Litio	mg/L	2,5		2,5
Magnesio	mg/L	**		250
Manganeso	mg/L	0,2		0,2
Mercurio	mg/L	0,001		0,01
Níquel	mg/L	0,2		1
Plomo	mg/L	0,05		0,05
Selenio	mg/L	0,02		0,05
Zinc	mg/L	2		24
ORGÁNICO				
Bifenilos Policlorados				
Bifenilos Policlorados (PCB)	µg/L	0,04		0,045
PLAGUICIDAS				
Paralión	µg/L	35		35
Organoclorados				
Aldrin	µg/L	0,004		0,7
Clordano	µg/L	0,006		7
Dicloro Difetil Tricloroetano (DDT)	µg/L	0,001		30
Dieldrin	µg/L	0,5		0,5
Endosulfán	µg/L	0,01		0,01
Endrin	µg/L	0,004		0,2
Heptacloro y Heptacloro Epóxido	µg/L	0,01		0,03
Lindano	µg/L	4		4
Carbamato				
Aldicarb	µg/L	1		11
MICROBIOLÓGICOS Y PARASITOLÓGICO				
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 ml	1 000	2 000	1 000
Escherichia coli	NMP/100 ml	1 000	**	**
Huevos de Helmintos	Huevo/L	1	1	**

Nota. Tomado de D.S. N°004-2017-MINAM, elaborado por MINAM, 2017

- **Límites Máximos Permisibles (LMP)**

Según la Ley General del Ambiente (Congreso de la República, 2008), un Límite Máximo Permisible es “la medida de la concentración o grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos, que caracterizan a un efluente o una emisión, que al ser excedida causa o puede causar daños a la salud, al bienestar humano y al ambiente. Su determinación corresponde al Ministerio del Ambiente. Su cumplimiento es exigible legalmente por el Ministerio del Ambiente y los organismos que conforman el Sistema Nacional de Gestión Ambiental. Los criterios para la determinación de la supervisión y sanción serán establecidos por dicho Ministerio.”

Actualmente el Perú cuenta con Límites Máximos Permisibles para efluentes generados por las actividades minero-metalúrgicas aprobados por el MINAM (2010). El Artículo 3 inciso 3.10 de dicho decreto nos indica que el titular minero está en la obligación de cumplir con su Programa de Monitoreo, donde se describe los puntos de control (monitoreo) para efluentes, los parámetros a medir y la frecuencia de medición de dichos parámetros, previamente aprobado por la autoridad competente.

En la siguiente tabla se puede observar los parámetros y sus niveles máximos permisibles de concentración, que se usaron en la presente investigación:

Tabla N°2: Límites Máximos Permisibles para la descarga de Efluentes Líquidos de Actividades Minero-Metalúrgicas

Parámetro	Unidad	Límite en cualquier momento	Límite para el Promedio anual
pH		6 - 9	6 - 9
Sólidos Totales en Suspensión	mg/L	50	25
Aceites y Grasas	mg/L	20	16
Cianuro Total	mg/L	1	0,8
Arsénico Total	mg/L	0,1	0,08
Cadmio Total	mg/L	0,05	0,04
Cromo Hexavalente(*)	mg/L	0,1	0,08
Cobre Total	mg/L	0,5	0,4
Hierro (Disuelto)	mg/L	2	1,6
Plomo Total	mg/L	0,2	0,16
Mercurio Total	mg/L	0,002	0,0016
Zinc Total	mg/L	1,5	1,2

Nota. Tomado de D.S. N°010-2010-MINAM, elaborado por MINAM, 2010

- **Ley que regula el Plan de Cierre de Minas y su modificatoria**

La Ley que regula el Plan de Cierre de Minas fue aprobada el 14 de marzo del 2003 mediante la Ley N°28090 y tiene como objetivo regular las obligaciones y procedimientos que debe cumplir el titular de una actividad minera para poder elaborar, presentar e implementar el Plan de Cierre de Minas.

Además, constituye las garantías ambientales necesarias para poder asegurar la preservación y recuperación del medio ambiente en la zona donde se desarrolle la actividad minera, todo esto con el fin de mitigar los posibles impactos negativos que se pueden presentar a la salud de la población, el ecosistema y la propiedad (Congreso de la República, 2003).

La Ley N°31347 (modificatoria de la Ley N°28090) emitida el 2021, en su Artículo N°7 nos indica que: "*el titular de la actividad minera deberá presentar a la autoridad competente el Plan de Cierre de Minas, en el plazo máximo de un año a partir de la aprobación del Estudio de Impacto Ambiental (EIA) y/o del Programa de Adecuación y Manejo Ambiental (PAMA), según corresponda*" (Congreso de la República, 2021).

El Reglamento de la Ley del Plan de Cierre de minas brinda los lineamientos a seguir por el titular minero para la elaboración del documento del Plan de Cierre de Minas y de toda la información que debe contener. Además, nos indica que la presentación de mencionado documento es de carácter obligatorio para todo titular de una actividad minera (Congreso de la República, 2005).

- **Ley que regula los Pasivos Ambientales de la Actividad Minera**

La Ley que regula los Pasivos Ambientales de la Actividad Minera fue aprobada el 06 de julio del 2004 y tiene como objetivo identificar los pasivos ambientales generados por la actividad minera, la responsabilidad y el financiamiento para proceder con la remediación del área afectada, con el propósito de mitigar sus impactos negativos a la salud de la población, el ecosistema y la propiedad. Además, se define como pasivo ambiental a "*aquellas instalaciones, efluentes, emisiones, restos o depósitos de residuos producidos por operaciones mineras, en la actualidad abandonadas o inactivas*" (Congreso de la República, 2004).

Adicionalmente, el Ministerio de Energía y Minas (MINEM) elaboro un inventario para el registro de los pasivos ambientales existentes en el Perú. En su última actualización se identificó un total 7768 pasivos ambientales, donde las regiones con mayor presencia de pasivos son: Áncash, Cajamarca y Puno (MINEM, 2021).

2.2 Cierre de minas

El cierre de minas se puede definir como aquel grupo de actividades que serán aplicadas durante los años de vida de una mina con el propósito de cumplir con los criterios ambientales y sociales planteados después de terminada la etapa de explotación de minerales. También se considera al cierre de minas un proceso progresivo que empieza en la primera etapa de un proyecto minero y que se dará por concluida una vez que el titular minero considere que se han obtenido los objetivos planteados en el cierre (MINEM, 2006).

Para el cierre de minas se pueden incluir actividades de manera conceptual al comienzo del proyecto, las cuales, se estarán actualizando conforme avancen las operaciones en la mina y las investigaciones

para poder determinar cuáles serán las mejores técnicas que se podrán aplicar en el plan de cierre. Entre las actividades de cierre tenemos: desmantelamiento de infraestructura, estabilización física y química, tratamiento de drenaje ácido de mina (DAM), revegetación, etc. Cabe indicar que el cierre de minas también incluye programas sociales dirigidos especialmente a los trabajadores y a los habitantes de las poblaciones que se encuentran cercanos al área donde se realiza la actividad minera con el fin de mitigar el impacto económico que pueden presentar una vez cerrada la mina.

El cierre de minas dispone de cuatro (04) diferentes escenarios, los cuales serán descritos a continuación:

2.2.1 Cierre temporal

El cierre temporal se puede definir como aquel evento no programado que puede ser causado por razones operacionales, económicas o por suspensión temporal por decisión de las autoridades competentes, si llegan a la conclusión que la operación pone en riesgo el medio ambiente, la salud o seguridad de las personas (MINEM, 2006).

Cabe indicar que el cierre temporal no es una condición permanente, por lo que sus objetivos son distintos a los de un cierre final, y se espera que reinicie con sus actividades en un periodo de tiempo no mayor a tres (03) años o una vez mitigado el posible impacto ambiental.

Sin embargo, si el titular de la actividad minera no ha logrado mitigar el posible impacto ambiental que generó el cierre temporal en el plazo de tiempo mencionado, será necesario plantear medidas para un cierre final.

2.2.2 Cierre progresivo

El cierre progresivo se puede definir como aquel evento que ocurre a la par de la etapa de operación minera. Se enfoca en aquel componente o parte de un componente deja de ser útil para el desarrollo de la operación (MINEM, 2006).

Este tipo de cierre resulta beneficioso tanto para el titular de la actividad minera como para el medio ambiente, ya que se puede recuperar la zona del terreno alterada de manera más rápida o tener un mejor control de una posible degradación ambiental. Adicionalmente, los costos para el cierre final se verán reducidos si se presenta un caso de cierre temporal, ya se reducirá la cantidad de actividades de cierre final planteadas inicialmente.

2.2.3 Cierre final

El cierre final se puede definir como el fin de las actividades de explotación de los recursos minerales realizados en una operación minera. Abarca actividades de mayor magnitud como, por ejemplo: demoliciones, estudio de ingeniería, estabilización química, hidrológica, etc. También, contempla programas de ayuda social para los trabajadores y los habitantes de las comunidades aledañas a la zona de actividad minera (MINAM, 2016).

Luego del proceso de cierre final, el titular de la actividad minera tiene la responsabilidad de continuar con un plan de monitoreo y control para medir la efectividad de las actividades de cierre realizadas en la zona donde se ubicaba la actividad minera. Este plan debe durar por lo mínimo cinco (05) años.

2.2.4 Post Cierre

El post cierre se puede definir como el grupo de actividades de monitoreo y control que deben de ser realizadas de manera obligatoria por el titular de la actividad minera una vez se concluya con las actividades de cierre final en la zona donde se ubicaba la actividad minera. Dichas actividades deberán ser realizadas por un periodo mínimo de tiempo de cinco (05) años (MINAM, 2016).

Finalizado dicho periodo de tiempo, las actividades de monitoreo y control realizadas en la zona donde se ubicaba la actividad minera, podrán ser asumidas por el Estado o por un tercero.

2.3 Tratamiento de aguas contaminadas

Hoy en día sigue siendo una problemática de mucha importancia la generación de aguas residuales provenientes tanto de las actividades industriales como de las actividades domésticas, por lo cual, se vienen investigando diferentes tipos de tratamientos tanto activos como pasivos que serán de ayuda para mitigar el impacto negativo que generan estas aguas en el medio ambiente y en la salud de las personas; además, de determinar la mejor propuesta que sea viable económicamente en el transcurso del tiempo.

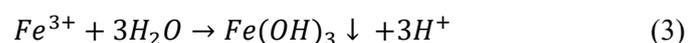
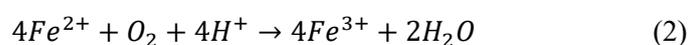
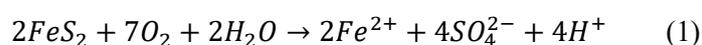
2.3.1 Tipo de contaminantes

- **Drenaje ácido de mina (DAM)**

Es de conocimiento que, en la industria minera, la principal causa de aguas contaminadas a lo largo de la historia ha sido aquellas que se generan a partir de la generación del drenaje ácido de mina (DAM) (D. Barrie Johnson & Kevin B. Halberg, 2005).

Dicho drenaje ácido de mina (DAM) se genera debido a la oxidación de algunos minerales sulfuro en contacto con el agua y un agente oxidante (oxígeno del aire). Dicho proceso de oxidación puede ser acelerado debido a factores como la presencia bacterias, temperatura, pH o la cantidad y el tamaño de granos del mineral (Aduvire, Osvaldo, 2006).

A continuación, se presenta las ecuaciones de oxidación de la pirita (FeS_2), que es uno de los minerales sulfuro con mayor presencia en la industria minera, y sirve como ejemplo de una reacción generadora de acidez (Ata Akcil & Soner Koldas, 2006):



Además, es importante mencionar que dicho drenaje ácido puede ocurrir de manera natural, y es denominado drenaje ácido de roca (DAR). Generalmente dicho drenaje ácido se puede generar en diversas áreas de una operación minera como puede ser en la zona de los depósitos de desmontes, colas de relave, en las labores mineras a cielo abierto o subterráneas (Ata Akcil & Soner Koldas, 2006).

2.3.2 Tratamientos activos

Un sistema de tratamiento activo para aguas contaminadas generadas por un drenaje ácido de mina (DAM), según D. Barrier Johnson & Kevin B. Halberg (2005), es un tipo de tratamiento que necesita de la adición de un agente químico neutralizante (comúnmente sustancias alcalinas) para poder aumentar el pH y acelerar el proceso de oxidación de los metales presentes en el efluente. Sin embargo, por lo mencionado anteriormente, los altos costos de los agentes químicos (que varían la eficiencia del tratamiento), los altos costos operativos y de mantenimiento, y la generación de lodos con contenido de metales (otro problema para el medio ambiente) ocasionan que este tipo de tratamiento sea inviable económicamente para periodos de tiempo prolongados y para el tratamiento de grandes volúmenes de efluente.

2.3.3 Tratamientos pasivos

Un sistema de tratamiento pasivo para aguas contaminadas generadas por un drenaje ácido de mina (DAM), según B. Gazea, K. Adam & A. Kontopoulos (1996), es un tipo de tratamiento que ocurre de manera natural mediante procesos geoquímicos y biológicos que ayudan a mejorar la calidad del efluente. Debido a estos procesos naturales, este tipo de tratamiento no requiere de muchas actividades de operación ni de mantenimiento, tampoco necesita de la adición de agentes químicos, lo que lo vuelve una alternativa viable económicamente a comparación de un tratamiento activo. Sin embargo, se requiere de periodos de tiempo prolongados para el tratamiento.

2.4 Humedales artificiales (Wetlands)

Los humedales artificiales, o también conocidos como Wetlands artificiales, son un tipo de tratamiento pasivo construido por el hombre, utilizados para purificar efluentes y que imitan las principales funciones de un Wetland natural. La eficiencia y eficacia de los wetlands dependerá de los métodos de construcción empleados, que influyen en el crecimiento de las plantas y en el flujo de agua utilizados (R. Poulin & R.W. Lawrence, 1996).

Este tipo de tratamiento artificial viene siendo investigado desde hace más de 40 años y su implementación para el tratamiento de efluentes generados por drenajes ácidos de mina (DAM) genera gran interés en el rubro minero, debido a los bajos costos que requiere para su construcción, implementación, operación y mantenimiento a lo largo del tiempo de duración del tratamiento (B. Gazea, et al., 1996).

Según, B. Gazea, et al. (1996), dicho tratamiento pasivo presenta cuatro (04) procesos que son muy relevantes durante el proceso de remoción de contaminantes presentes en el efluente a tratar, los cuales, son: “*Procesos de oxidación e hidrólisis, metales removidos por plantas, algas y substrato orgánico, procesos de reducción y adición de piedra caliza*”. Además, clasifican a los humedales en tres (03) diferentes tipos, los cuales, son: “*Humedales aerobios, humedales anaerobios y drenaje anóxico calizo*”, que serán descritos a continuación:

- **Humedales aerobios**

Este tipo de humedales se caracterizan debido a que el flujo de agua (efluente) presente en las celdas se encuentra por encima del sustrato que se ha empleado para el desarrollo de la vegetación (López Pamo, E., et al., 2002). Adicionalmente, Peter Eger (1994), indica que este tipo de condición se puede presentar tanto en el flujo de agua que se encuentra por debajo del sustrato utilizado y en los alrededores de las raíces de la vegetación utilizada, a pesar, de que si las raíces se encuentren completamente sumergidas en el sustrato.

A continuación, se presenta un esquema de un sistema aerobio presente en un humedal artificial:

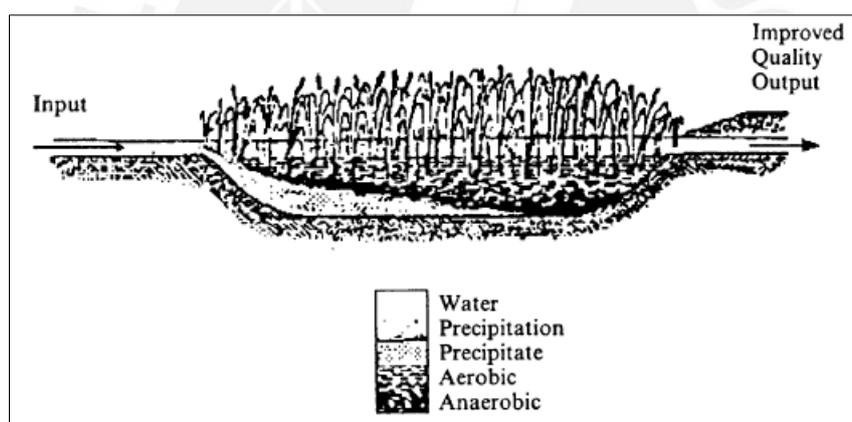


Figura N°1. Esquema de un humedal aerobio. Tomado de *A review of passive systems for the treatment of acid mine drainage*, por B. Gazea, et al., 1996

- **Humedales anaerobios**

Este tipo de humedales se caracterizan por desarrollarse, según Peter Eger (1994), en aquellas zonas saturadas que se generan de la interacción entre el agua (efluente) y el suelo presente en las celdas, donde la reacción más determinante que influye en la remoción de los metales y en el incremento del pH del efluente es la reducción de sulfatos.

El suelo o sustrato utilizado en estos humedales debe contener aproximadamente entre 70% a 90% de material orgánico en su composición, pudiendo ser el estiércol, compost, heno o serrín algunas de estas alternativas (López Pamo, E., et al., 2002).

A continuación, se presenta un esquema de un sistema anaerobio presente en un humedal artificial:

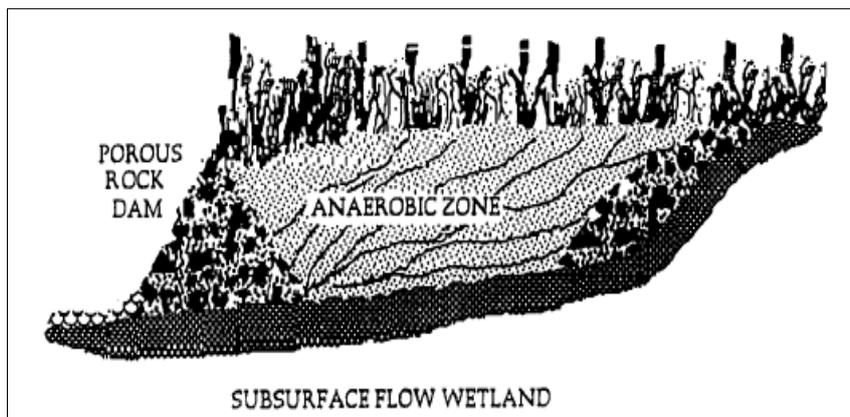


Figura N°2. Esquema de un humedal anaerobio. Tomado de *A review of passive systems for the treatment of acid mine drainage*, por B. Gazea, et al., 1996

- **Drenaje anóxico calizo (ALDs)**

Este tipo de humedales son utilizados como un sistema de pretratamiento debido a que presenta ciertas limitaciones en la remoción de metales dependiendo de la composición del efluente a tratar. Las características que debe presentar un efluente para ser tratado en este tipo de humedales son las siguientes: bajo contenido de Fe^{3+} (<2 ppm), bajo contenido de oxígeno disuelto (<1 ppm) y bajo contenido de acidez (<300 CaCO_3 ppm), que son características de los efluentes mineros subterráneos antes de exponerse al ambiente (B. Gazea, et al., 1996),

Según, López Pamo, E., et al. (2002), las celdas en estos humedales están diseñados por una zanja que es rellena, por lo general, con material calcáreo (piedra caliza), posteriormente, sellada con una capa de suelo arcilloso y recubierto, de manera superficial con geomembrana impermeable.

A continuación, se presenta un esquema de un sistema de drenaje anóxico calizo (ALDs):

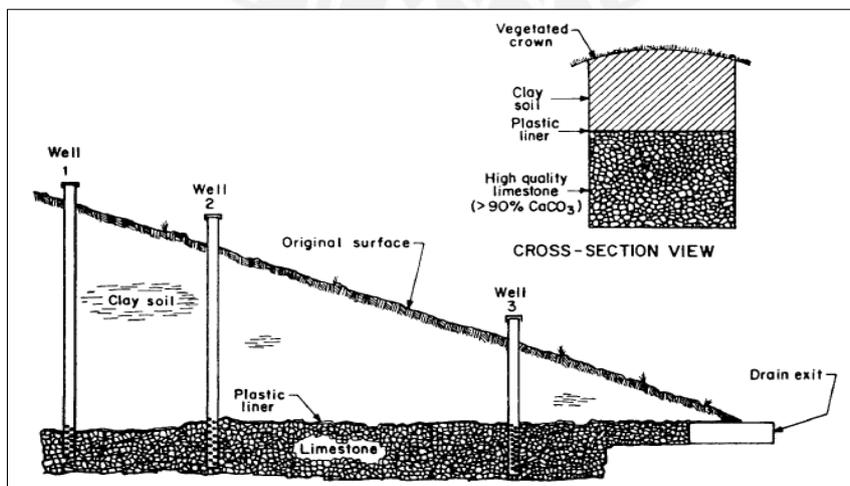


Figura N°3. Esquema de un sistema ALDs. Tomado de *A review of passive systems for the treatment of acid mine drainage*, por B. Gazea, et al., 1996

2.5 Fitorremediación

La fitorremediación es un sistema de tratamiento, en el cual, se emplea a las plantas para mitigar el efecto negativo de contaminantes (por ejemplo: metales pesados) que pueden estar presentes en el agua, suelo, aire o sedimentos de manera natural o generados por acción del hombre. Actualmente, es una tecnología de rehabilitación muy usada debido a la alta eficiencia que brinda y a los bajos costos operativos y de mantenimiento que generan (Delgadillo-Lopez, A. E., et al., 2011).

2.5.1 Tipos de fitorremediación

La fitorremediación presenta diferentes tipos de aplicación, los cuales, se ilustran en la siguiente imagen (Figura N°4) y que serán descritos a continuación:

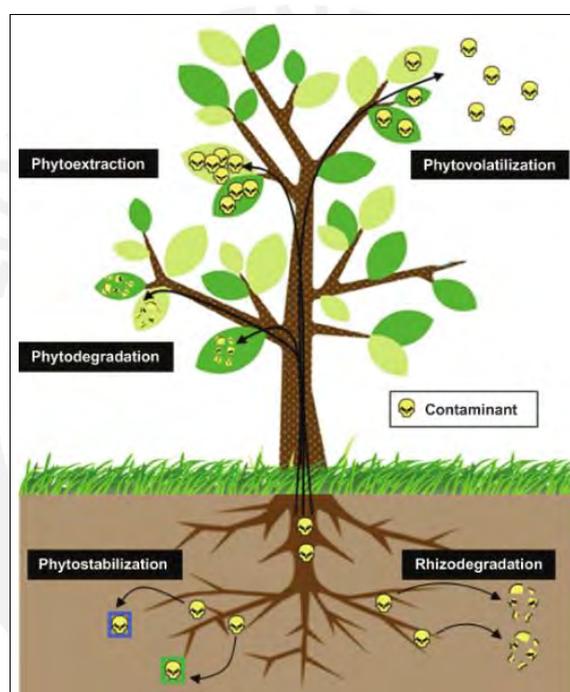


Figura N°4. Tipos de fitorremediación. Tomado de *Plants for soil remediation*, por Borhane Mahjoub, 2013

- **Fitoextracción**

La fitoextracción emplea plantas que se caracterizan por ser acumuladoras, es decir, que tienen la facilidad de transportar y almacenar los contaminantes presentes en suelo, agua o aire en su biomasa aérea. Cabe indicar que dicha biomasa puede ser tratada, posteriormente, para la recuperación de metales pesados (contaminantes), si el proceso de recuperación resulta ser económicamente viable (Mahjoub, Borhane, 2013).

- **Fitoestabilización**

La fitoestabilización emplea plantas para poder estabilizar los suelos contaminados y eliminar la movilidad de los elementos nocivos presentes en ellos. Este tipo de tratamiento suele usarse con la

finalidad de evitar sobreexponer a los trabajadores durante el proceso y reducir en lo más mínimo la perturbación y la expansión del área donde se realizará el tratamiento (Mahjoub, Borhane, 2013).

- **Fitodegradación**

La fitodegradación o llamada, también, fitotransformación es un sistema de destrucción o descomposición de contaminantes que se originan debido a los procesos metabólicos que se generan al interior de las plantas, luego de que estas hayan absorbido al contaminante. Es importante mencionar que este proceso se diferencia en su totalidad a la rizodegradación, que es la degradación de contaminantes producto de los microorganismos presentes en las rizosferas de las plantas (Mahjoub, Borhane, 2013).

- **Rizodegradación**

La rizodegradación es un proceso que consiste en la destrucción del contaminante mediante el uso de los microorganismos que se producen en las zonas de interacción entre la raíz de una planta y el suelo, o comúnmente denominado rizosfera (Mahjoub, Borhane, 2013).

- **Fitovolatilización**

La fitovolatilización es un proceso en el cual las plantas transforman al contaminante a su forma volátil liberándola al medio ambiente. La realización y la eficiencia de este tipo de fitorremediación se dará siempre que la forma volátil del contaminante sea menos nociva para el medio ambiente que su forma inicial (Mahjoub, Borhane, 2013).

2.6 Plantas nativas seleccionada para remediación

Para el presente trabajo de investigación, basándonos en la literatura e información revisada previamente, se seleccionaron dos especies de plantas que presentan una gran eficiencia en el proceso de remoción de metales de efluentes mineros y que son habitualmente utilizadas en sistemas de tratamiento pasivos, como es el caso de los Wetland artificiales.

Otro factor que se tuvo en consideración al momento de la sección, fue la facilidad de encontrar este tipo de especies, debido a que crecen y se desarrollan de manera natural en las diferentes regiones del territorio peruano.

Dichas especies de plantas fueron la totora (*Schoenoplectus californicus*) y el carrizo (*Phragmites australis*), cuyas principales características se describirán a continuación:

2.6.1 Totora (*Schoenoplectus californicus*)

Schoenoplectus californicus (C.A. Mey.), o también conocida como totora, es una especie de planta que presenta la siguiente clasificación taxonómica: pertenece al reino de los *Plantae*, a la clase *Liliopsida*, al orden *Cyperales*, a la familia *Cyperaceae* y al género *Schoenoplectus*.

En el Perú, por lo general, este tipo de plantas se encuentran ubicadas en aquellas zonas que se encuentran entre el nivel del mar hasta aproximadamente los 4,000 msnm y que presentan un clima tropical o subtropical. Sin embargo, su origen se da en los Estados Unidos, principalmente en los pantanos que se localizan al Sudeste y Sudoeste de dicho continente (Suly Margoth Rodríguez Ayala, 2018).

La totora se caracteriza por ser una planta acuática perenne que puede llegar a medir entre 1 a 3 metros de altura (De Marco, Silvia Graciela, et al., 2011), cuyos rizomas pueden estar sumergidas hasta 2 metros de profundidad (Pabón, Galo, et al, 2019).

2.6.2 Carrizo (*Phragmites australis*)

Phragmites australis (Cav.), o comúnmente denominado carrizo, es una especie de planta que ha sido clasificada taxonómicamente de la siguiente forma: pertenece al reino de los *Plantae*, a la clase *Liliopsida*, al orden *Poales*, a la familia *Poaceae* y al género *Phragmites*.

El carrizo es un tipo de planta que se puede encontrar en diferentes partes del mundo, principalmente en aquellos lugares que presentan un clima templado a tropical, sin embargo, es poco probable que se pueda localizar en zonas que presenten altitudes mayores a los 1,600 msnm. Comúnmente, esta planta suele extenderse fácilmente por los márgenes de ríos, bordes de lagunas o depresiones inundadas, por lo que se considera a su presencia como un indicador habitual de presencia de niveles freáticos altos (Cirujano, Santos & Morales, Ramon, 1997).

Esta planta puede llegar a crecer entre los 2 a 4 metros de altura y presenta rizomas muy ramificados. Por lo general, el carrizo suele desarrollarse mejor en suelos tipo arcillosos y en aguas dulces, sin embargo, también puede desarrollarse en presencia de aguas salobres (Gerritsen, P., et al., 2009).

III. METODOLOGÍA

3.1 Materiales

Para el desarrollo del experimento se emplearon cuatro (04) celdas elaboradas con material acrílico, cuyas dimensiones fueron: 20 cm de ancho, 40 cm de altura y 80 cm largo, además, dichas celdas se dividieron en dos (02) subceldas, con el fin de que cada subcelda contenga una especie de vegetal diferente, previamente seleccionadas para el proceso de remediación.

Se utilizaron tubos de PVC en forma de “T” para el vertimiento de manera uniforme de la solución que se usará como efluente para el tratamiento en las celdas. Asimismo, se usaron tubos del mismo material de 40 cm de longitud como piezómetros.

También, se utilizó piedra chancada (grava) como sustrato para el correcto desarrollo de las plantas durante el tiempo de duración del experimento.

Adicionalmente, se usaron sales de cobre, zinc, plomo y hierro, así como, de compuestos como el nitrato de amonio y el nitrato de sodio, y agua potable para preparar la solución que simulará a un efluente minero.

Finalmente, se utilizaron materiales de vidrio como probetas, matraces, embudos, vasos precipitados, entre otros; a la vez, se emplearon equipos como muflas, campana extractora de gases, multiparámetro, turbidímetro, entre otros, para el desarrollo de los procedimientos y análisis correspondientes para la obtención de datos. Además, de utilizar recipientes de plástico de 100 ml de capacidad para almacenar las muestras de agua obtenidas del monitoreo realizado.

3.1.1 Dimensionamiento de los Wetlands

Las celdas empleadas para la simulación de un Wetland artificial presentaron las siguientes dimensiones: 20 cm de ancho, 40 cm de altura y 80 cm de largo, obteniendo una relación entre el ancho, la altura y el largo de 1:2:4, dichas dimensiones y relación de diseño fueron obtenidas del estudio realizado por Jorge Pulcha & Michael Valencia (2019), siguiendo las recomendaciones generales brindadas por el EPA (2015) para la construcción de Wetlands.

3.1.2 Elección de especies vegetales

Las especies vegetales escogidas para el proceso de remediación fueron la totora (*Schoenoplectus californicus*) y el carrizo (*Phragmites australis*), se recolectaron un total de doce (12) plantas por cada especie, las cuales, fueron obtenidas de la zona sur de la provincia de Lima.

Dichas plantas fueron seleccionadas en base a estudios realizados anteriormente donde se demuestra su gran utilidad y eficiencia en el proceso de remoción de metales de efluentes generados por la actividad minera (Batty, L.C., et al., 2005; Murray-Gulde, C.L., et al., 2005; Guzmán, Maribel, et al., 2022).



Figura N°5: Especies de plantas seleccionadas: totora y carrizo

3.1.3 Parámetros de trabajo

El experimento se desarrolló bajo condiciones estáticas en el laboratorio de Minería y Medio Ambiente (MMA) de la Sección Ingeniería de Minas de la Pontificia Universidad Católica del Perú (PUCP). Esto quiere decir, que los parámetros de trabajo, tales como temperatura, condiciones climáticas, entre otros, fueron controlados de manera asertiva durante el tiempo de duración del experimento para evitar cualquier tipo de alteración que afecte el proceso de remediación.

La temperatura oscilaba entre los 16°C y 18°C (temperatura del ambiente) y la humedad promedio fue de aproximadamente 89%, debido a que la experiencia se desarrolló en la temporada de invierno, además, el área de trabajo presentaba una altitud promedio de 60 msnm. Es importante mencionar que durante los días que duró el desarrollo del experimento no hubo presencia de lluvias, por lo que, las precipitaciones fueron nulas.

3.2 Caracterización del efluente

Los efluentes utilizados fueron soluciones preparadas en el laboratorio de MMA con contenido de metales pesados como el cobre, zinc, hierro y plomo, que son metales comúnmente presentes en un drenaje ácido de mina (DAM). Adicionalmente, las soluciones indicadas contenían en su composición aniones como el amonio, el amoniaco y el sulfato.

3.2.1 Condiciones iniciales

Para la preparación de los efluentes se utilizaron sales como el sulfato de hierro, sulfato de cobre, sulfato de zinc y sulfato de plomo, adicionalmente, se agregó una solución acuosa de amoniaco y nitrato de sodio. Dichos componentes fueron mezclados y disueltos dentro de matraces Erlenmeyer de 250 ml de volumen para obtener soluciones patrón, que fueron catalogadas como soluciones binarias y cuaternarias según sea su composición. En total se obtuvieron tres (03) soluciones binarias, las cuales, fueron: Cu-Fe, Zn-Fe y Pb-Fe; y, una (01) solución cuaternaria, la cual contenía: Cu-Zn-Pb-Fe. Dichas soluciones fueron diluidas con 15 litros de agua de grifo, dentro de baldes de 20 litros de capacidad, para obtener las concentraciones iniciales de metales y aniones deseadas (Flores, Michael, et al., 2023).



Figura N°6: Materiales empleados para la preparación de las soluciones "patrón"



Figura N°7: Soluciones "patrón"

A continuación, se muestra la cantidad empleada de cada componente utilizado para la elaboración de las soluciones indicadas, así como, las concentraciones iniciales deseadas para cada metal y anión presente en las soluciones (Tabla N°3 y Tabla N°4):

Tabla N°3: *Cantidades de reactivos empleadas para la preparación de la solución*

Componentes	Cantidad (mg)	Cantidad (mM)
NaNO ₃	150.00	85.000
NH ₄	163.04	17.000
CuSO ₄	150.00	0.060
ZnSO ₄	150.00	0.062
PbSO ₄	88.00	0.020
FeSO ₄	165.00	0.072

Tabla N°4: *Concentraciones iniciales teóricas de cada metal y anión presente en la solución*

Componentes	Concentración (ppm)
NaNO ₃	10
NH ₄	10
Cu	4
Zn	4
Pb	4
Fe	4

3.3 Acondicionamiento de los Wetlands

Luego de haber dimensionado las celdas, seleccionado las plantas y preparado las soluciones a emplear para el desarrollo del tratamiento pasivo, se procedió con el acondicionamiento de las celdas para obtener un ambiente similar a la de un Wetland natural.

Para esto, en cada subcelda se colocó cuatro (04) plantas de cada especie, separadas 20 centímetros entre sí. Seguidamente, se colocaron tres tubos de PVC de 40 cm de longitud en cada subcelda y separados de manera uniforme, dichos tubos cumplieron el papel de piezómetros dentro del experimento.

Luego, se colocó piedra chancada (grava) de 30 a 40 cm de diámetro, que sirvió como sustrato, hasta cubrir las raíces de cada planta en su totalidad, pero dejando los tallos al aire libre, y a la lámina de agua (efluente) cubriendo totalmente dicho sustrato con el fin de obtener un sistema aerobio en cada subcelda (López Pamo, E., et al., 2002). Ver Figura N°8.

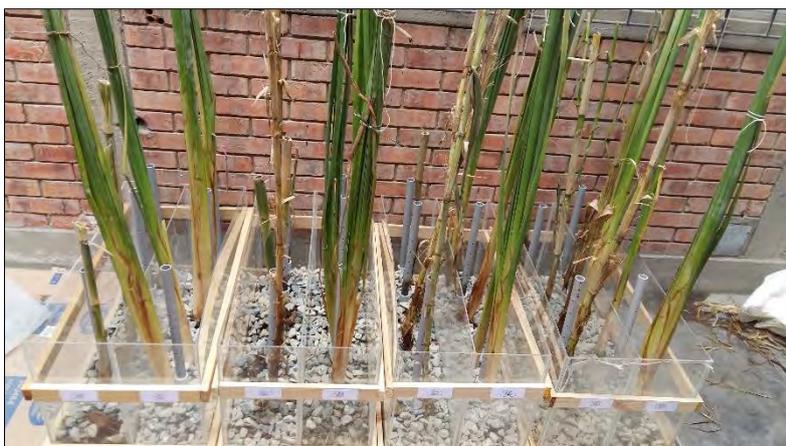


Figura N°8: Plantas, piezómetros y sustrato instalados en cada subcelda

Seguidamente, se vertió los 15 litros de las soluciones preparadas previamente en el laboratorio y diluidas en los baldes de plásticas en cada subcelda. Para realizar este procedimiento se utilizaron los tubos de PVC en forma de “T” y embudos de vidrio, con la finalidad de simular un caudal promedio de 3 ml/min que sirvió para la correcta adaptación de las plantas al nuevo ambiente generado para cada subcelda (Ver Figura N°9).

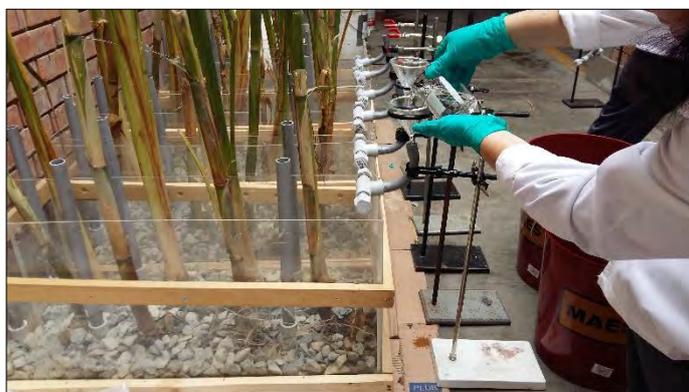


Figura N°9: Vertimiento de las soluciones preparadas en cada subcelda

Finalmente, se utilizó pabito para poder amarrar entre si las plantas presentes en cada subcelda con el propósito de mantenerlas de forma erguidas durante la duración del tratamiento (Ver Figura N°10).



Figura N°10: Disposición final de cada subcelda

En la Tabla N°5 se presenta la distribución final de cada celda y subcelda, luego del proceso de acondicionamiento:

Tabla N°5: Distribución final presente en cada celda y subcelda

		Celda N°1		Celda N°2		Celda N°3		Celda N°4	
		Subcelda N°1	Subcelda N°2						
		Carrizo	Totora	Carrizo	Totora	Carrizo	Totora	Carrizo	Totora
Metal	Cu	X	X					X	X
	Zn			X	X			X	X
	Pb					X	X	X	X
	Fe	X	X	X	X	X	X	X	X

3.4 Monitoreo de los parámetros físico-químicos

Para la presente investigación, se decidió realizar la medición de los siguientes parámetros físico-químicos: pH, oxígeno disuelto (OD), conductividad y turbidez, que son parámetros frecuentemente considerados para la caracterización de la calidad de un efluente o cuerpo de agua. También, se consideró realizar la medición de la concentración de amoníaco, nitratos y sulfatos presentes en las muestras, ya que son aniones considerados dentro de los parámetros de cumplimiento brindados en los Estándares de Calidad Ambiental para Agua del Perú (MINAM, 2017)

Se realizó el monitoreo de cada subcelda durante 9 días, tiempo de duración del experimento. Las muestras fueron recolectadas del punto medio de cada subcelda (punto de monitoreo), obteniendo un

volumen de 100 ml de efluente por subcelda, dichas muestras fueron almacenadas en frascos de plástico de 100 ml de capacidad, debidamente codificados, que fueron llevados al laboratorio para su análisis por Espectroscopia de Absorción Atómica (AAS).

3.4.1 Variación de pH, oxígeno disuelto, conductividad y turbidez

Antes de comenzar con la medición de los parámetros indicados, de los 100 ml de muestra obtenidos por cada subcelda, se separó 20 ml de efluente, que fueron colocados en vasos precipitados de 50 ml de capacidad para poder medir la turbidez. Los 80 ml restantes de muestra fueron previamente filtrados, usando filtros de membrana de acetato de 0.45 micras (μm) de porosidad, con el fin de tener una solución libre de partículas sólidas para poder proceder con la medición de los parámetros restantes, haciendo uso de los equipos correspondientes.

- **pH**

La medición del pH se realizó utilizando dos pH-metros de mesa marca Hanna (HI 3220 y PH 211).

Previamente a la medición de las muestras, se procedió con calibración de los equipos siguiendo las indicaciones brindadas en el manual de instrucciones del equipo (Hanna, 2008). Para lo cual, se utilizó tres (03) soluciones buffer de pHs igual a 4, 7 y 10, respectivamente, para generar una curva de calibración y abarcar el rango de valores de pH que podrían presentar las muestras a analizar. Luego, de finalizada la calibración se procedió con la medición de las muestras, anteriormente filtradas, para obtener los valores de pH deseados (Ver Figura N°11 y Figura N°12).



Figura N°11: Recolección de muestras durante el monitoreo



Figura N°12: Medición de pH en cada muestra

- **Oxígeno disuelto (OD)**

La medición del oxígeno disuelto (OD) se realizó utilizando un medidor de oxígeno disuelto marca Hanna (HI 98186).

Como paso previo a la medición de dicho parámetro en las muestras, se calibró el equipo tomando como referencia los pasos indicados en el manual de uso del equipo (Hanna, 2006). Se utilizaron dos soluciones estándares de 0% (≈ 0 mg/l) y 100% (≈ 8.26 mg/l) de saturación de OD para la calibración,

luego se verificó la lectura del equipo midiendo el OD presente en el agua destilada (valor conocido de 5.22 mg/l) para corroborar que el equipo este correctamente calibrado. Seguidamente de haber finalizado con la calibración, se procedió a medir la cantidad de OD presente en las muestras.

- **Conductividad eléctrica**

La medición de la conductividad eléctrica se realizó utilizando un conductímetro marca Hanna (HI 8733).

Antes de comenzar con la medición de la conductividad eléctrica de cada una de las muestras, se calibró el equipo realizando los pasos mencionados en el manual de uso del equipo (Hanna, 2002). Se utilizó una solución estándar cuyo valor de conductividad fue de 12880 ($\mu\text{S}/\text{cm}$) para la calibración. Se colocó el sensor de medición del equipo dentro de dicha solución, posteriormente, en el equipo se seleccionó el rango de valores para la medición y, finalmente, luego de unos minutos esperando a que el equipo se estabilice, se verificó que la lectura brindada sea similar al valor ya conocido de conductividad del estándar para corroborar que el equipo se encuentra correctamente calibrado. Seguidamente de haber finalizado con la calibración, se procedió a medir la conductividad eléctrica en las muestras.

- **Turbidez**

La medición de la turbidez se realizó utilizando un turbidímetro marca Hanna (C 114).

Se procedió con la calibración del equipo siguiendo las instrucciones brindadas en el manual de uso del equipo (Hanna, 1998), como paso previo a la medición de la turbidez de las muestras. Se empleó dos soluciones estándares para la calibración que presentan valores de 0 NTU y 20 NTU de turbidez, respectivamente. Dichas soluciones fueron vertidas en pequeñas cubetas de 10 ml de capacidad, para después, colocarlas dentro del equipo, cada cubeta fue colocada al momento indicado por el equipo durante la calibración. Finalmente, se corrobora la calibración midiendo el valor de turbidez del estándar de 20 NTU. Finalizada con la calibración, se procedió a medir la turbidez en las muestras sin filtrar, que fueron separadas previamente (Ver Figura N°13).



Figura N°13: Medición de la turbidez cada muestra

3.4.2 Variación de la concentración de aniones

Para la medición de aniones se utilizaron los 80 ml de cada muestra previamente filtrada, un fotómetro multiparámetro marca Hanna (HI 83200) y reactivos específicos.

El proceso de medición de cada parámetro indicado se realizó siguiendo las pautas brindadas dentro del manual de uso del equipo (Hanna, 2016).

- **Amoniaco**

Para la medición del amoniaco, primero se vertió 10 ml de muestra dentro de un vial (accesorio del multiparámetro) del mismo volumen de capacidad. Seguidamente, se configuró el equipo seleccionando el método a emplear según el parámetro a medir, en este caso Amoniaco Rango Medio. Luego, se colocó el vial inicial para proceder con la medición del “Cero” y dejar el equipo listo para la medición. Seguidamente, se retiró el vial y se agregó cuatro (04) gotas de un primer reactivo correspondiente al método empleado e indicado en el manual de uso, seguidamente se agito la muestra por un minuto aproximadamente, luego, se procedió a agregar cuatro (04) gotas de un segundo reactivo indicado en el manual y se procedió a agitar nuevamente la solución por un minuto más aproximadamente (Ver Figura N°14). Finalmente, el vial, con la nueva solución, es colado dentro del multiparámetro para obtener el valor final de la concentración de amoniaco presente en la muestra (Ver Figura N°14).

Cabe mencionar que para aquellas muestras analizadas cuyos valores se encontraban fuera del rango de valores de medición del equipo, se procedió a diluirlas, en este caso se diluyo 1 ml de muestra dentro de una solución de 10 ml de capacidad, enrasando con agua destilada hasta la capacidad indicada. Finalmente, se repite el mismo procedimiento indicado inicialmente con el multiparámetro para obtener la concentración de amoniaco en la solución diluida. De este procedimiento de dilución se obtiene un factor de dilución de 10X, el cual, se deberá de multiplicar por el valor obtenido en el multiparámetro para obtener la concentración real de amoniaco presente en la muestra inicial de efluente.

- **Nitratos**

Para la medición de nitratos, se siguió el mismo procedimiento indicado inicialmente. Primero se vertió 10 ml de muestra dentro del vial y se configuró el multiparámetro seleccionando el método de Nitratos Rango Alto, en este caso. Seguidamente, se procedió a medir el “Cero” dejando el equipo listo para realizar la medición. Debido a que en esta medición se cambió el método de trabajo del equipo, se procedido a agregar un reactivo diferente (indicado en el manual de uso) al vial y se procedió a agitar la solución hasta que el reactivo se diluya completamente (Ver Figura N°14). Finalmente, se colocó nuevamente el vial dentro del multiparámetro para obtener el valor de la concentración de nitratos presente en la muestra (Ver Figura N°15).

Del mismo modo indicado inicialmente, se procedió con la dilución de aquellas muestras cuyos valores se encontraban fuera del rango de valores de medición del equipo. El factor de dilución empleado fue el mismo en esta oportunidad (10X), el cual, se multiplico al nuevo valor obtenido por el multiparámetro para determinar la concentración real de nitratos presente en el efluente.

- **Sulfatos**

Para la medición de sulfatos, nuevamente, se siguió el mismo procedimiento previamente mencionado. En esta oportunidad se configuró el multiparámetro seleccionando el método de Sulfatos. Posteriormente, se procedió a medir el “Cero” dejando el equipo listo para realizar la medición. Dado que en esta oportunidad se cambió el método de trabajo del equipo, se procedido a agregar un nuevo reactivo (siguiendo lo mencionado en el manual de uso) al vial y se procedió a agitar la solución hasta que el reactivo este totalmente diluido. Para concluir, se colocó nuevamente el vial dentro del multiparámetro para obtener el valor de la concentración de Sulfatos presente en la muestra (Ver Figura N°15).

Para las muestras cuyos valores se encontraban fuera del rango de valores de medición del equipo, se procedió, una vez más, con el proceso de dilución indicado previamente. Se uso un factor de dilución de 10X, el cual, fue multiplicado por el nuevo valor obtenido por el multiparámetro para determinar la concentración real de sulfatos presente inicialmente en el efluente.



Figura N°14: Reactivos empleados para la medición de amoníaco y nitratos presentes en las muestras



Figura N°15: Medición de las concentraciones de aniones indicados presente en cada muestra haciendo uso del multiparámetro

3.5 Monitoreo de la concentración de metales

Para el desarrollo del presente trabajo, se determinó la medición de la concentración de los siguientes metales pesados: cobre (Cu), zinc (Zn), plomo (Pb) y hierro (Fe), que son los metales más comunes de encontrar dentro de las actividades mineras que se desarrollan al interior del Perú y que en concentraciones altas en contacto con el agua y el oxígeno del ambiente llegan a ser nocivos para la salud humana. Además, son metales considerados dentro de los parámetros de cumplimiento brindados tanto en los Límites Máximos Permisibles para efluentes mineros (MINAM, 2010) y en los Estándares de Calidad Ambiental para Agua (MINAM, 2017).

Las actividades de monitoreo fueron las mismas que se usaron para el análisis de los parámetros físicos químicos en cada subcelda.

3.5.1 Variación de la concentración de metales pesados

Se filtró las muestras obtenidas del monitoreo como paso previo a la medición de la concentración de metales presentes en cada una de ellas. Se realizó este proceso para obtener muestras libres de partículas sólidas, y evitar que estas interfirieran con las lecturas o afecten al equipo empleado para la medición.

Para la medición se utilizó el método de Espectrometría de Absorción Atómica (AAS, siglas en inglés) y el siguiente equipo: Espectrofotómetro de Absorción Atómica (Varian AA240). Primero, se prepararon soluciones que fueron denominadas “blancos” y “estándares” para poder calibrar el equipo. Para la preparación de los “blancos”, se empleó ácido nítrico acuoso (HNO_3) al 0.5% y para la preparación de los “estándares”, se utilizaron fiolas de 100 ml de capacidad donde se vertió la solución estándar y se diluyó con agua destilada hasta obtener las concentraciones deseadas para la calibración (Ver Figura 16). Cabe mencionar que se prepararon tres (03) estándares por cada metal a medir, obteniendo un total de doce (12) estándares. Luego, se procedió a generar la curva de calibración para cada metal haciendo uso de los “estándares” para generar el rango de valores que podrían presentar las lecturas. Seguidamente, se procedió con la verificación de la calibración haciendo uso de los “blancos” (Ver Figura 17). Finalmente, se procedió con la lectura de las concentraciones de los metales deseados en cada muestra (Guzmán, Maribel, et al., 2022).



Figura N°16: Soluciones “blanco” y soluciones “estándares”



Figura N°17: Calibración del equipo

A continuación, en la siguiente tabla (Tabla N°6) se presentan los parámetros operativos utilizados para determinar la concentración de metales pesados en cada muestra:

Tabla N°6: *Parámetros operativos utilizados en el proceso de AAS*

Metal	Parámetro				
	Intensidad de lámpara (mA)	Rango de calibración (mg/l)	Mezcla de gases para el Quemador	Ajuste de la curva de calibración	Concentración de "estándares" (ppm)
Cu	8	1-5	Aire/acetileno	Lineal	1, 2 y 5
Zn	1	0.2-1	Aire/acetileno	Lineal	0.2, 0.5 y 1.0
Pb	1	2-10	Aire/acetileno	Lineal	1, 2 y 5
Fe	0.2	1-5	Aire/acetileno	Lineal	2, 5, 10



Figura N°18: Medición de la concentración de metales en cada muestra

3.6 Tratamiento de especies vegetales

Finalizado los 9 días de tratamiento y monitoreo, se procedió con el análisis de las plantas empleadas para determinar su eficiencia de recuperación de metales mediante sus partes principales: raíz y tallo.

Previo al análisis, se procedió con el tratamiento de las plantas post monitoreo siguiendo las recomendaciones brindadas por Ingrid Márquez Hernández, et al. (2017), realizando algunas variaciones debido a las condiciones de trabajo que se presentaron durante la investigación.

Primero, se retiró cuidadosamente las plantas utilizadas en cada subcelda para, seguidamente, proceder a lavarlas con agua de grifo eliminando así cualquier contenido sólido presente no deseado y que pueda afectar el desarrollo del experimento. Luego de finalizado el lavado, se procedió a enjuagarlas con agua destilada.

Dichas muestras fueron depositadas sobre varias mesas para proceder con el desmembramiento de sus partes en tallo y raíz, las cuales, fueron reducidas a un menor tamaño y almacenadas en bolsas codificadas y esterilizadas (Ver Figura N°19 y Figura N°20).



Figura N°19: Desmembramiento de las plantas



Figura N°20: Almacenamiento de partes de las plantas en bolsas esterilizadas y codificadas

Posteriormente, las bolsas fueron llevadas a laboratorio, donde se procedió a depositar las muestras en vasos precipitados para poder colocarlas a secar usando dos muflas (Herauf). Se configuraron las muflas a una temperatura de calentamiento de 100 °C y las muestras estuvieron ahí por aproximadamente 48 horas, con el fin de poder reducir la mayor cantidad posible de humedad presente en ellas (Ver Figura N°21 y Figura N°22). Después, de los días de secado, se retiró cuidadosamente las muestras de las muflas, dejándolas enfriar por dos horas aproximadamente y proceder con el proceso de trituración. La trituración de las muestras se realizó usando un molinillo de granos de café (Bosch) hasta obtener un polvo lo más fino posible.



Figura N°21: Almacenamiento de muestras dentro de las muflas para secado



Figura N°22: Muestras en proceso de secado dentro de las muflas

Finalmente, se depositó dicho polvillo en pequeñas cajas de papel debidamente codificadas y esterilizadas, dejando de esta forma las muestras listas para el siguiente procedimiento de análisis (Ver Figura N°23).



Figura N°23: Muestra final obtenida luego del secado y la trituración

3.7 Métodos de análisis de concentración de metales

Finalizado el tratamiento previo de las plantas, se procedió con el análisis de dichas muestras para determinar la concentración de metales presentes en cada parte de la planta (raíz y tallo).

Se empleó los métodos denominados “Vía Seca” y “Vía Húmeda”, que son frecuentemente utilizados para el tratamiento y cuantificación de la concentración de metales presente en muestras orgánicas, como, por ejemplo, las plantas.

La metodología empleada en ambos métodos de análisis teniendo como referencia lo indicado en investigaciones anteriormente realizadas por Onianwa, P.C., et al. (2001), Akinyele, I.O., et al. (2015) y Crosby, N.T. (1997); sin embargo, se adecuó algunos procedimientos a las condiciones de trabajo presentes durante el experimento, principalmente, por el tipo de plantas utilizadas.

3.7.1 Vía Seca

Para este método, inicialmente, se pesó un gramo de cada muestra fina, obtenidas previamente, haciendo uso de una balanza electrónica de 4 decimales de precisión, y se colocaron en pequeños crisoles de porcelana para, posteriormente, taparlos y llevarlos a calentar a un horno de mufla a una temperatura promedio de 500 °C por aproximadamente 12 a 14 horas. Con el fin de que las muestras en cada crisol se vuelvan cenizas (Ver Figura N°24 y Figura N°25).

Terminado el proceso de calentamiento, se retiró cuidadosamente los crisoles de la mufla y se colocaron en un desecador para dejarlas enfriar. Seguidamente, las cenizas de cada crisol se colocaron en pequeños vasos precipitados de vidrio de 150 ml de capacidad y se mezclaron con 15 ml de ácido nítrico (HNO_3) a concentración 1 M para poder disolverlas. Luego, los vasos con la nueva solución fueron puestos a calentar en dos planchas calefactoras a una temperatura de 120 °C por aproximadamente 30 minutos hasta que la materia sólida se disuelva. Dichas planchas fueron

posicionadas debajo de la campana extractora, como medida de seguridad para evacuar los gases que se generaron durante este proceso.

Finalmente, se colocaron los vasos a enfriar, y se procedió a filtrar las muestras para eliminar el poco material sólido que aún se encontraban presentes. Se utilizó papel filtro (Whatman #42), embudos de vidrio y fiolas de 25 ml de capacidad para este procedimiento. La nueva solución depositada en la fiola fue enrasada con HNO_3 1M hasta completar su capacidad. Las muestras estaban listas para ser analizadas por medio del equipo Espectrofotómetro de Absorción Atómica y determinar la concentración de metales de interés presente en cada una ellas.



Figura N°24: Almacenamiento de muestras en los crisoles al interior de una mufla



Figura N°25: Crisoles en proceso de secado dentro de hornos de mufla

3.7.2 Vía Húmeda

En este método, inicialmente, se pesó un gramo de cada muestra fina, obtenidas previamente, haciendo uso de una balanza electrónica de 4 decimales de precisión, y se colocaron en matraces Erlenmeyer de 250 ml de capacidad. Seguidamente, se procedió con el proceso de digestión ácida. Para eso, a cada matraz se le agregó 10 ml de ácido nítrico (HNO_3) a concentración 1M y se tapó con una luna de reloj de vidrio, se dejaron los matraces digestando por aproximadamente 12 horas con el fin de eliminar la materia orgánica presente en ellas (Ver Figura N°26).

Posteriormente, terminado el proceso de digestión, se colocaron los matraces sobre dos planchas calefactoras para calentarlas, inicialmente, a una temperatura de 60°C por aproximadamente 2 horas, luego, se incrementó la temperatura a 100°C por aproximadamente 2 horas más (Ver Figura N°27).

Para terminar el procedimiento, se colocaron los matraces a enfriar, y se procedió a filtrar cada muestra para eliminar el material sólido sobrante que aún se podía visualizar. Se utilizó papel filtro, embudos de vidrio y fiolas de 25 ml de capacidad para este procedimiento. Las soluciones obtenidas en cada

fiola fueron enrasadas con agua destilada hasta completar su capacidad, con esto ya se podían llevar las muestras a ser analizadas por medio del equipo Espectrofotómetro de Absorción Atómica y determinar la concentración de metales de interés presente en cada una ellas.



Figura N°26: Muestras en proceso de digestión



Figura N°27: Muestras sobre planchas calefactoras

3.7.3 Análisis de absorción atómica

Para el análisis de las muestras y determinación de la concentración de metales en cada una de ellas se empleó el método de Espectrometría de Absorción Atómica (AAS).

Según lo indicado tanto por Soyak, Mustafa & Kizil, Nebiye (2011) y Radulescu, C., et al. (2011), el método de AAS es un método muy importante y usualmente empleado debido a que es de mucha utilidad para detectar y determinar la concentración de metales pesados o metaloides presentes en muestras obtenidas del ambiente. Sin embargo, presenta ciertas limitaciones, por ejemplo, solo puede analizar un metal a la vez debido a que se emplea una lámpara de luz diferente dependiendo del metal a analizar, además, se pueden presentar interferencias al momento de emplear la flama (quemador) al momento de realizar los análisis, lo que ocasiona, que el tiempo de análisis aumente y se puedan presentar malas lecturas (Steve J. Hill & Andy S. Fisher, 2017).

El procedimiento de análisis es el mismo usado anteriormente y descrito para el análisis de las muestras de agua. Se emplearon soluciones “blancos” y soluciones “estándares”, previamente preparadas, para poder calibrar el equipo Espectrofotómetro de Absorción Atómica (Varian AA240). Seguidamente, se verificó que la calibración este correctamente realizada, midiendo las concentraciones (conocidas) del metal presente en cada una de las soluciones “estándar”.

Finalmente, se procedió con la lectura de la concentración de metales cobre, zinc, plomo y hierro presente en cada una de las muestras obtenidas de los procedimientos “Vía seca” y “Vía húmeda”.

IV. DISCUSIÓN Y ANÁLISIS DE RESULTADOS

4.1 Parámetros físico-químicos

A continuación, se presentarán los resultados obtenidos del monitoreo de los parámetros físico-químicos y la concentración de aniones de interés para esta investigación en los efluentes de los wetlands. También, se incluye las mediciones de los parámetros indicados para las condiciones iniciales del experimento (Día 0).

Cabe recalcar que el tiempo de duración del monitoreo fue de 9 días, tiempo que duró el desarrollo del experimento.

- **pH**

En las siguientes tablas (Tabla N°7 y Tabla N°8) se presentan los resultados obtenidos del monitoreo del pH en las subceldas que contenían Carrizo y Totora, respectivamente:

Tabla N°7: Resultados del monitoreo del pH – Subceldas con Carrizo

Carrizo										
Subcelda	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	10.71	9.87	9.44	9.01	8.66	8.24	8.12	8.40	8.42	8.28
3	10.46	10.02	9.60	9.15	8.82	8.51	8.09	8.38	8.25	8.25
5	10.59	10.18	9.74	9.32	8.99	8.55	8.43	8.38	8.14	8.30
7	10.54	10.08	9.66	9.25	8.95	8.47	8.31	8.24	8.09	8.21

Tabla N°8: Resultados del monitoreo del pH – Subceldas con Totora

Totora										
Subcelda	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
2	10.70	9.86	9.43	9.01	8.79	8.42	8.29	8.45	8.49	8.29
4	10.27	9.81	9.41	9.0	8.78	8.47	8.24	8.42	8.35	8.34
6	10.50	10.06	9.60	9.25	8.79	8.61	8.49	8.56	8.41	8.21
8	10.66	9.85	9.47	9.20	8.90	8.51	8.33	8.41	8.35	8.17

Además, en las siguientes figuras (Figura 28 y Figura 29) se presentan las variaciones de pH obtenidas en cada subcelda, de igual manera, se puede observar si los valores del pH obtenidos cumplen con los Límites Máximos Permisibles – LMP (D.S. N°010-2010-MINAM) y con los Estándares de Calidad Ambiental – ECA para Agua, Categoría 3: Riego de vegetales y bebidas de animales (D.S. N°004-2017-MINAM), establecidos actualmente en la legislación peruana.

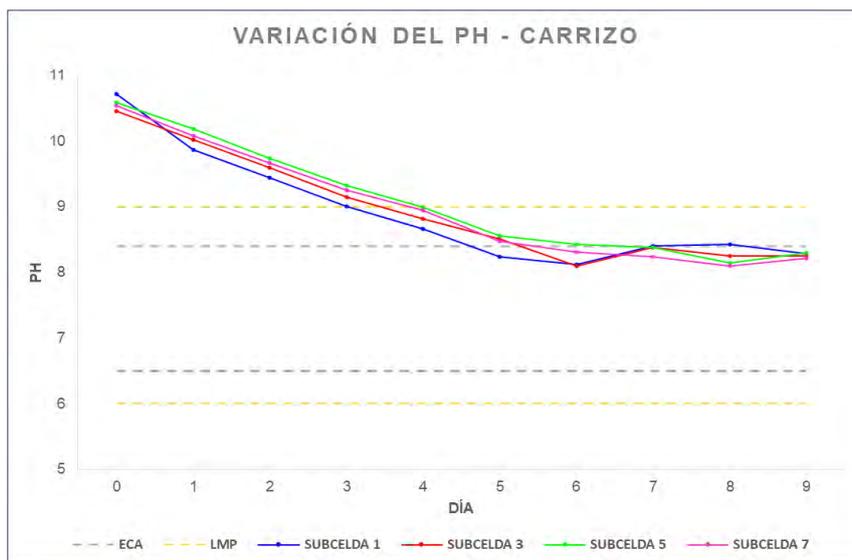


Figura N°28: Variación del pH y comparativa con la legislación peruana vigente - Carrizo

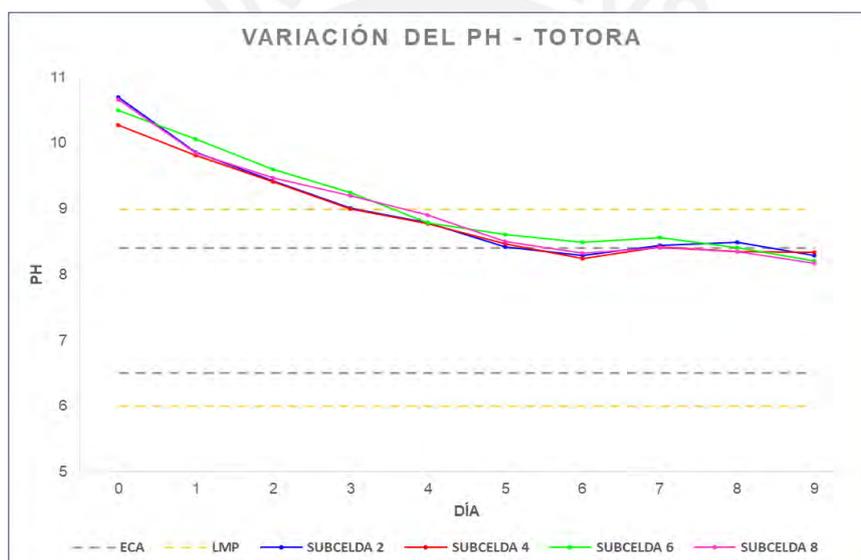


Figura N°29: Variación del pH y comparativa con la legislación peruana vigente – Totora

Se puede observar en las Figuras 28 y 29, los valores iniciales de pH en todas las subceldas que contenían Totora y Carrizo oscilaban entre los 10 a 11 (pH alcalino). Sin embargo, la tendencia en las subceldas fue a disminuir estos valores iniciales con el paso de los días de tratamiento. A partir del día 6 de tratamiento los valores de pH comenzaron a estabilizarse y mantenerse constantes hasta el día final del experimento. Esta disminución en los valores de pH probablemente se pueda deber al proceso de oxidación de los metales presentes, a la generación de acidez u otras reacciones químicas que se pueden producir en los Wetlands durante el tratamiento, según lo indicado en anteriores investigaciones (D. Barrie Johnson, Kevin B. Halberg, 2005; B. Gazea, et al., 1996).

Además, los valores iniciales de pH obtenidos se encuentran fuera del rango permitido tanto para los LMP (pH entre 6 – 9) y ECA (pH entre 6.5 – 8.5). Sin embargo, a partir del día 4 los valores de pH,

en las subceldas de carrizo y totora, cumplen con el rango permitido por los LMP, pero, recién a partir del día 6 los valores de pH, en todas las subceldas, cumplen con el rango permitido por los ECA.

Finalmente, según los valores obtenidos, se puede observar que no hay mucha diferencia entre los efectos generados tanto por la totora y el carrizo con respecto al pH.

- **Conductividad**

En las siguientes tablas (Tabla N°9 y Tabla N°10) se presentan los resultados obtenidos del monitoreo de la Conductividad Eléctrica ($\mu\text{s}/\text{cm}$) en las subceldas que contenían Carrizo y Totora, respectivamente:

Tabla N°9: Resultados del monitoreo de la Conductividad Eléctrica – Subceldas con Carrizo

Subcelda	Carrizo									
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	1030	1260	1480	1180	1370	1340	1390	1370	1270	1340
3	1000	1350	1470	1250	1390	1450	1430	1420	1280	1200
5	1060	1310	1550	1230	1240	1490	1480	1390	1470	1420
7	1010	1280	1540	110	1390	1420	1410	1450	1390	1350

Tabla N°10: Resultados del monitoreo de la Conductividad Eléctrica– Subceldas con Totora

Subcelda	Totora									
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
2	920	1240	1340	1300	1170	1370	1460	1320	1410	1440
4	930	1220	1290	1050	1290	1300	1300	1260	1290	1190
6	930	1140	1430	1070	1230	1260	1310	1270	1250	1290
8	910	1180	1330	1240	1150	1270	1270	1300	1270	1310

Además, en las siguientes figuras (Figura 30 y Figura 31) se presentan las variaciones de la conductividad eléctrica obtenidas en cada subcelda, de igual manera, se puede observar si los valores de conductividad eléctrica obtenidos cumplen con los Estándares de Calidad Ambiental – ECA para Agua, Categoría 3: Riego de vegetales y bebidas de animales (D.S. N°004-2017-MINAM), establecidos actualmente en la legislación peruana.

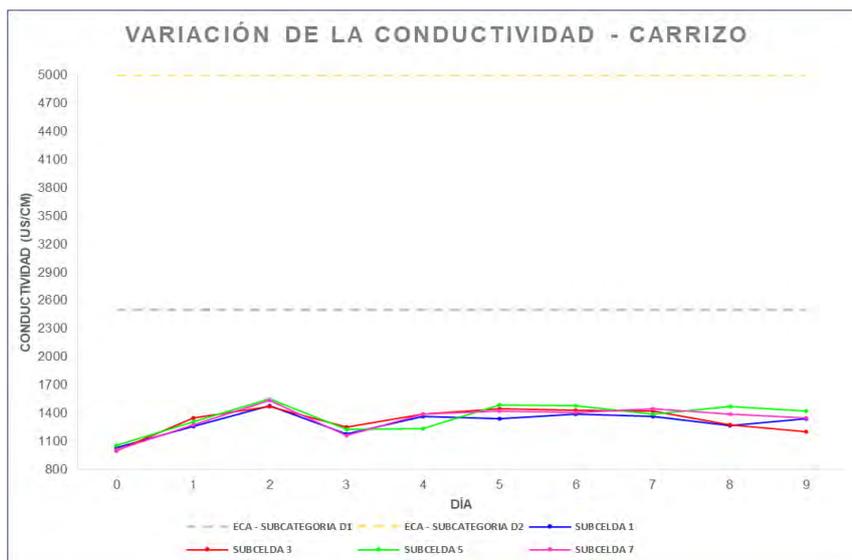


Figura N°30: Variación de la conductividad eléctrica y comparativa con la legislación peruana vigente - Carrizo

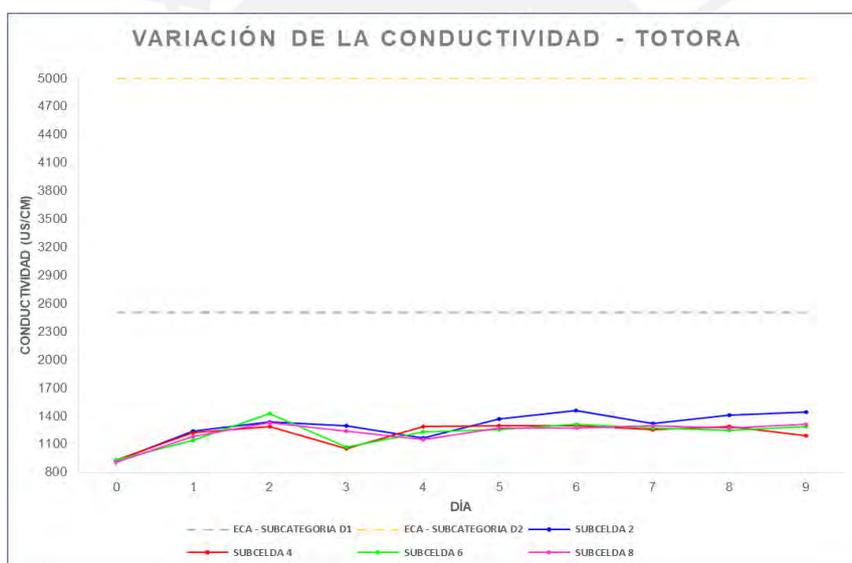


Figura N°31: Variación de la conductividad eléctrica y comparativa con la legislación peruana vigente - Totora

Se puede observar de las Figuras 30 y 31 que el comportamiento de las subceldas con ambas plantas es similar. Las subceldas con carrizo presentan un valor promedio inicial de $1025 \mu\text{S/cm}$ y las subceldas con totora presentan un valor promedio inicial de $922 \mu\text{S/cm}$, dichos valores presentaron una tendencia ligera de crecimiento terminando con valores finales promedio de $1327 \mu\text{S/cm}$ para el carrizo y de $1307 \mu\text{S/cm}$ para la totora. Es importante indicar que la conductividad eléctrica no solamente depende de la concentración de metales presentes en un efluente, sino, también de la presencia de sólidos disueltos (relación directamente proporcional) y de la variación de la temperatura (F. Prieto, et al., 2001).

Sin embargo, a pesar, de la ligera tendencia a crecer de los valores de conductividad eléctrica obtenidos, estos se encuentran dentro de los límites establecidos en los ECA, tanto para la Subcategoría D1 – Riego de vegetales (conductividad: 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y Subcategoría D2 – Bebida de animales (conductividad: 5000 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

- **Turbidez**

En las siguientes tablas (Tabla N°11 y Tabla N°12) se presentan los resultados obtenidos del monitoreo de la Turbidez (NTU) en las subceldas que contenían Carrizo y Totora, respectivamente:

Tabla N°11: *Resultados del monitoreo de la Turbidez – Subceldas con Carrizo*

Carrizo										
Subcelda	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	0.00	67.60	10.90	27.00	28.60	13.50	8.79	0.74	1.37	1.29
3	1.84	15.20	2.60	3.61	2.33	6.35	0.46	0.48	0.51	3.42
5	0.83	5.72	6.63	14.1	8.79	1.22	10.60	0.73	0.76	2.27
7	1.00	9.83	26.50	15.90	22.70	6.03	14.00	0.50	3.16	2.53

Tabla N°12: *Resultados del monitoreo de la Turbidez – Subceldas con Totora*

Totora										
Subcelda	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
2	0.00	24.50	18.10	11.10	40.60	5.91	8.64	2.06	1.82	1.69
4	0.82	15.30	0.33	2.51	1.78	1.12	1.96	0.45	0.45	0.76
6	0.14	9.24	0.67	2.48	2.88	1.83	0.69	0.90	0.53	0.83
8	0.95	41.50	16.5	21.20	33.20	13.00	9.08	3.35	0.63	2.22

Además, en las siguientes figuras (Figura 32 y Figura 33) se presentan las variaciones de la Turbidez obtenidas en cada subcelda, de igual manera, se puede observar si los valores de turbidez obtenidos cumplen con los Estándares de Calidad Ambiental – ECA para Agua, Categoría 1: Poblacional y Recreacional, Subcategoría B: Aguas superficiales destinadas para recreación (D.S. N°004-2017-MINAM), establecidos actualmente en la legislación peruana.

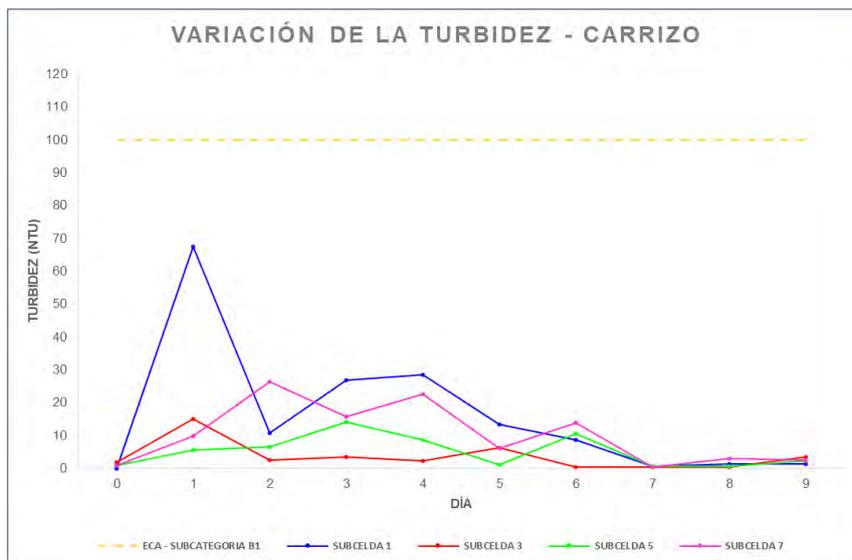


Figura N°32: Variación de la turbidez y comparativa con la legislación peruana vigente – Carrizo

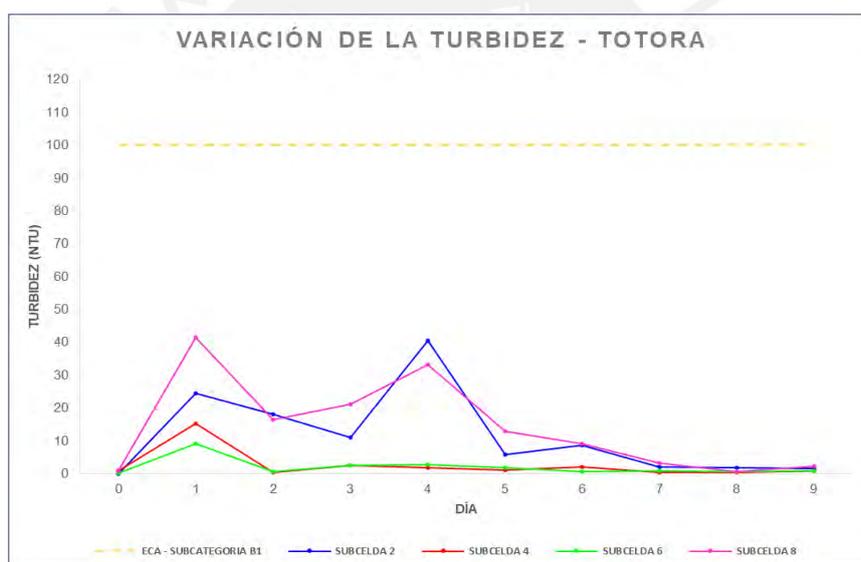


Figura N°33: Variación de la turbidez y comparativa con la legislación peruana vigente – Totora

Se puede observar de las Figuras 32 y 33 que, en todas las subceldas con carrizo los valores obtenidos de turbidez son muy variables en los primeros 6 días, sin embargo, se pudieron estabilizar y mantener constantes a partir del día 7 en adelante. El valor máximo de turbidez en estas subceldas fue de 67.60 NTU de la subcelda con la solución binaria de Cu-Fe, además, los mayores valores de turbidez obtenidos se presentaron en las subceldas con la solución binaria de Cu-Fe y la solución cuaternaria de Cu-Zn-Pb-Fe.

En el caso de las subceldas con totora, los valores de turbidez presentan un comportamiento estable y constante a partir del día 2 en adelante en las subceldas con las soluciones binarias de Zn-Fe y Pb-Fe, sin embargo, dicho comportamiento se da a partir del día 7 en adelante en las subceldas con la solución

binaria de Cu-Fe y la solución cuaternaria de Cu-Zn-Pb-Fe. El valor máximo de turbidez obtenido en estas semiceldas fue de 41.50 NTU de la subcelda con la solución cuaternaria.

Es importante indicar que el valor inicial de turbidez (día 0) en todas las subceldas fue de 0 NTU. Además, se puede mencionar que el carrizo presenta mejores resultados que la totora debido a la tendencia a disminuir los valores de turbidez durante los 9 días de experimento. La turbidez en las aguas evita que pase la luz debido a la presencia de materiales insolubles en suspensión, afectando el proceso de fotosíntesis de las plantas presentes en las aguas (Grobbelaar, 2009).

A pesar, de lo variable que resultaron ser los valores de turbidez obtenidos, estos se encuentran dentro de los límites establecidos en los ECA, Categoría 1: Poblacional y Recreacional: Subcategoría B: Aguas superficiales destinadas para recreación (100 NTU).

- **Oxígeno disuelto**

En las siguientes tablas (Tabla N°13 y Tabla N°14) se presentan los resultados obtenidos del monitoreo del Oxígeno disuelto (mg/L) en las subceldas que contenían Carrizo y Totora, respectivamente:

Tabla N°13: Resultados del monitoreo del Oxígeno disuelto – Subceldas con Carrizo

Carrizo										
Subcelda	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	6.41	5.52	5.13	3.98	3.51	1.23	1.57	1.88	6.79	6.12
3	6.37	4.86	5.44	4.49	1.23	0.73	0.81	0.08	6.72	6.40
5	6.26	6.03	4.79	4.36	4.31	0.85	2.10	0.30	5.74	5.44
7	6.50	6.43	1.89	5.42	2.89	0.98	2.25	0.32	6.41	5.87

Tabla N°14: Resultados del monitoreo del Oxígeno disuelto – Subceldas con Totora

Totora										
Subcelda	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
2	5.91	5.89	5.94	5.39	4.80	3.29	5.61	5.28	6.74	6.58
4	6.70	6.25	5.51	6.09	5.45	4.83	6.06	5.63	6.65	6.60
6	6.39	5.36	5.59	5.86	5.67	4.33	5.72	5.35	6.9	5.89
8	6.37	5.81	5.86	4.86	5.41	4.22	5.79	4.92	6.61	6.43

Además, en las siguientes figuras (Figura 34 y Figura 35) se presentan las variaciones del Oxígeno disuelto obtenidas en cada subcelda, de igual manera, se puede observar si los valores de oxígeno disuelto obtenidos cumplen con los Estándares de Calidad Ambiental – ECA para Agua, Categoría 3: Riego de vegetales y bebidas de animales (D.S. N°004-2017-MINAM), establecidos actualmente en la legislación peruana.

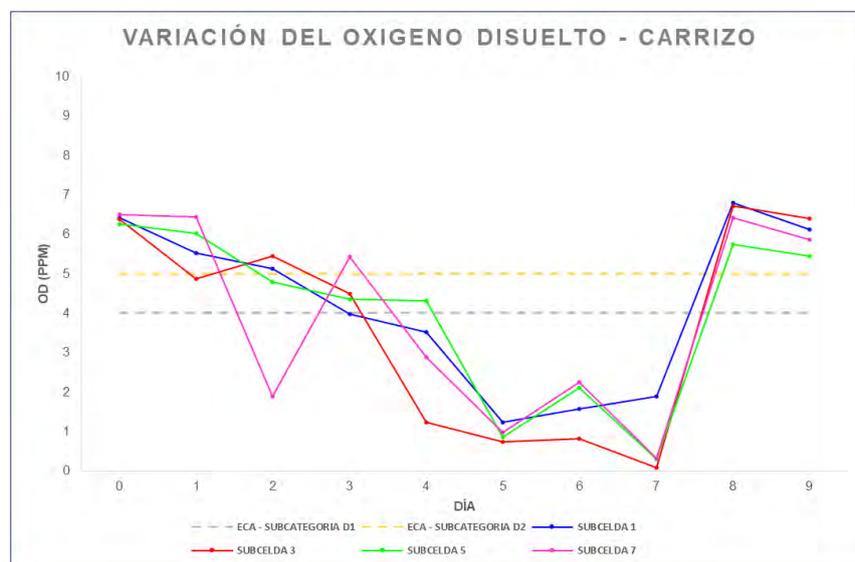


Figura N°34: Variación del oxígeno disuelto y comparativa con la legislación peruana vigente – Carrizo

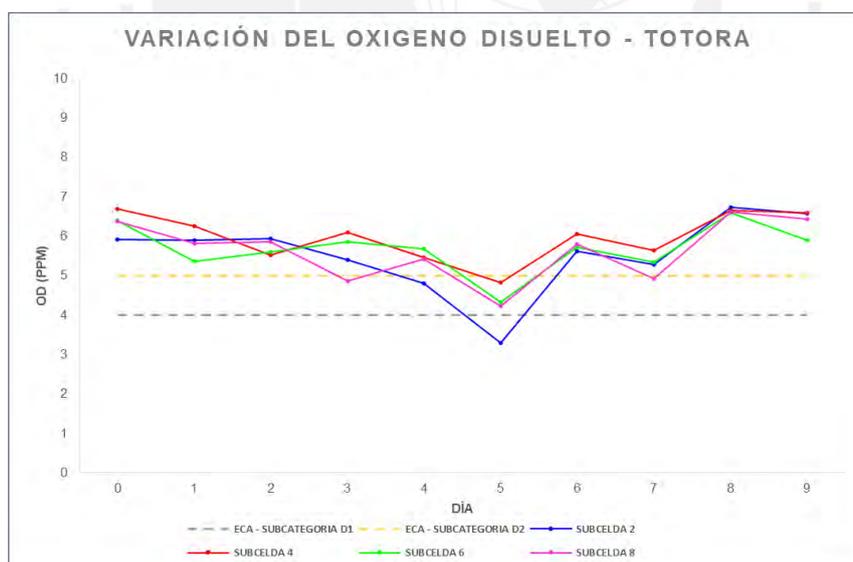


Figura N°35: Variación del oxígeno disuelto y comparativa con la legislación peruana vigente – Totora

Se puede observar de las Figuras 34 y 35 que en las subceldas con carrizo se obtuvieron valores de oxígeno disuelto muy variables y mínimos durante los primeros 7 días de experimento, sin embargo, a partir del día 8 los valores comenzaron a subir y mantenerse estables y constantes hasta el día 9. El valor mínimo obtenido de OD en estas subceldas fue de 0.08 mg/l en el día 7 para la subcelda con la solución binaria de Zn-Fe.

En el caso de las subceldas con totora, el comportamiento de los resultados obtenidos de OD presentaron mínimas variaciones durante los primeros 4 días de experimento, sin embargo, todas las subceldas presentaron una disminución de OD muy considerable en el día 5, para luego subir y estabilizarse a partir del día 8 en adelante. El valor mínimo obtenido de OD en estas subceldas fue de 3.29 mg/l en el día 5 para la subcelda con la solución binaria de Cu-Fe.

Por lo tanto, se puede mencionar que la totora presenta mejores efectos a comparación del carrizo con respecto al OD a lo largo del tiempo de duración del experimento. Según Huaqing, Liu, et al. (2016), el OD es un factor esencial que contribuye a la reducción de la concentración de contaminantes presentes en los Wetlands, también, nos indican que la pérdida de oxígeno radial (ROL), es un procedimiento complejo en el que el oxígeno que pasa de las hojas y tallos de las plantas hasta sus raíces es liberado de manera reducida, lo cual, puede ser un motivo de explicación para los valores obtenidos de OD en las subceldas, especialmente, en las subceldas con carrizo.

En el caso de las subceldas con carrizo desde el día 0 hasta el día 1 los valores obtenidos de OD, se encuentran dentro de los límites establecidos en los ECA, Subcategoría D1: Riego de vegetales (≥ 4 mg/l) y Subcategoría D2: Bebida de animales (≥ 5 mg/l). Sin embargo, desde el día 2 hasta el día 7 los valores se encuentran fuera de los límites indicados, finalmente, a partir del día 8 en adelante, los valores de OD vuelven nuevamente a estar dentro del rango permitido por los ECA.

Para el caso de las subceldas con totora desde el día 0 hasta el día 4 los valores obtenidos de OD, se encuentran dentro de los rangos establecidos en los ECA. Sin embargo, el día 5 los valores se encuentran fuera de los rangos indicados, finalmente, a partir del día 6 en adelante, los valores de OD vuelven nuevamente a estar dentro del rango permitido por los ECA.

4.2 Concentración de aniones

- **Amoniaco**

En las siguientes tablas (Tabla N°15 y Tabla N°16) se presentan los resultados obtenidos del monitoreo de Amoniaco (mg/L) en las subceldas que contenían Carrizo y Totora, respectivamente:

Tabla N°15: Resultados del monitoreo de Amoniaco – Subceldas con Carrizo (mg/L)

Subcelda	Carrizo									
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	420.0	318.5	237.5	152.2	204.2	193.6	194.4	131.0	148.4	132.0
3	1276.0	518.0	300.0	236.0	236.8	197.4	183.4	145.4	129.2	121.0
5	1874.0	275.0	355.5	216.0	210.4	176.0	190.8	147.4	147.2	142.0
7	1554.0	434.0	336.5	189.6	111.4	211.2	143.0	147.2	128.6	113.8

Tabla N°16: Resultados del monitoreo de Amoniaco – Subceldas con Totora (mg/L)

Subcelda	Totora									
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
2	582.0	358.0	242.2	200.8	146.2	178.0	156.8	120.2	149.0	109.2
4	860.0	287.0	215.0	158.6	148.2	148.4	142.0	103.4	93.1	87.8
6	1084.0	435.0	490.0	189.4	157.6	153.0	163.2	120.2	115.0	103.6
8	890.0	267.0	230.5	166.6	163.4	171.8	158.2	112.9	106.9	102.6

Además, en las siguientes figuras (Figura 36 y Figura 37) se presentan las variaciones de las concentraciones de Amoniaco obtenidas en cada subcelda, de igual manera, se puede observar si los valores de amoniaco obtenidos cumplen con los Estándares de Calidad Ambiental – ECA para Agua, Categoría 1: Poblacional y Recreacional, Subcategoría A: Aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable (D.S. N°004-2017-MINAM), establecidos actualmente en la legislación peruana.

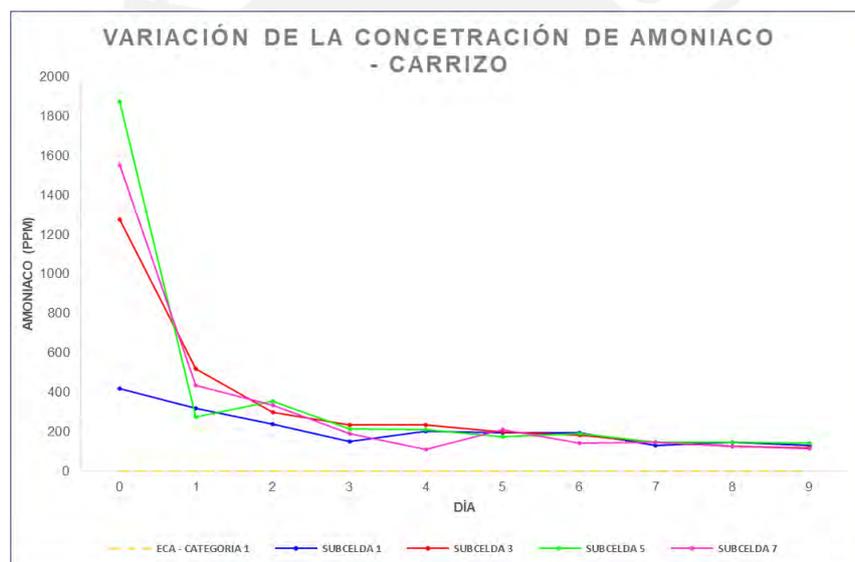


Figura N°36: Variación de la concentración de amoniaco y comparativa con la legislación peruana vigente – Carrizo

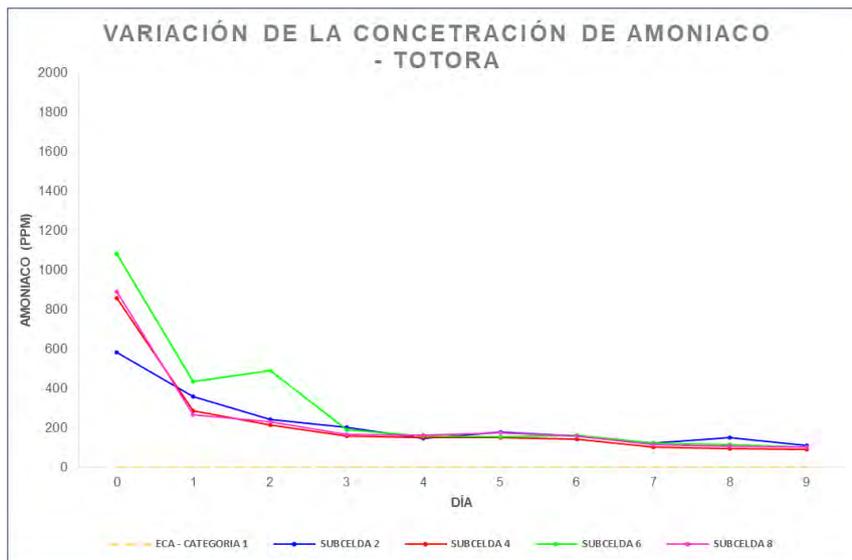


Figura N°37: Variación de la concentración de amoniaco y comparativa con la legislación peruana vigente – Totora

Se puede observar de las Figuras 36 y 37 que en todas las subceldas con carrizo la tendencia de los valores obtenidos de la concentración de amoniaco es similar. Es decir, inician con valores de concentraciones iniciales altos, los cuales, van disminuyendo y estabilizándose durante el transcurso de los días de tratamiento. El máximo valor de concentración de amoniaco es de 1874.0 mg/L (día 0) y se da en la subcelda con la solución binaria de Pb-Fe. Para el día final de tratamiento (día 9), la reducción de la concentración de amoniaco en cada subcelda fue notoria dado que se llegó a obtener valores promedio de 127.2 mg/L.

En el caso de las subceldas con totora, el comportamiento a disminuir de los resultados obtenidos es similar a lo descrito para las semiceldas con carrizo. El máximo valor de concentración de amoniaco es de 1084.0 mg/L (día 0) y se da en la subcelda con la solución binaria de Pb-Fe. Además, en la misma solución binaria de Pb-Fe, se puede notar un ligero aumento de la concentración de amoniaco en el día 2. Sin embargo, para el día final de tratamiento (día 9), todas las subceldas con totora presentaron una gran disminución en la concentración de amoniaco obteniendo valores promedio de 100.8 mg/L.

De lo indicado anteriormente, se puede notar que tanto el carrizo como la totora presentan los mismos efectos de reducción de la concentración de amoniaco en cada subcelda a lo largo del tiempo de duración del experimento. De acuerdo a lo mencionado por Almuktar, S.A.A.N., et al. (2018), la reducción del amoniaco mediante el proceso de nitrificación se da de manera efectiva durante periodos de tiempo muy largos independientemente de la especie de planta a utilizar en los wetlands, además, el tipo de diseño del wetland artificial influye en la eficiencia de remoción del amoniaco.

Tanto, en el caso de las subceldas con carrizo y de las semiceldas con totora desde el día 0 hasta el día 9 los valores obtenidos de la concentración de amoniaco fueron disminuyendo, sin embargo, se

encuentran fuera de los límites establecidos en los ECA, Categoría 1: Poblacional y Recreacional Subcategoría A: Aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable (1.5 mg/l).

- **Nitratos**

En las siguientes tablas (Tabla N°17 y Tabla N°18) se presentan los resultados obtenidos del monitoreo de Nitratos (mg/L) en las subceldas que contenían Carrizo y Totora, respectivamente:

Tabla N°17: Resultados del monitoreo de Nitratos – Subceldas con Carrizo (mg/L)

		Carrizo									
Subcelda	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
1	6.6	33.6	48.6	24.0	40.8	20.4	50.4	150.6	67.8	70.7	
3	41.4	45.0	9.0	22.2	86.7	63.3	70.5	150.0	196.2	62.4	
5	17.4	49.2	37.8	62.1	32.7	8.4	18.6	106.0	60.6	128.4	
7	52.2	25.2	28.8	49.8	25.2	1.8	6.8	19.2	41.4	27.6	

Tabla N°18: Resultados del monitoreo de Nitratos – Subceldas con Totora (mg/L)

		Totora									
Subcelda	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
2	66.6	48.6	55.2	18.0	28.2	33.9	17.1	44.4	18.9	74.4	
4	25.2	39.6	23.4	62.1	53.7	72.3	48.3	96.0	41.4	75.6	
6	39.0	1.2	22.2	41.7	32.7	8.4	18.6	27.0	91.8	73.2	
8	48.6	26.4	27.0	45.6	49.5	36.9	35.7	56.1	88.8	94.8	

Además, en las siguientes figuras (Figura 38 y Figura 39) se presentan las variaciones de las concentraciones de nitratos obtenidas en cada subcelda, de igual manera, se puede observar si los valores sulfatos obtenidos cumplen con los Estándares de Calidad Ambiental – ECA para Agua, Categoría 3: Riego de vegetales y bebidas de animales (D.S. N°004-2017-MINAM), establecidos actualmente en la legislación peruana.

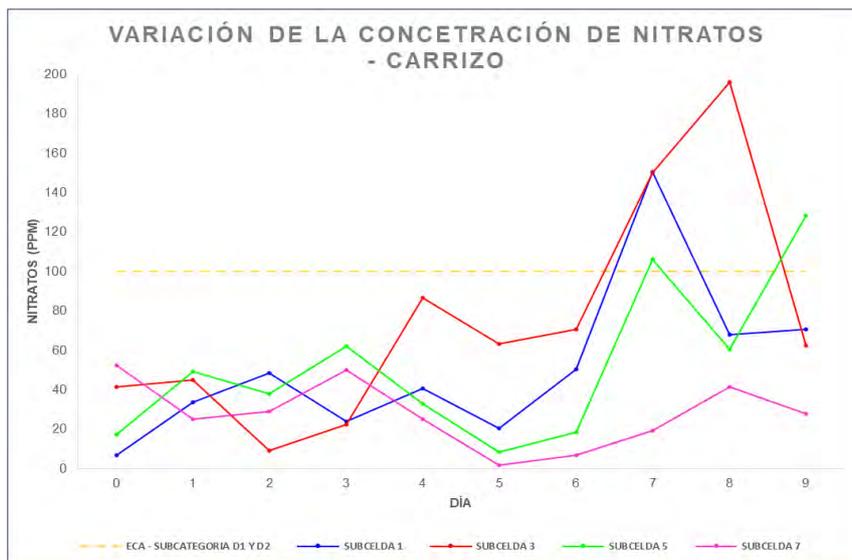


Figura N°38: Variación de la concentración de nitratos y comparativa con la legislación peruana vigente – Carrizo

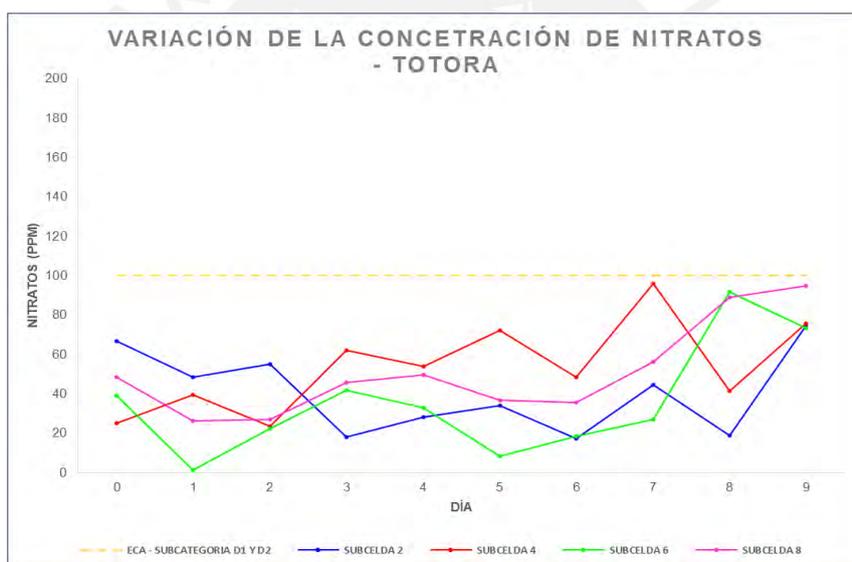


Figura N°39: Variación de la concentración de nitratos y comparativa con la legislación peruana vigente – Totora

En las Figuras 38 y 39 se puede observar que en todas las subceldas con carrizo la tendencia de los valores obtenidos de la concentración de nitratos es muy variable. Es decir, los valores no logran estabilizarse, por el contrario, presentan aumentos y bajadas durante el tiempo de duración del experimento. Las máximas concentraciones de nitratos en estas subceldas fueron de 196.2 mg/L (día 8) en la solución binaria de Zn-Fe, seguido, por el valor de 150.6 mg/L (día 7) en la solución binaria de Cu-Fe. Al final del tratamiento, los valores de la concentración de nitratos se mantuvieron a la baja en la mayoría de las subceldas presentando valores promedio de 53.6 mg/L, a excepción de la subcelda

con la solución binaria de PB-Fe que al término del tratamiento presento un valor de concentración de 128.4 mg/L.

Para las subceldas con totora, el caso es similar a lo descrito para las subceldas con carrizo, es decir, la tendencia de los valores obtenidos de la concentración de nitratos es variable. Sin embargo, presentan valores de concentración menores a las reportadas inicialmente para las subceldas con carrizo. En las subceldas con totora los máximos valores de concentración se dan en la solución binaria de Zn-Fe en el día 7 de tratamiento con un valor de 96.0 mg/L y en la solución cuaternaria de Cu-Zn-Pb-Fe en el día 8 con un valor de 94.8 mg/L. Para el día final de tratamiento algunos valores se mantuvieron a la baja y algunos aumentaron ligeramente, obteniendo valores promedio de 79.5 mg/L, en todas las subceldas.

De lo mencionado anteriormente, se puede notar que al final del tratamiento el carrizo presenta mejores efectos de reducción de la concentración de nitratos a comparación de la totora. Es importante indicar que el proceso de desnitrificación es esencial para la eliminación del nitrato que, además, se favorece en ambientes con presencia de carbono (Scott, J.T., et al., 2008).

Para el caso de las subceldas con carrizo, desde el día 0 hasta el día 6 todos los valores obtenidos de la concentración de nitratos se encuentran dentro de los límites establecidos en los ECA, Subcategoría D1: Riego de vegetales (100 mg/l) y Subcategoría D2: Bebida de animales (100 mg/l), sin embargo, para el día 7 las concentraciones de nitratos en las soluciones binarias de Cu-Fe, Zn-Fe y Pb-Fe se encontraban fuera de los límites indicados, para el día final de tratamiento (día 9), solamente la concentración de nitratos en la subcelda con la solución binaria de Pb-Fe se encontraba fuera de los límites brindados por el ECA. Sin embargo, caso contrario sucedió en las subceldas con totora en la que todos los valores de concentración de nitratos se encontraban por debajo de los límites brindados por los ECA durante los diez días de duración del tratamiento.

- **Sulfatos**

En las siguientes tablas (Tabla N°17 y Tabla N°18) se presentan los resultados obtenidos del monitoreo de Sulfatos (mg/L) en las subceldas que contenían Carrizo y Totora, respectivamente:

Tabla N°19: Resultados del monitoreo de Sulfatos – Subceldas con Carrizo (mg/L)

Subcelda	Carrizo									
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	200	200	200	150	200	200	200	200	250	200
3	150	200	150	150	200	200	200	200	200	200
5	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200
7	200	200	200	150	150	200	200	200	200	200

Tabla N°20: Resultados del monitoreo de Sulfatos – Subceldas con Totora (mg/L)

Subcelda	Totora									
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
2	150	200	200	200	200	150	200	200	200	250
4	200	200	200	200	150	200	250	200	200	200
6	200	150	150	200	200	200	200	200	200	200
8	200	150	200	200	200	200	250	250	250	250

Además, en las siguientes figuras (Figura 40 y Figura 41) se presentan las variaciones de las concentraciones de sulfatos obtenidas en cada subcelda, de igual manera, se puede observar si los valores sulfatos obtenidos cumplen con los Estándares de Calidad Ambiental – ECA para Agua, Categoría 3: Riego de vegetales y bebidas de animales (D.S. N°004-2017-MINAM), establecidos actualmente en la legislación peruana.

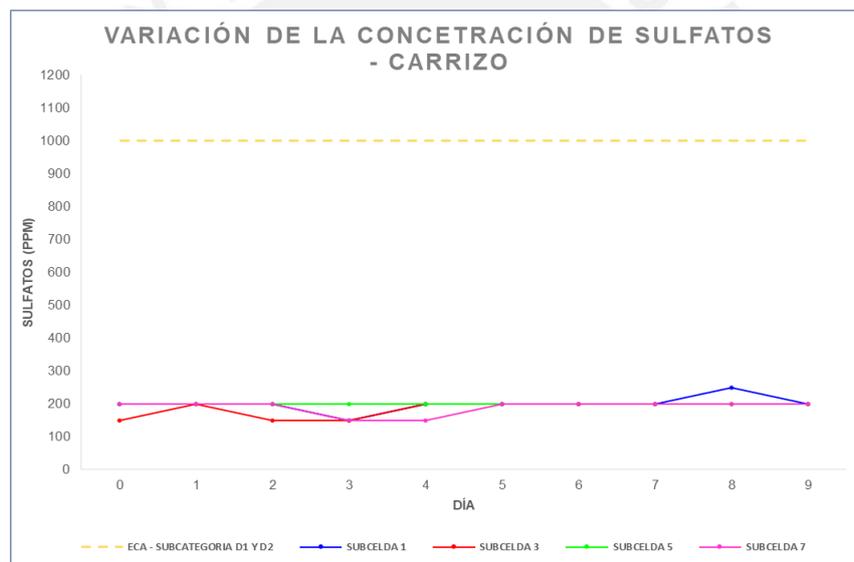


Figura N°40: Variación de la concentración de sulfatos y comparativa con la legislación peruana vigente – Carrizo

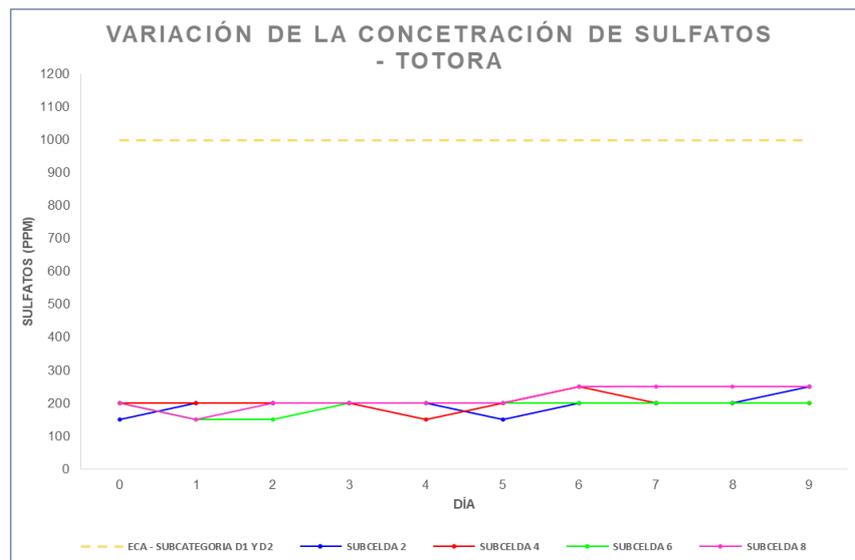


Figura N°41: Variación de la concentración de sulfatos y comparativa con la legislación peruana vigente – Totora

Las Figuras 40 y 41 muestran que en todas las subceldas conteniendo el carrizo la tendencia de las concentraciones de sulfatos se mantiene constante (200 mg/L). En la solución binaria de Cu-Fe la concentración de sulfatos disminuyó hasta 150 mg/L (día 3), sin embargo, en el día 8 aumentó hasta 250 mg/L. Por otro lado, se observa que en la solución binaria de Zn-Fe, la concentración era de 150 mg/L, mismo valor obtenido en los días 2 y 3 del tratamiento. En la solución binaria de Pb-Fe, la concentración de sulfatos fue de 200 mg/L y se mantuvo constante los diez días de tratamiento. Finalmente, en la solución cuaternaria de Cu-Zn-Pb-Fe la concentración de sulfato disminuyó hasta 150 mg/L durante los días 3 y 4 del proceso de remediación.

Para el caso de las subceldas con totora, la tendencia en los valores obtenidos de concentración de sulfatos también fue casi constante (200 mg/L). La solución binaria de Cu-Fe, inició con una concentración de 150 mg/L de sulfatos (día 0) y dicho valor se repitió en el día 5 del tratamiento, durante el día 9 la concentración aumentó hasta 250 mg/L. En la solución binaria de Zn-Fe, la concentración disminuyó hasta 150 mg/L en el día 4. Para la solución binaria de Pb-Fe, la concentración disminuyó durante los días 1 y 2 de remediación hasta 150 mg/L. Finalmente, en la solución cuaternaria de Cu-Zn-Pb-Fe, en el día 2 de tratamiento la concentración bajó hasta 150 mg/L, sin embargo, desde el día 6 hasta el día 9 la concentración aumentó hasta 250 mg/L.

De lo indicado anteriormente, se puede notar que al final del tratamiento el carrizo y la totora presentan los mismos efectos de reducción de la concentración de sulfatos. Según lo indicado por Chen, Y., et al. (2016), el tipo de planta a utilizar en los wetlands no influye demasiado en el proceso de reducción del sulfato, debido a la poca cantidad de carbono que se produce en las rizosferas, y de manera externa por parte del efluente a tratar para poder generar reacciones de reducción de sulfato.

Tanto, para las subceldas con carrizo y las subceldas con totora desde el día 0 hasta el día 9 de remediación, los valores obtenidos de la concentración de sulfatos se encuentran dentro de los límites establecidos en los ECA, Subcategoría D1: Riego de vegetales (1000 mg/L) y Subcategoría D2: Bebida de animales (1000 mg/L).

4.3 Concentración de metales pesados

A continuación, se presentarán los resultados obtenidos del monitoreo de la concentración de metales pesados de interés (Cu, Zn, Pb y Fe) para esta investigación. También, se incluye las mediciones de las concentraciones de los metales indicados para las condiciones iniciales del experimento (Día 0).

Cabe recalcar que el tiempo de duración del monitoreo fue de 9 días, tiempo que duró el desarrollo del experimento.

- **Cobre**

En las siguientes tablas (Tabla N°21 y Tabla N°22) se presentan los resultados obtenidos del monitoreo de Cobre (mg/L) en las subceldas que contenían la solución binaria de Cu-Fe y la solución cuaternaria de Cu-Zn-Pb-Fe, tanto para el Carrizo y la Totora, respectivamente:

Tabla N°21: Resultados del monitoreo de Cobre – Subceldas con Carrizo (mg/L)

Carrizo										
Subcelda	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	0.501	0.521	0.353	0.769	1.491	0.538	0.505	0.154	0.209	0.163
7	0.972	0.137	0.234	0.203	0.181	0.203	0.174	0.097	0.116	0.126

Tabla N°22: Resultados del monitoreo de Cobre – Subceldas con Totora (mg/L)

Totora										
Subcelda	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
2	0.501	0.477	0.208	0.154	0.156	0.137	0.132	0.095	0.077	0.088
8	0.709	0.208	0.228	0.177	0.150	0.132	0.129	0.107	0.080	0.072

Además, en las Figura 42 y Figura 43 se presentan las variaciones de las concentraciones de cobre obtenidas en cada subcelda, de igual manera, se puede observar si los valores de cobre obtenidos cumplen con los LMP (D.S. N°010-2010-MINAM) y con los ECA para Agua, Categoría 3: Riego de vegetales y bebidas de animales (D.S. N°004-2017-MINAM), establecidos actualmente en la legislación peruana.

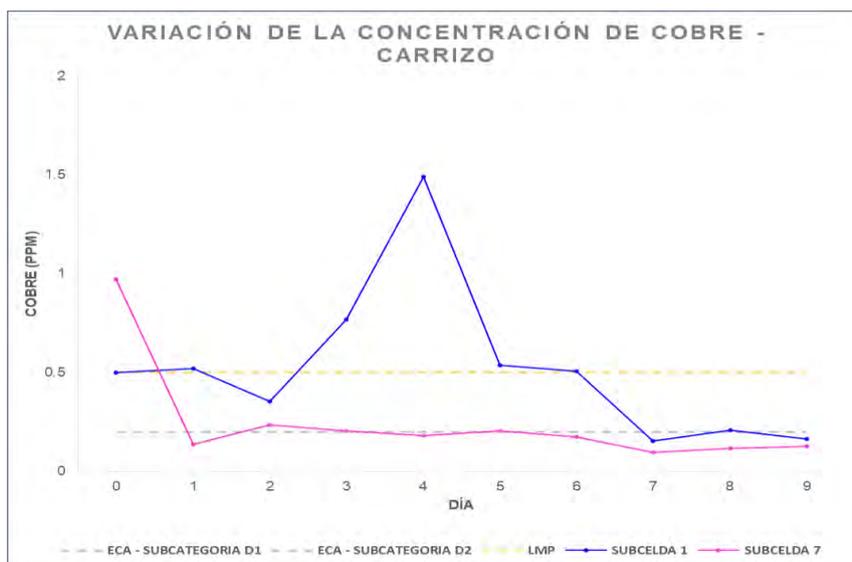


Figura N°42: Variación de la concentración de cobre y comparativa con la legislación peruana vigente - Carrizo

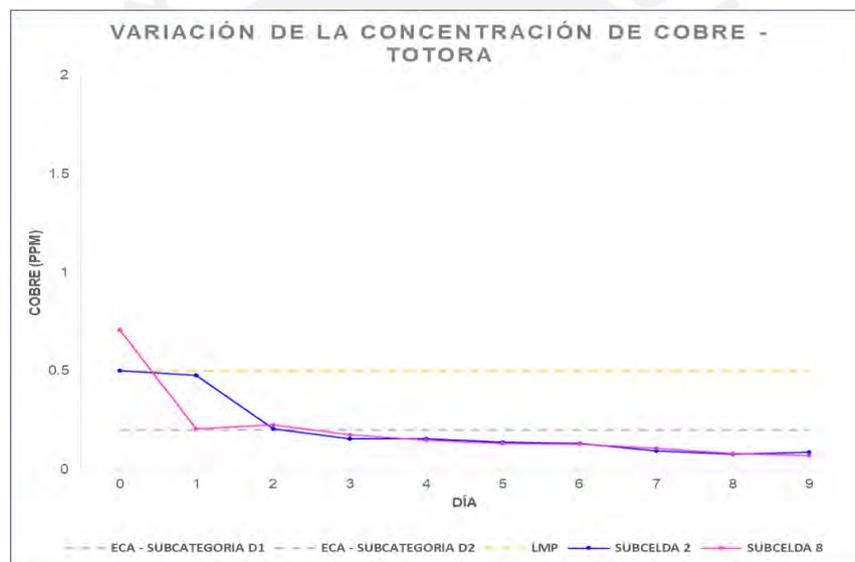


Figura N°43: Variación de la concentración de cobre y comparativa con la legislación peruana vigente - Totora

En las Figuras 42 y 43 se puede observar que en la subcelda con carrizo que contiene la solución binaria de Cu-Fe, la tendencia de los valores de cobre obtenidos es muy variable. Es decir, que los valores obtenidos presentan aumentos y bajadas de concentración durante el tiempo de duración del experimento. En esta subcelda, la concentración de cobre presenta un aumento significativo a partir del día 3 hasta el día 4, siendo los valores de concentración de 0.769 mg/L y 1.491 mg/L (valor máximo obtenido), respectivamente. Desde el día 5 hasta el día 9 (fin de tratamiento), los valores de concentración fueron disminuyendo, siendo el valor mínimo obtenido de 0.163 mg/L (día 9). Caso contrario se puede observar en la solución cuaternaria de Cu-Zn-Pb-Fe, donde la tendencia de los valores obtenidos es constante. En esta subcelda se inicia con una concentración de cobre de 0.972

mg/L (día 0), y a partir del día 1 hasta el día 9 de tratamiento dicha concentración comienza a disminuir, donde el valor mínimo obtenido es de 0.097 mg/L (día 7).

En las subceldas con totora que contienen la solución binaria de Cu-Fe y la solución cuaternaria de Cu-Zn-Pb-Fe, la tendencia de los valores es constante. La concentración inicial de cobre para la solución binaria fue de 0.501 mg/L (día 0), que fue disminuyendo desde el día 1 hasta el día 9 de tratamiento, siendo el valor mínimo obtenido de 0.077 mg/L (día 8). En la solución cuaternaria, la concentración inicial de cobre fue de 0.709 mg/L (día 0), que, también, fue disminuyendo constantemente durante todos los días de duración del experimento, obteniendo un valor mínimo de 0.072 mg/L (día 9).

De lo indicado anteriormente, se puede notar que al final del tratamiento el carrizo y la totora presentan los mismos efectos de reducción de la concentración de cobre en las subceldas con la solución cuaternaria. Sin embargo, la totora presenta mejores efectos de reducción de la concentración en las subceldas con la solución binaria a comparación del carrizo.

Para las subceldas con carrizo, los valores obtenidos de la concentración de cobre en la solución binaria desde el día 0 hasta el día 1 y desde el día 3 hasta el día 6 se encuentran fuera de los límites establecidos en los LMP (0.5 mg/l) y de los ECA, Subcategoría D2: Bebida de animales (0.5 mg/l), los demás, días se encuentran dentro de estos límites establecidos. Sin embargo, solamente los días 7 y 9, los valores obtenidos se encuentran dentro del límite establecido en los ECA, Subcategoría D1: Riego de vegetales (0.2 mg/l). En la solución cuaternaria, solamente el valor obtenido en el día 0 se encuentra fuera de los límites establecidos en los LMP y en los ECA, Subcategoría D2. Sin embargo, solamente los valores obtenidos los días 1, 4 y desde el día 6 hasta el día 9 se encuentran dentro de los límites establecidos en los ECA, Subcategoría D1.

Para las subceldas con totora, solamente los valores obtenidos de la concentración de cobre tanto en la solución binaria como en la solución cuaternaria en el día 0 se encuentran fuera de los límites establecidos en los LMP y en los ECA, Subcategoría D2. Sin embargo, en ambas soluciones los valores obtenidos a partir del día 3 hasta el día 9 se encuentran dentro de los límites establecidos en los ECA, Subcategoría D1.

- **Zinc**

En las Tabla N°23 y Tabla N°24 se presentan los resultados obtenidos del monitoreo de Zinc (mg/L) en las subceldas que contenían la solución binaria de Zn-Fe y la solución cuaternaria de Cu-Zn-Pb-Fe, tanto para el Carrizo y la Totora, respectivamente:

Tabla N°23: Resultados del monitoreo de Zinc – Subceldas con Carrizo (mg/L)

		Carrizo									
Subcelda	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
3	0.453	0.195	0.236	0.428	0.449	0.573	0.381	0.433	0.451	0.214	
7	1.491	0.063	0.063	0.050	0.010	0.038	0.084	0.103	0.077	0.085	

Tabla N°24: Resultados del monitoreo de Zinc – Subceldas con Totora (mg/L)

		Totora									
Subcelda	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
4	0.828	0.627	0.679	0.524	0.482	0.624	0.598	0.367	0.200	0.211	
8	0.235	0.004	0.103	0.045	0.322	0.481	0.740	0.686	0.661	0.637	

Además, en las siguientes figuras (Figura 44 y Figura 45) se presentan las variaciones de las concentraciones de zinc obtenidas en cada subcelda, de igual manera, se puede observar si los valores de zinc obtenidos cumplen con los LMP (D.S. N°010-2010-MINAM) y con los ECA para Agua, Categoría 3: Riego de vegetales y bebidas de animales (D.S. N°004-2017-MINAM), establecidos actualmente en la legislación peruana.

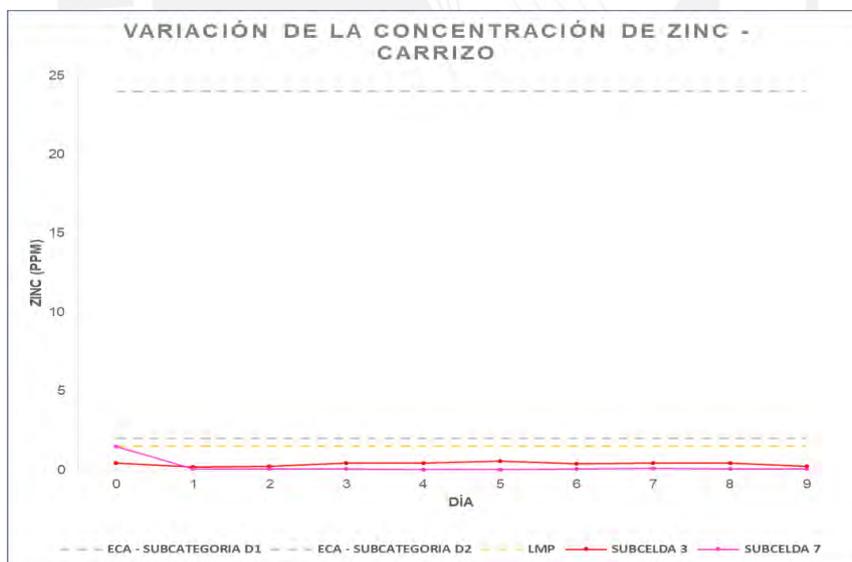


Figura N°44: Variación de la concentración de zinc y comparativa con la legislación peruana vigente – Carrizo

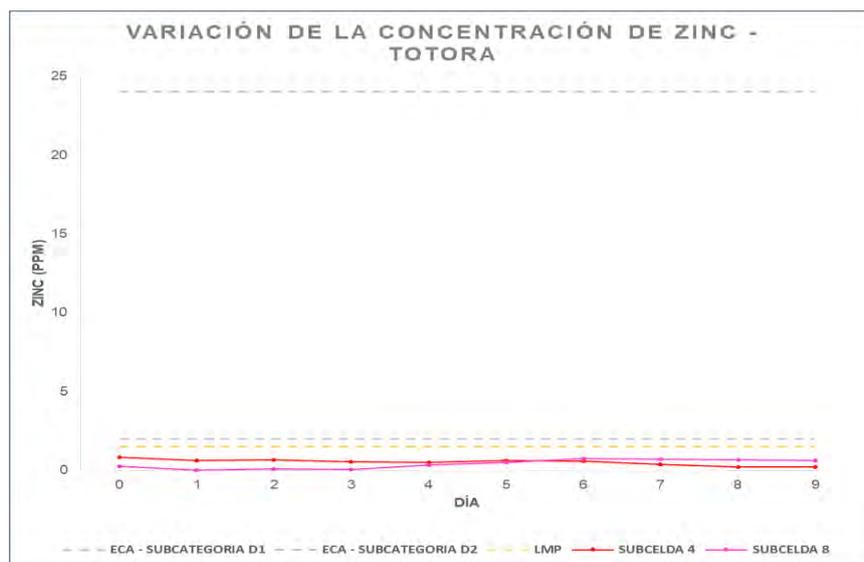


Figura N°45: Variación de la concentración de zinc y comparativa con la legislación peruana vigente – Totorá

En las Figuras 44 y 45 se puede observar que en las subceldas con carrizo que contienen la solución binaria de Zn-Fe y la solución cuaternaria de Cu-Zn-Pb-Fe, la tendencia de los valores obtenidos es constante durante el tiempo de remediación. En la solución binaria, la concentración inicial de zinc fue de 0.453 mg/L (día 0), en los siguientes días los valores de concentración obtenidos presentaron pequeños aumentos y disminución, obteniéndose un valor mínimo de 0.195 mg/L (día 1). Para la solución cuaternaria, la concentración inicial de zinc fue de 1.491 mg/L (día 0), en los siguientes días los valores de concentración obtenidos presentaron una bajada notoria, obteniendo un valor mínimo de 0.010 mg/L (día 4).

En las subceldas con totora que contiene la solución binaria de Zn-Fe y la solución cuaternaria de Cu-Zn-Pb-Fe, la tendencia de los valores obtenidos también es constante. En la solución binaria, la concentración inicial de zinc fue de 0.828 mg/L (día 0), donde los valores obtenidos presentaron una ligera disminución, recién desde el día 8 hasta el día 9 la reducción en la concentración fue más vistosa, obteniendo un valor mínimo de 0.200 mg/L (día 8). Para la solución cuaternaria, la concentración inicial de zinc fue de 0.235 mg/L (día 0), desde el día 1 hasta el día 3, se visualiza una disminución significativa en los valores de la concentración, obteniendo un valor mínimo de 0.004 (día 1). Sin embargo, desde el día 4 hasta el día 9 los valores obtenidos presentaron un aumento muy notorio, donde el valor máximo de concentración fue de 0.740 mg/L (día 6).

De lo indicado anteriormente, se puede notar que al final del tratamiento el carrizo y la totora presentan los mismos efectos de reducción de la concentración de zinc en las subceldas con la solución binaria. Sin embargo, el carrizo presenta mejores efectos de reducción de la concentración en las subceldas con la solución binaria a comparación de la totora.

Tanto, para las subceldas con carrizo y totora que contienen las soluciones binarias y cuaternarias, desde el día 0 hasta el día 9 de remediación, los valores obtenidos de la concentración de zinc se encuentran dentro de los límites establecidos en los LMP (1.5 mg/l) y en los ECA, Subcategoría D1: Riego de vegetales (2 mg/l) y Subcategoría D2: Bebida de animales (24 mg/l).

- **Plomo**

En las siguientes tablas (Tabla N°25 y Tabla N°26) se presentan los resultados obtenidos del monitoreo de Plomo (mg/L) en las subceldas que contenían la solución binaria de Pb-Fe y la solución cuaternaria de Cu-Zn-Pb-Fe, tanto para el Carrizo y la Totora, respectivamente:

Tabla N°25: Resultados del monitoreo de Plomo – Subceldas con Carrizo (mg/L)

Carrizo										
Subcelda	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
5	0.460	0.110	0.170	0.160	0.120	0.060	0.110	0.160	0.230	0.370
7	0.310	0.230	0.410	0.370	0.340	0.530	0.260	0.270	0.270	0.140

Tabla N°26: Resultados del monitoreo de Plomo – Subceldas con Totora (mg/L)

Totora										
Subcelda	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
6	0.330	0.220	0.140	0.040	0.090	0.180	0.210	0.450	0.240	0.040
8	0.660	0.450	0.370	0.400	0.330	0.230	0.050	0.270	0.080	0.050

Además, en las siguientes figuras (Figura 46 y Figura 47) se presentan las variaciones de las concentraciones de plomo obtenidas en cada subcelda, de igual manera, se puede observar si los valores de plomo obtenidos cumplen con los LMP (D.S. N°010-2010-MINAM) y con los ECA para Agua, Categoría 3: Riego de vegetales y bebidas de animales (D.S. N°004-2017-MINAM), establecidos actualmente en la legislación peruana.

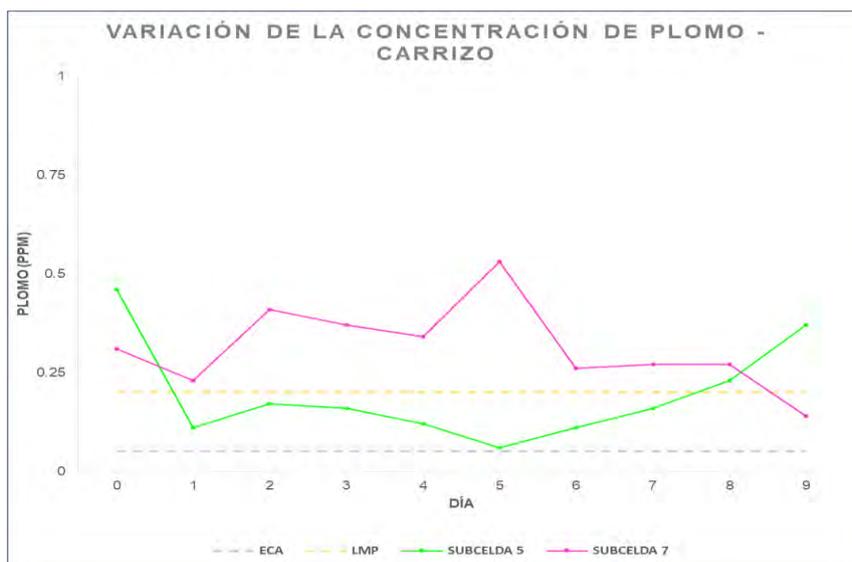


Figura N°46: Variación de la concentración de plomo y comparativa con la legislación peruana vigente – Carrizo

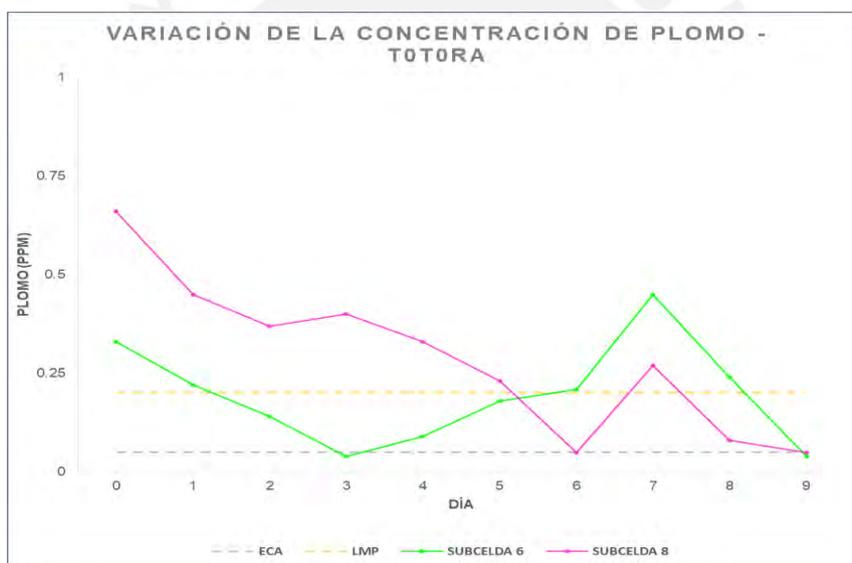


Figura N°47: Variación de la concentración de plomo y comparativa con la legislación peruana vigente – Totora

En las Figuras 46 y 47 se puede observar que en las subceldas con carrizo que contienen la solución binaria de Pb-Fe y la solución cuaternaria de Cu-Zn-Pb-Fe, la tendencia de los valores obtenidos es muy variable. Es decir, que los valores obtenidos presentan aumentos y disminuciones muy notorias durante el tiempo de duración del experimento. Para la subcelda con la solución binaria, la concentración de plomo presentó una disminución significativa a partir del día 2 hasta el día 5, siendo el valor mínimo obtenido de 0.060 mg/L (día 5), seguidamente, presentó un aumento significativo desde el día 6 hasta el día 9, obteniendo un valor máximo de 0.370 mg/L (día 9). En la subcelda con la solución cuaternaria, los valores obtenidos comienzan a disminuir y aumentar variablemente durante

los días de tratamiento, siendo el valor mínimo obtenido de 0.140 mg/L (día 9) y el valor máximo de 0.530 mg/L (día 5).

En las subceldas con totora que contienen la solución binaria de Pb-Fe y la solución cuaternaria de Cu-Fe-Pb-Fe, también se puede observar que la tendencia de los valores obtenidos es variable. Para la solución binaria, la concentración de plomo presenta una disminución notoria desde el día 0 hasta el día 3, obteniendo un valor mínimo de 0.040 mg/L (día 3), seguidamente presentó un aumento de concentración muy significativo desde el día 4 hasta el día 7, donde el valor máximo obtenido fue de 0.450 mg/L (día 7), para luego disminuir la concentración nuevamente hasta 0.040 mg/L en el día 9 de tratamiento. En la solución cuaternaria, los valores obtenidos de la concentración de plomo comienzan a disminuir diariamente desde el día 0 hasta el día 6, donde el valor mínimo obtenido fue de 0.050 mg/L (día 6), seguidamente la concentración aumentó para el día 7, para luego disminuir continuamente desde el día 8 hasta el día 9.

De lo indicado anteriormente, se puede notar que terminado el experimento el carrizo presenta mejores efectos de reducción de la concentración plomo en las subceldas con la solución binaria. Pero, en comparación del carrizo, la totora presenta mejores efectos de reducción de concentración en las subceldas con la solución cuaternaria.

Para las subceldas con carrizo, los valores obtenidos de la concentración de plomo en la solución binaria desde el día 1 hasta el día 7 se encuentran dentro de los LMP (0.2 mg/l), los demás días los valores de concentración se encuentran fuera de estos límites. Además, para la solución cuaternaria solamente el valor de concentración obtenido el día 9 se encuentra dentro de estos límites. En cambio, ninguno de los valores obtenidos de concentración para la solución binaria y cuaternaria se encuentran dentro de los límites establecidos en los ECA, Subcategoría D1: Riego de vegetales (0.05 mg/l).

Para las subceldas con totora, solamente los valores obtenidos de concentración de plomo en la solución binaria desde el día 2 hasta el día 5 y el día 9 se encuentran dentro de los LMP. En la solución cuaternaria, solamente los valores obtenidos de concentración en el día 6 y desde el día 8 hasta el día 9 se encuentra dentro de estos límites. Además, solamente los valores obtenidos de concentración en los días 3 y 9 en la solución binaria se encuentran dentro de los límites establecidos en los ECAS, Subcategoría D1: Riego de vegetales.

- **Hierro**

En las siguientes tablas (Tabla N°27 y Tabla N°28) se presentan los resultados obtenidos del monitoreo de Hierro (mg/L) en las subceldas que contenían las soluciones binarias de Pb-Fe, Zn-Fe y Pb-Fe; y, la solución cuaternaria de Cu-Zn-Pb-Fe, tanto para el Carrizo y la Totora, respectivamente:

Tabla N°27: Resultados del monitoreo de Hierro – Subceldas con Carrizo (mg/L)

Subcelda	Carrizo									
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	0.257	0.827	1.384	2.996	2.233	2.101	3.522	0.793	1.922	0.636
3	0.346	1.995	0.963	0.799	1.161	0.439	0.583	1.078	4.225	1.326
5	0.465	0.679	0.184	0.434	0.462	0.517	0.489	0.540	0.228	0.543
7	0.278	0.568	0.487	0.463	0.335	0.285	0.302	0.366	0.206	0.274

Tabla N°28: Resultados del monitoreo de Hierro – Subceldas con Totora (mg/L)

Subcelda	Totora									
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
2	0.257	1.611	1.250	0.297	0.818	0.265	0.972	0.572	0.473	0.550
4	0.182	0.499	1.424	0.555	0.371	0.224	0.344	0.345	0.241	0.127
6	0.286	0.719	0.131	0.130	0.134	0.125	0.261	0.185	0.331	0.089
8	0.359	0.875	0.727	0.611	0.900	1.200	1.191	0.992	0.775	0.712

Además, en las siguientes figuras (Figura 48 y Figura 49) se presentan las variaciones de las concentraciones de hierro obtenidas en cada subcelda, de igual manera, se puede observar si los valores de plomo obtenidos cumplen con los LMP (D.S. N°010-2010-MINAM) y con los ECA para Agua, Categoría 3: Riego de vegetales y bebidas de animales (D.S. N°004-2017-MINAM), establecidos actualmente en la legislación peruana.

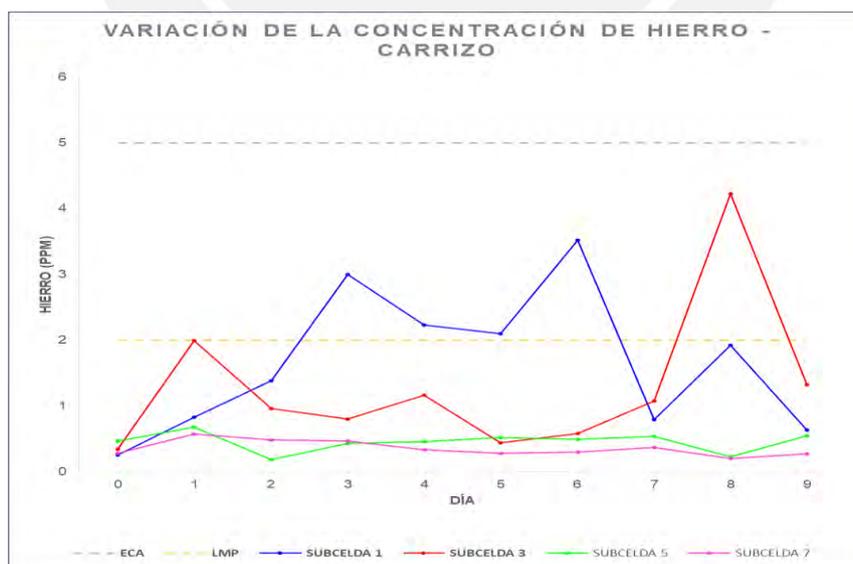


Figura N°48: Variación de la concentración de hierro y comparativa con la legislación peruana vigente – Carrizo

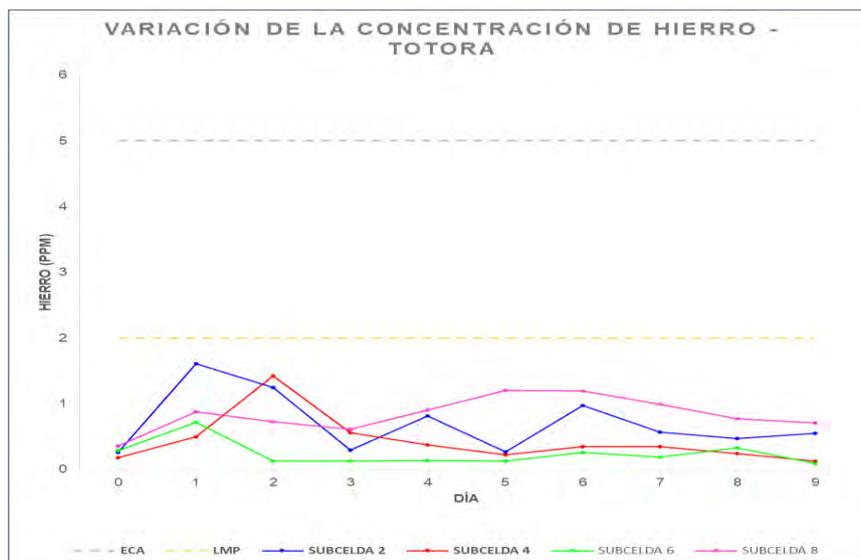


Figura N°49: Variación de la concentración de hierro y comparativa con la legislación peruana vigente – Totora

En las Figuras 48 y 49 se puede observar que en las subceldas con carrizo que contienen las soluciones binarias de Cu-Fe, Zn-Fe y Pb-Fe y la solución cuaternaria de Cu-Zn-Pb-Fe, la tendencia de los valores obtenidos es muy variable. Es decir, que los valores obtenidos presentan aumento y disminución muy visibles durante el tiempo de duración del experimento. Para la subcelda con la solución binaria de Cu-Fe, la concentración de hierro presentó un aumento significativo a partir del día 0 hasta el día 3, luego presentó una disminución desde el día 4 hasta el día 5, hasta presentar un aumento muy visible el día 6, obteniendo un valor máximo de 3.522 mg/L, seguidamente desde el día 7 hasta el día 9 los valores obtenidos comienzan a disminuir y aumentar variablemente, siendo el valor mínimo obtenido de 0.636 mg/L (día 9). Para la solución binaria de Zn-Fe, desde el día 1 hasta el día 7, los valores de concentración comienzan a disminuir y aumentar variablemente, hasta presentar un aumento muy notorio el día 8, obteniendo un valor máximo de 4.225 mg/l. En la solución binaria de Pb-Fe, desde el día 0 hasta el día 9, los valores obtenidos comienzan a disminuir y aumentar variablemente, siendo el valor mínimo obtenido de 0.184 mg/L (día 2) y el valor máximo de 0.679 mg/L (día 1). Para la solución cuaternaria, los valores obtenidos comienzan a disminuir y aumentar variablemente desde el día 0 hasta el día 9, obteniendo un valor máximo de 0.568 mg/L (día1).

Para las subceldas con totora que contienen las soluciones binarias de Cu-Fe, Zn-Fe y Pb-Fe y la solución cuaternaria de Cu-Zn-Pb-Fe, la tendencia de los valores obtenidos es variable. Es decir, que los valores obtenidos presentan aumentos y disminuciones visibles durante el tiempo de duración del experimento. Para la solución binaria de Cu-Fe, la concentración de hierro durante el día 1 hasta el día 3 presentó una disminución visible, obteniendo un valor mínimo de 0.297 mg/L (día 3), seguidamente desde el día 4 hasta el día 9, los valores obtenidos comienzan a disminuir y aumentar variablemente,

obteniendo un valor mínimo de 0.265 mg/L (día 5) y un valor máximo de 0.972 mg/L (día 6). En la solución binaria de Zn-Fe, se presentó un aumento notorio de la concentración en el desde el día 0 hasta el día 2, obteniendo un valor máximo de 1.424 mg/L (día 2), luego, desde el día 3 hasta el día 9, los valores de concentración comienzan a disminuir y aumentar variablemente, obteniendo un valor mínimo de 0.127 mg/L (día 9) y un valor máximo de 0.555 mg/L (día 3). En el caso de la solución binaria de Pb-Fe, se presentó un aumento y disminución en los valores obtenidos desde el día 0 hasta el día 9, siendo el valor mínimo registrado de 0.089 mg/L (día 9) y un valor máximo de 0.719 mg/L (día 1). Para la solución cuaternaria, se presentó un aumento y disminución de la concentración de hierro, obteniendo un valor mínimo de 0.359 mg/L (día 0) y un valor máximo de 1.200 mg/L (día 5), desde el día 0 hasta el día 9.

De lo indicado anteriormente, se puede notar que terminado el proceso de remediación el carrizo presenta mejores efectos de reducción de la concentración hierro en las subceldas con la solución cuaternaria. Sin embargo, la totora presenta mejores efectos de reducción de la concentración en las subceldas con las soluciones binarias de Cu-Fe, Zn-Fe y Pb-Fe a comparación del carrizo.

Para las subceldas con carrizo, solamente los valores obtenidos de la concentración de hierro en las soluciones binarias de Cu-Fe desde el día 3 hasta el día 6 y el valor obtenido de la solución binaria de Zn-Fe, el día 8, se encuentran fuera de los límites establecidos en los LMP (2 mg/l). En cambio, todos los valores obtenidos de concentración para las soluciones binarias y cuaternarias se encuentran dentro de los límites establecidos en los ECA, Subcategoría D1: Riego de vegetales (5 mg/l).

Para las subceldas con totora, todos los valores obtenidos de la concentración de hierro en las soluciones binarias y la solución cuaternaria se encuentran dentro de los límites establecidos en los LMP y en los ECA, Subcategoría D1: Riego de vegetales.

- **Eficiencia del proceso de remediación**

Para determinar la eficiencia de cada especie vegetal empleada en la reducción de la concentración de los siguientes metales: Cobre (Cu), Zinc (Zn), Plomo (Pb) y Hierro (Fe), se utiliza la siguiente relación:

$$Eficiencia (\%) = \left(\frac{Concentración\ inicial - Concentración\ final}{Concentración\ inicial} \right) \times 100$$

A continuación, en las siguientes tablas (Tabla N°29 y Tabla N°30) se presentan las eficiencias obtenidas por cada especie vegetal:

Tabla N°29: % de Eficiencia – Subceldas con Carrizo

Solución	Carrizo											
	Cu (mg/L)			Zn (mg/L)			Pb (mg/L)			Fe (mg/L)		
	Día (0)	Día (9)	%									
Cu-Fe	0.50	0.16	68	-	-	-	-	-	-	0.26	0.64	-147
Zn-Fe	-	-	-	0.45	0.21	53	-	-	-	0.35	1.33	-283
Pb-Fe	-	-	-	-	-	-	0.46	0.37	20	0.47	0.54	-17
Cu-Zn-Pb-Fe	0.97	0.13	87	1.49	0.08	94	0.31	0.14	55	0.28	0.27	1

Tabla N°30: % de Eficiencia – Subceldas con Totora

Solución	Totora											
	Cu (mg/L)			Zn (mg/L)			Pb (mg/L)			Fe (mg/L)		
	Día (0)	Día (9)	%	Día (0)	Día (9)	%	Día (0)	Día (9)	%	Día (0)	Día (9)	%
Cu-Fe	0.50	0.09	82	-	-	-	-	-	-	0.26	0.55	-114
Zn-Fe	-	-	-	0.83	0.21	75	-	-	-	0.18	0.13	30
Pb-Fe	-	-	-	-	-	-	0.33	0.04	88	0.29	0.09	69
Cu-Zn-Pb-Fe	0.71	0.07	90	0.24	0.64	-171	0.66	0.05	92	0.36	0.71	-98

Para las subceldas con carrizo, se obtuvo una eficiencia de remoción de Cobre entre 68% y 87%, estos resultados se asemejan a los resultados obtenidos en otros estudios, como el de Byoung-Hwa Lee & Miklas Scholz (2007), que obtuvieron una eficiencia de remoción mayor al 90% de Cu durante el tratamiento de aguas residuales urbanas en Wetlands artificiales. Además, se obtuvo una eficiencia de remoción de Zinc entre 53% y 94%, este resultado es similar al obtenido por Jan Vymazal & Tereza Brezinová (2016), en su estudio de tratamiento de aguas residuales, donde obtuvieron un porcentaje de remoción de 49% Zinc. También, se logró obtener una eficiencia de remoción de Plomo entre 20% y 55%, estos resultados se aproximan a los resultados obtenidos por Menka Kumari & B.D. Tripathi (2015) en su investigación donde lograron obtener un 61% de remoción de Plomo durante el tratamiento de aguas residuales provenientes de actividades industriales. Finalmente, se obtuvo una eficiencia de remoción máxima de Hierro de solamente 1%, este resultado contrasta al resultado obtenido por Menka Kumari & B.D. Tripathi (2015) en su investigación, donde lograron una remoción

de aproximadamente 80% de Hierro. En los estudios mencionados se utilizó al carrizo como especie vegetal para los procesos de remediación. Un factor importante de mencionar, es que para estas subceldas el mayor porcentaje de remoción para cada metal analizado se da en la solución cuaternaria, siendo la relación de afinidad (capacidad de absorción), según el porcentaje de remoción obtenido, la siguiente: Zn>Cu>Pb>Fe.

Para las subceldas con totora, se obtuvo una eficiencia de remoción de Cobre entre 82% y 90%. También, se obtuvo una eficiencia de remoción de Zinc de aproximadamente 75%. Además, se logró obtener una eficiencia de remoción de Plomo de entre 88% y 92%. Todos estos resultados obtenidos se asemejan a los obtenidos por Carlos A. Harguinteguy, et al. (2023) en su investigación para el tratamiento de aguas residuales en Wetlands artificiales, donde lograron una remoción aproximada del 80% de Cobre y del 90% tanto para Zinc y Plomo. Finalmente, se obtuvo una eficiencia de remoción de Hierro entre 30% y 69%, estos resultados se asemejan al obtenido por Cuadrado Campo, Walter, et al. (2014) en su proyecto de investigación sobre el uso de Wetlands artificiales para la disminución de la concentración de Hierro en una solución preparada en laboratorio químico, donde lograron obtener una eficiencia del 47% para este metal. Las investigaciones mencionadas utilizan a la totora como especie de planta para el proceso de remoción de metales. Es importante recalcar que la mayor eficiencia de remoción de Cobre y Plomo se da en la solución cuaternaria; para el Zinc la mayor eficiencia se obtiene de la solución binaria de Zn-Fe; y, para el Hierro la mejor eficiencia se da en la solución binaria de Pb-Fe. La relación de afinidad (capacidad de absorción) obtenida en este caso para la solución cuaternaria fue Pb>Cu>Fe>Zn.

4.4 Eficiencia de absorción y recuperación

A continuación, se presentarán los resultados obtenidos del análisis realizado a cada una de las partes principales que conforman cada una de las plantas utilizadas en el experimento, es decir, raíz y tallo (parte aérea), antes y después del tratamiento para poder determinar la eficiencia de absorción de cada una de estas partes en cada subcelda. Para poder determinar esta eficiencia se emplearon los métodos de tratamiento denominados Vía Seca y Vía Húmeda, que son empleados para la cuantificación de la concentración de metales en muestras orgánicas. Además, se realizará una comparativa entre la eficiencia de recuperación entre ambos métodos de tratamiento empleados.

- **Concentraciones iniciales**

En las siguientes tablas (Tabla N°31 y Tabla N°32) se muestran las concentraciones iniciales obtenidas de cada metal de interés en las raíces y tallos de las especies de plantas (carrizo y totora) utilizadas en el proceso de remediación mediante los tratamientos de Vía Seca y Vía Húmeda:

Tabla N°31: Concentraciones iniciales de cada metal en cada parte de la planta – Vía seca

	VÍA SECA			
	CARRIZO		TOTORA	
	Raíz	Tallo	Raíz	Tallo
Cu	0.67	0.44	1.69	3.96
Zn	7.06	3.73	3.61	2.58
Pb	0.67	2.15	1.30	1.94
Fe	44.98	23.23	86.25	35.78

Tabla N°32: Concentraciones iniciales de cada metal en cada parte de la planta – Vía húmeda

	VÍA HÚMEDA			
	CARRIZO		TOTORA	
	Raíz	Tallo	Raíz	Tallo
Cu	0.27	0.59	1.00	0.33
Zn	0.73	1.44	4.01	0.74
Pb	0.85	1.18	0.84	0.59
Fe	14.95	96.20	48.53	18.55

De los resultados obtenidos de las concentraciones iniciales por ambos métodos de tratamiento, se puede observar que ambas especies de plantas presentan un gran contenido de Hierro tanto en sus raíces como en sus tallos, lo que nos indica, una posible afinidad de estas plantas con este elemento metálico. El siguiente metal con mayor concentración en las plantas fue el Zinc, seguido por el Cobre y finalmente el Plomo.

Este primer análisis brinda una posible preferencia que presentan las partes principales de las especies de planta por ciertos metales, tales como el Hierro y el Zinc, antes del proceso de remediación. Sin embargo, es necesario el análisis de los resultados obtenidos, finalizado los nueve días de tratamiento, para poder determinar la capacidad de absorción que presentan las principales partes de las plantas empleadas en este experimento.

4.4.1 Eficiencia de la recuperación de metales por Vía seca

En la siguiente tabla (Tabla N°33) se muestran las concentraciones finales obtenidas de cada metal de interés en las raíces y tallos de las especies de plantas (carrizo y totora) empleadas y distribuidas en cada celda acondicionada para este experimento mediante el método de análisis Vía Seca:

Tabla N°33: Concentraciones finales de cada metal en cada parte de la planta– Vía seca

		VÍA SECA			
		CARRIZO		TOTORA	
		Raíz	Tallo	Raíz	Tallo
Celda 1	Cu	1.19	0.27	4.70	0.50
	Fe	39.39	14.64	53.34	35.98
Celda 2	Zn	1.41	2.73	1.66	0.34
	Fe	15.79	1.83	39.23	10.25
Celda 3	Pb	1.25	1.21	1.76	1.48
	Fe	7.31	39.16	101.79	13.18
Celda 4	Cu	0.72	0.05	2.32	0.31
	Zn	5.22	1.53	27.34	4.28
	Pb	0.63	0.70	0.62	1.69
	Fe	6.26	3.24	28.39	8.08

De la tabla, se puede observar que el carrizo y la totora presentan un alto contenido de Hierro tanto en sus raíces y tallos, las mayores concentraciones de Hierro se pueden visualizar en la Celda 1, que contiene la solución binaria de Cu-Fe. También, se puede visualizar que el Zinc es el segundo metal con mayores concentraciones obtenidos en cada parte de las plantas, principalmente la Celda 4, que contiene la solución cuaternaria de Cu-Zn-Pb-Fe, presenta las mayores concentraciones de Zinc. Además, se puede observar que el Plomo y el Cobre están presentes en las raíces y tallos de cada una de las plantas, pero, en menor proporción.

Sin embargo, a pesar de la gran cantidad de ciertos metales presentes en raíces y tallos, eso no determina la eficiencia del proceso de Fitorremediación.

Para poder determinar la eficiencia de este proceso se emplea la siguiente relación:

$$Eficiencia (\%) = \left(\frac{Concentración\ inicial - Concentración\ final}{Concentración\ inicial} \right) \times 100$$

En la Tabla N°34 se presentan las eficiencias obtenidas en cada una de las partes de las plantas analizadas. En esta oportunidad se ha omitido llevar a porcentaje las eficiencias obtenidas, y han sido expresadas de acuerdo al número de veces crecientes y decrecientes que se obtienen para desarrollar un mejor análisis:

Tabla N°34: Eficiencia de absorción en cada parte de la planta – Vía seca

		VÍA SECA			
		CARRIZO		TOTORA	
		Raíz	Tallo	Raíz	Tallo
Celda 1	Cu	0.78	-0.39	1.78	-0.87
	Fe	-0.12	-0.37	-0.38	0.01
Celda 2	Zn	-0.80	-0.27	-0.54	-0.87
	Fe	-0.65	-0.92	-0.55	-0.71
Celda 3	Pb	0.87	-0.44	0.35	-0.24
	Fe	-0.84	0.69	0.18	-0.63
Celda 4	Cu	0.07	-0.88	0.37	-0.92
	Zn	-0.26	-0.59	6.57	0.66
	Pb	-0.06	-0.68	-0.53	-0.13
	Fe	-0.86	-0.86	-0.67	-0.77

De los resultados presentados en la Tabla N°34 para el método de tratamiento Vía Seca, se puede evidenciar que la mayoría de los valores son negativos, es decir, el proceso de absorción fue desfavorable para esos casos. Sin embargo, se puede apreciar que la eficiencia de absorción de Cobre fue favorable en las raíces del carrizo y de la totora que se encontraban en la solución binaria de Cu-Fe y en la solución cuaternaria de Cu-Zn-Pb-Fe. También, se puede observar que la raíz y el tallo de la totora que se ubicaba en la solución cuaternaria presentan una eficiencia de absorción de 6.57 y 0.66 veces más que la concentración inicial, respectivamente. En el caso del Plomo, se evidencia una absorción del 0.87 y 0.35 veces más que la concentración inicial en las raíces del carrizo y la totora, respectivamente, que se ubicaban en la solución binaria de Pb-Fe. Finalmente, se visualiza que la absorción de Hierro se da tanto en el tallo del carrizo y en la raíz de la totora que se ubicaban en la solución binaria de Pb-Fe.

En base a lo analizado, se determina que la relación de afinidad para la raíz del carrizo es: Cu>Pb>Zn>Fe y para el tallo es: Zn>Pb>Cu>Fe. De la misma forma, para la raíz de la totora la relación de afinidad es: Zn>Cu>Pb>Fe y para el tallo es: Zn>Pb>Cu>Fe.

4.4.2 Eficiencia de la recuperación de metales por Vía húmeda

En la siguiente tabla (Tabla N°35) se muestran las concentraciones finales obtenidas de cada metal de interés en las raíces y tallos de las especies de plantas (carrizo y totora) empleadas y distribuidas en cada celda acondicionada para este experimento mediante el método de análisis Vía Húmeda:

Tabla N°35: Concentraciones finales de cada metal en cada parte de la planta – Vía húmeda

		VÍA HÚMEDA			
		CARRIZO		TOTORA	
		Raíz	Tallo	Raíz	Tallo
Celda 1	Cu	0.95	0.55	7.36	0.80
	Fe	27.35	1.59	102.30	10.29
Celda 2	Zn	1.47	0.26	2.19	0.87
	Fe	36.30	2.69	110.93	19.68
Celda 3	Pb	0.82	0.47	2.07	1.09
	Fe	22.25	6.63	160.23	6.30
Celda 4	Cu	2.44	0.22	5.14	0.39
	Zn	2.36	1.08	4.38	1.38
	Pb	0.56	0.29	1.42	1.59
	Fe	28.10	4.08	107.91	13.51

De la Tabla N°35, se puede observar que el carrizo y la totora también presentan un alto contenido de Hierro tanto en sus raíces y tallos, pero, para este método de análisis las mayores concentraciones de Hierro se pueden visualizar en la Celda 2, que contiene la solución binaria de Zn-Fe. Además, se puede visualizar que el Zinc continúa siendo el segundo metal con mayores concentraciones obtenidos en cada parte de las plantas, donde la solución cuaternaria de Cu-Zn-Pb-Fe, contenida en la Celda 4, es la que presenta los mayores valores. También, se puede observar que el Plomo y el Cobre siguen presentes en las raíces y tallos de cada una de las plantas, pero, en menor cantidad al igual que en el método de análisis descrito en la sección anterior.

De la misma manera, a pesar de la gran cantidad de ciertos metales que se pueden encontrar en raíces y tallos, eso no establece la eficiencia del proceso de Fitorremediación.

En la Tabla N°36 se presentan las eficiencias obtenidas en cada una de las partes de las plantas analizadas. Para poder determinar la eficiencia de este proceso se empleará la misma relación y presentación de resultados descritas en la sección anterior.

Tabla N°36: Eficiencia de absorción en cada parte de la planta – Vía Húmeda

		VÍA HÚMEDA			
		CARRIZO		TOTORA	
		Raíz	Tallo	Raíz	Tallo
Celda 1	Cu	2.53	-0.06	6.36	1.42
	Fe	0.83	-0.98	1.11	-0.45
Celda 2	Zn	1.01	-0.82	-0.45	0.17
	Fe	1.43	-0.97	1.29	0.06
Celda 3	Pb	-0.04	-0.60	1.46	0.85
	Fe	0.49	-0.93	2.30	-0.66
Celda 4	Cu	8.04	-0.64	4.14	0.19
	Zn	2.23	-0.25	0.09	0.86
	Pb	-0.34	-0.76	0.68	1.69
	Fe	0.88	-0.96	1.22	-0.27

De los resultados mostrados en la siguiente tabla para el método de tratamiento Vía Húmeda, se puede observar que la mayoría de resultados negativos se dan en el tallo del Carrizo ubicados en todas las soluciones binarias y en la solución cuaternaria, lo que determina que el proceso de absorción no fue favorable en esta parte de la planta. Además, se puede evidenciar que en la raíz del carrizo ubicado en las celdas con la solución binaria de Pb-Fe y en la solución cuaternaria de Cu-Zn-Pb-Fe, la remoción de Plomo fue desfavorable, presentando valores de 0.04 y 0.34 veces menos que la concentración, respectivamente. También, para el caso del Zinc, se puede observar que en la raíz de la total ubicada en la solución binaria de Zn-Fe no se logró la absorción deseada, presentando un valor de 0.45 veces menos que la concentración inicial. Finalmente, en el tallo de la totora ubicadas en la solución binaria de Cu-Fe, en la solución binaria de Pb-Fe y en la solución cuaternaria no se logró la absorción deseada.

De acuerdo a lo analizado, se determina que la relación de afinidad para la raíz del carrizo es: Cu>Zn>Fe>Pb y para el tallo es: Cu>Zn>Pb>Fe. De la misma forma, para la raíz de la totora la relación de afinidad es: Cu>Fe>Pb>Zn y para el tallo es: Pb>Cu>Zn>Fe.

4.4.3 Comparación entre los métodos de Vía seca y Vía húmeda

A continuación, se presenta una comparación entre las eficiencias obtenidas con ambos métodos de análisis para cada metal analizado.

En las siguientes tablas (Tabla N°37 y Tabla N°38) se presentan las eficiencias finales del proceso de absorción obtenidas por cada especie de planta (carrizo y totora):

Tabla N°37: *Eficiencia de absorción por especie de planta – Vía seca*

		VÍA SECA	
		CARRIZO	TOTORA
Celda 1	Cu	0.31	-0.08
	Fe	-0.21	-0.27
Celda 2	Zn	-0.62	-0.68
	Fe	-0.74	-0.59
Celda 3	Pb	-0.13	0.00
	Fe	-0.32	-0.06
Celda 4	Cu	-0.30	-0.53
	Zn	-0.37	4.11
	Pb	-0.53	-0.29
	Fe	-0.86	-0.70

Tabla N°38: *Eficiencia de absorción por especie de planta – Vía húmeda*

		VÍA HÚMEDA	
		CARRIZO	TOTORA
Celda 1	Cu	0.75	5.14
	Fe	-0.74	0.68
Celda 2	Zn	-0.20	-0.36
	Fe	-0.65	0.95
Celda 3	Pb	-0.36	1.21
	Fe	-0.74	1.48
Celda 4	Cu	2.09	3.16
	Zn	0.58	0.21
	Pb	-0.58	1.10
	Fe	-0.71	0.81

- **Cobre**

De los resultados obtenidos, se observa que la mayor eficiencia de absorción para el Cobre se da con la totora en la solución binaria de Cu-Fe, lo que nos indica una afinidad de esta especie de planta por el Cobre, además, el método de análisis con mejor recuperación del Cobre es el método de Vía húmeda (Figura 50b). También, se puede visualizar en la Figura 49a que, del análisis realizado mediante el método de Vía seca, el carrizo presenta una eficiencia de absorción de 0.31 veces más que la concentración inicial en la solución binaria de Cu-Fe, a diferencia, de los demás resultados obtenidos para este tipo de planta donde la absorción fue desfavorable. Para este caso, se puede determinar que

el método de análisis por Vía húmeda brinda mejores resultados de recuperación de Cobre que el análisis por Vía seca.

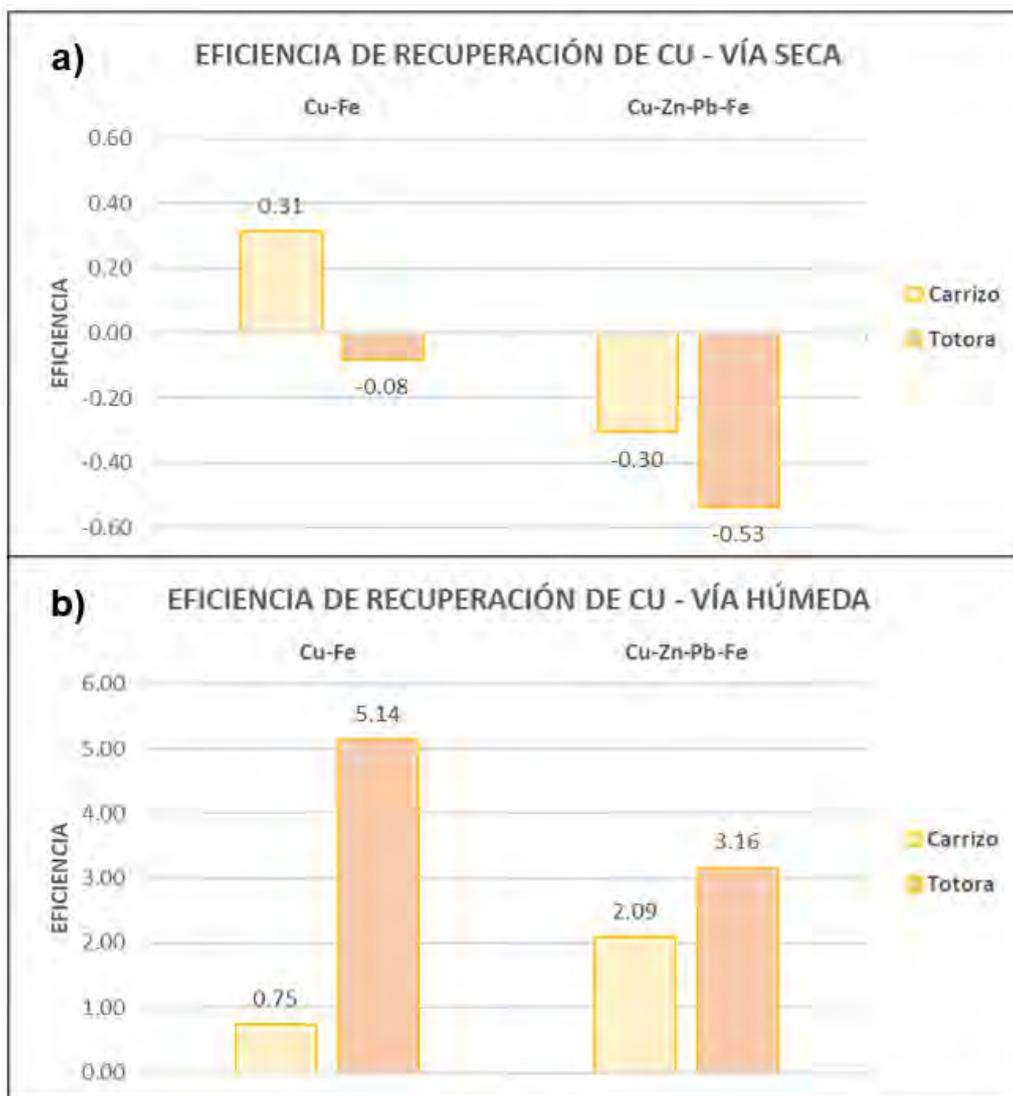


Figura N°50: Eficiencia de recuperación de Cobre: a) Vía seca y b) Vía húmeda

- Zinc**

De acuerdo a la Figura 51a, la mayor eficiencia de absorción se da en la totora en la solución cuaternaria de Cu-Zn-Pb-Fe, la absorción fue un 4.11 veces más que la concentración inicial mediante el método de análisis de Vía seca. Todo lo contrario, se visualiza en Figura 51b, mediante el análisis por Vía húmeda, las mayores eficiencias se logran en la solución cuaternaria tanto para el carrizo como para la totora, obteniendo valores de absorción de 0.58 y 0.21 veces más que la concentración inicial. Estos resultados nos indican que existe un grado de afinidad de ambos tipos de plantas por el Zinc. Los demás, valores obtenidos resultaron negativos por lo que la absorción en esos casos fue desfavorable. Para este caso, las recuperaciones obtenidas del Zinc muestran valores similares utilizando ambos métodos de análisis.

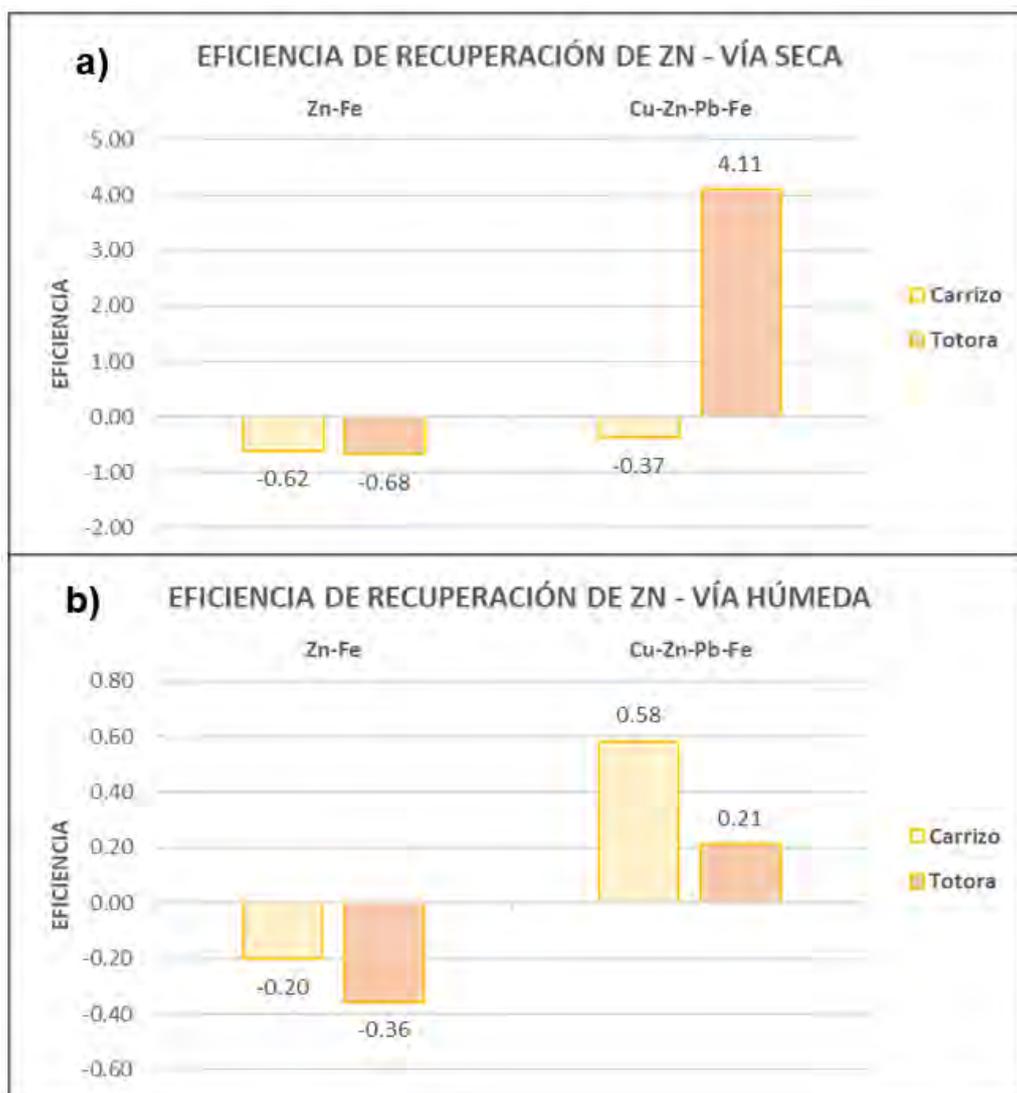


Figura N°51: Eficiencia de recuperación de Zinc: a) Vía seca y b) Vía húmeda

- **Plomo**

En este caso, de acuerdo a los valores obtenidos, las mayores eficiencias de absorción se presentan con la totora en la solución binaria de Pb-Fe y en la solución cuaternaria de Cu-Zn-Pb-Fe, teniendo valores de absorción de 1.21 y 1.10 veces más que la concentración inicial, respectivamente mediante el método de Vía húmeda (Figura 52b). Por el contrario, para el carrizo las eficiencias resultaron valores negativos mediante el método de Vía seca y Vía húmeda, lo que indica, que la absorción de Plomo no fue favorable para este tipo de planta, además, puede ser un indicador que el carrizo no presenta afinidad con este metal (Figuras 52a y Figura 52b). En esta oportunidad, los valores de recuperación de Plomo presentan una tendencia similar utilizando ambos métodos de análisis.

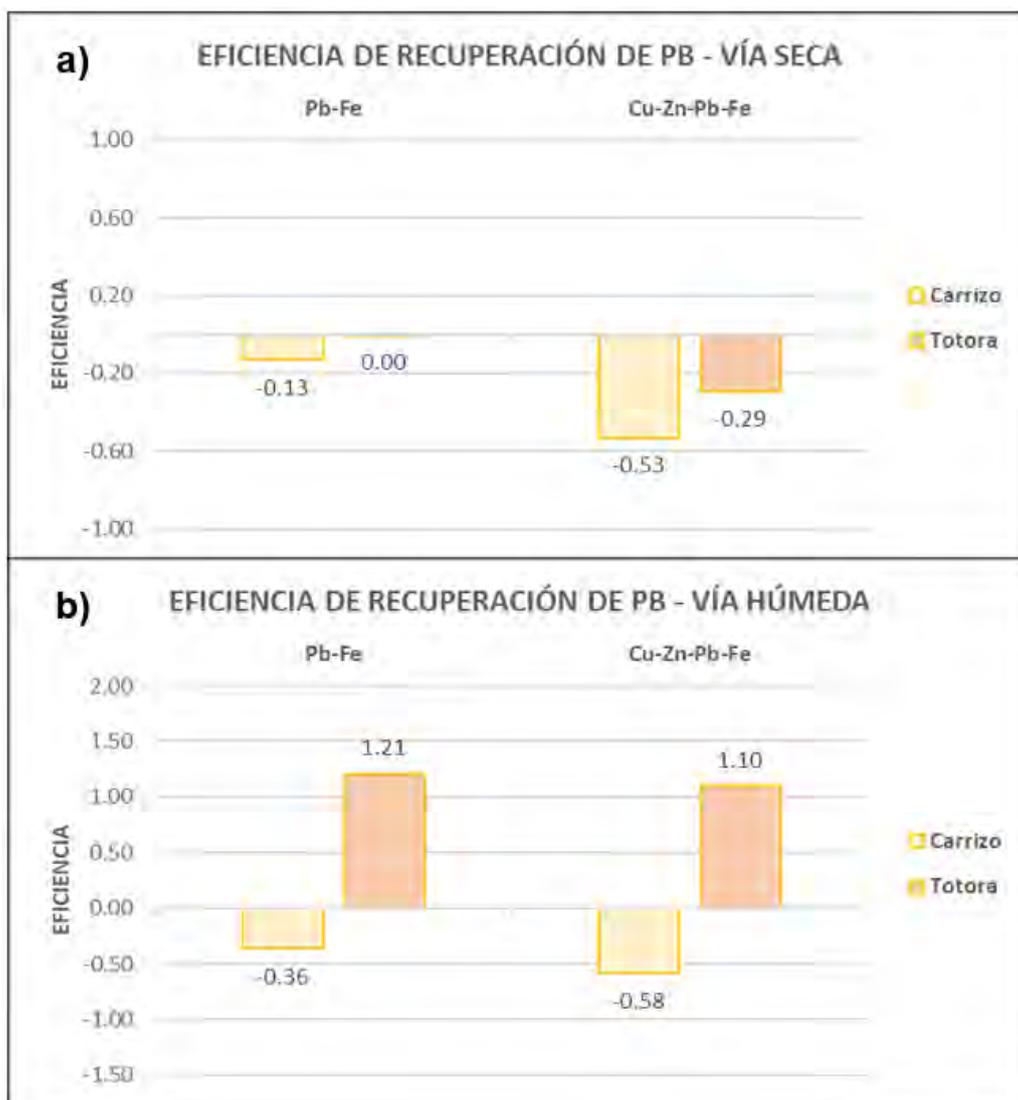


Figura N°52: Eficiencia de recuperación de Plomo: a) Vía seca y b) Vía húmeda

- **Hierro**

Según la Figura 53b, se puede visualizar que la totora es el tipo de planta que presenta mejores eficiencias de absorción en las tres soluciones binarias de Cu-Fe, Zn-Fe, Pb-Fe, y en la solución cuaternaria de Cu-Zn-Pb-Fe, dando valores de absorción de 0.68, 0.95, 1.48 y 0.81, respectivamente, mediante el método de Vía húmeda. Lo indicado es un contraste con lo que se puede visualizar con el carrizo, donde los valores de absorción son negativos lo que indica que la absorción no se dio de manera favorable. Además, de acuerdo a la Figura 53a, los resultados obtenidos por el método de Vía seca brindan valores de eficiencia negativo tanto para el carrizo y la totora, lo que indica que la absorción no se logró dar de manera favorable. Para este caso, se puede determinar que el método de análisis por Vía húmeda brinda mejores resultados de recuperación de Hierro que el análisis por Vía seca.



Figura N°53: Eficiencia de recuperación de Hierro: a) Vía seca y b) Vía húmeda

V. EVALUACIÓN ECONÓMICA

5.1 Presupuesto

A continuación, se presenta el presupuesto necesario para el desarrollo del experimento a escala de laboratorio. Es importante indicar que el presupuesto se ha dividido en tres etapas, las cuales, se indican a continuación:

- **Etapa I**

En esta etapa se detallan los costos obtenidos para la construcción y el acondicionamiento de los Wetlands artificiales previo al inicio del proceso de tratamiento:

Tabla N°39: *Presupuesto – Etapa I (Construcción y acondicionamiento)*

Etapa I				
Descripción	Precio Unitario	Unidades	Cantidad	Costo (S/.)
Celdas de acrílico (*)	230.0	sol/und	4	920.0
Estructuras de PVC (*)	72.0	sol/und	4	288.0
Baldes rojos (vol: 20 L)	13.0	sol/und	6	78.0
Piedra chancada (peso: 40 kg)	6.0	sol/und	5	30.0
Silicona	17.0	sol/und	1	17.0
Baldes blancos (vol: 20 L)	5.0	sol/und	5	25.0
Molinillo BOSCH	100.0	sol/und	1	100.0
Totora	1.5	sol/und	20	30.0
Carrizo	5.0	sol/und	25	75.0
Colaborador	70.0	sol/h	15	1,050.0
Total (S/.)				2,613.0

Nota:

(*) Los precios fueron obtenidos de la investigación de Jorge Pulcha & Michael Valencia (2019).

- Los demás precios fueron obtenidos de SODIMAC y de vendedores locales del Centro de Lima.

- **Etapa II**

En esta etapa se detallan los costos referidos al monitoreo de los parámetros físico-químicos, aniones y metales de interés. Además, se incluyen los costos correspondientes a los análisis de metales realizados en laboratorio.

Tabla N°40: Presupuesto – Etapa II (Monitoreo y análisis en laboratorio)

Etapa II				
Descripción	Precio Unitario	Unidades	Cantidad	Costo (S/.)
Monitoreo				
Recipientes de plástico (vol: 250 ml)	1.0	sol/und	150	150.0
Medición del pH	5.0	sol/muestra	10	50.0
Medición de la conductividad	5.0	sol/muestra	10	50.0
Medición del oxígeno disuelto	5.0	sol/muestra	10	50.0
Medición de la turbidez	5.0	sol/muestra	10	50.0
Medición de nitratos	8.0	sol/muestra	10	80.0
Medición de sulfatos	8.0	sol/muestra	10	80.0
Medición del amoniacó	8.0	sol/muestra	10	80.0
Reactivo para la medición de nitratos	140.0	sol/caja	1	140.0
Reactivo para la medición de amoniacó	140.0	Sol/caja	1	140.0
Reactivo para la medición de sulfatos	140.0	sol/caja	1	140.0
Colaborador	70.0	sol/h	15	1,050.0
Sub total (S/.)				2,060.0
Análisis de metales en laboratorio				
Análisis de Fe por AAS	10.0	sol/muestra	10	100.0
Análisis de Cu por AAS	10.0	sol/muestra	10	100.0
Análisis de Zn por AAS	10.0	sol/muestra	10	100.0
Análisis de Pb por AAS	10.0	sol/muestra	10	100.0
Colaborador	70.0	sol/h	15	1,050.0
Sub total (S/.)				1,450.0
Total (S/.)				3,510.0

Nota: Los precios fueron brindados por el laboratorio de Minería y Medio Ambiente de la sección de Ingeniería de Minas.

- **Etapa III**

En esta etapa se detallan los costos referidos a los análisis realizados en laboratorio por cada método empleado para la recuperación de los metales de interés.

Tabla N°41: Presupuesto – Etapa III (Análisis de laboratorio por Vía Seca y Vía Húmeda)

Etapa III				
Descripción	Precio Unitario	Unidades	Cantidad	Costo (S/.)
Vía Seca				
Secado en mufla	1.5	sol/planta	16	24.0
Pulverizado en molinillo	1.0	sol/planta	16	16.0
Secado en mufla (cenizas)	2.0	sol/planta	16	32.0
Prueba de acidez-fuego-filtración	3.0	sol/planta	16	48.0
Análisis de Fe por AAS	25.0	sol/planta	16	400.0
Análisis de Cu por AAS	25.0	sol/planta	16	400.0
Análisis de Zn por AAS	25.0	sol/planta	16	400.0
Análisis de Pb por AAS	25.0	sol/planta	16	400.0
Colaborador	70.0	sol/h	15	1,050.0
Sub total (S/.)				2,770.0
Vía Húmeda				
Secado en mufla	1.5	sol/planta	16	24.0
Pulverizado en molinillo	1.0	sol/planta	16	16.0
Prueba de acidez-fuego-filtración	3.0	sol/planta	16	48.0
Análisis de Fe por AAS	25.0	sol/planta	16	400.0
Análisis de Cu por AAS	25.0	sol/planta	16	400.0
Análisis de Zn por AAS	25.0	sol/planta	16	400.0
Análisis de Pb por AAS	25.0	sol/planta	16	400.0
Colaborador	70.0	sol/h	15	1,050.0
Sub total (S/.)				2,738.0
Total (S/.)				5,508.0

Nota: Los precios fueron brindados por el laboratorio de Minería y Medio Ambiente de la sección de Ingeniería de Minas.

El presupuesto total para el desarrollo del experimento a escala de laboratorio se presenta en la Tabla N°42 (incluyendo IGV):

Tabla N°42: Presupuesto Final

Descripción	Costo (S/.)
Etapa I	2,613.0
Etapa II	3,510.0
Etapa III	5,508.0
Total (S/.)	11,631.0
Total (S/.) + IGV	13,724.6

Se obtiene un presupuesto total de S/.13,724.6. Utilizando un tipo de cambio de 1\$ / S/.3.72, se obtiene un presupuesto total de \$ 3,689.4.

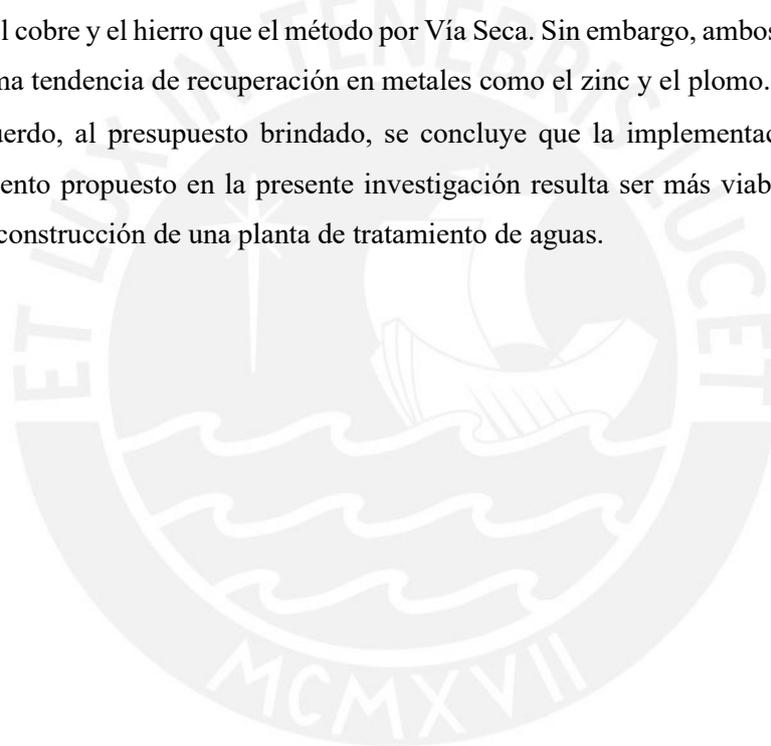
VI. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

CONCLUSIONES

- De los resultados obtenidos, tanto de los parámetros físico-químicos y la concentración de metales pesados, se determinó un ciclo de tratamiento equivalente a nueve (09) días para mejorar la calidad del efluente tratado.
- Al término de los nueve (09) días de tratamiento, los resultados de la mayoría de los parámetros físico-químicos (pH, conductividad eléctrica, turbidez y oxígeno disuelto) y aniones (nitratos y amoníaco) analizados en cada celda que contenían el Carrizo y la Totora, cumplen con los rangos máximos establecidos en los Límites Máximos Permisibles (LMP) y Estándares de Calidad Ambiental (ECA), a excepción del amoníaco, a pesar de la tendencia a disminuir su concentración.
- De igual manera, al término de los nueve (09) días de tratamiento, los resultados finales de las concentraciones de metales (Cu, Zn, Fe) analizados en cada celda que contenían el Carrizo y la Totora, cumplen con los rangos máximos establecidos en los Límites Máximos Permisibles (LMP) y Estándares de Calidad Ambiental (ECA), a excepción del Pb, cuyos valores de concentración final solo cumplen con el rango máximo permitido en los LMP.
- Se determinó que las celdas con Carrizo presentan una mejor eficiencia de remoción de metales como el cobre, con porcentajes entre el **68%** y **87%**, y el zinc, con porcentajes entre el **53%** y **94%**. Caso contrario ocurre con las celdas con Totora que presentan una mejor eficiencia de remoción de metales como el cobre, con porcentajes entre el **82%** y **90%**, el plomo, con porcentajes entre el **88%** y **92%**, y el hierro, con porcentajes entre el **30%** y **69%**.
- El sistema de tratamiento pasivo propuesto en la presente investigación logra mejorar la calidad del efluente tratado en cada celda eliminando la concentración de metales pesados y otros posibles contaminantes para cumplir con los rangos máximos establecidos en la normativa ambiental vigente (LMP y ECA). Por lo que, dicha propuesta puede ser implementada a mayor escala para tratar los efluentes generados por las operaciones mineras y por los pasivos ambientales mineros.
- Además, del proceso de tratamiento, se concluye que la Totora presenta una mejor eficiencia de remoción en la mayoría de metales (cobre, plomo y hierro) de interés que el Carrizo, a excepción del zinc.
- El método de análisis por Vía Seca, fue desfavorable en la mayoría de los casos. Sin embargo, se evidencia que la raíz del carrizo presenta mejor afinidad de absorción con metales como el cobre y plomo y menor cantidad con el zinc y hierro. Caso contrario ocurre con la raíz de la totora que presenta una mejor afinidad de absorción con metales como el cobre y zinc y en

menor cantidad con el plomo y hierro. Además, los tallos de ambas plantas presentan mejor afinidad con metales como el zinc y plomo y en menor cantidad con el cobre y hierro.

- Con el método de análisis por Vía Húmeda, se determina que el proceso de absorción de metales fue favorable en la mayoría de los casos, con excepción del tallo del carrizo donde la absorción fue desfavorable. Se evidencia que la raíz y el tallo del carrizo presentan mejor afinidad de absorción con metales como el cobre y zinc y menor cantidad con el hierro y plomo. Caso contrario ocurre con la totora, cuya raíz presenta una mejor afinidad de absorción con metales como el cobre y hierro y en menor cantidad con el plomo y zinc. Además, el tallo de la totora presenta mejor afinidad con metales como el cobre y plomo y en menor cantidad con el zinc y hierro.
- El método de análisis por Vía Húmeda brinda mejores valores de recuperación en metales como el cobre y el hierro que el método por Vía Seca. Sin embargo, ambos métodos presentan la misma tendencia de recuperación en metales como el zinc y el plomo.
- De acuerdo, al presupuesto brindado, se concluye que la implementación del sistema de tratamiento propuesto en la presente investigación resulta ser más viable económicamente que la construcción de una planta de tratamiento de aguas.



RECOMENDACIONES

- Se recomienda replicar el experimento propuesto a escala piloto, en una unidad minera o en una zona donde se ubique un pasivo ambiental minero, debido a que de esta manera se estará expuesto a condiciones topográficas, climáticas (temperatura, precipitación, humedad) e hidrológicas reales y se podrá determinar la influencia de estas condiciones en los resultados finales del proceso de remediación y plantear alternativas de mejora.
- Debido a la tendencia a disminuir presentada por la concentración de amoníaco en las celdas de tratamiento, se sugiere brindarle más días al ciclo de tratamiento planteado inicialmente. Ya que, según estudios previos, la reducción de amoníaco requiere de periodos largos de tiempo independientemente de las especies de planta a utilizar en el proceso (Almuktar, S.A.A.A.N., et al., 2018).
- Para periodos de tiempo largos de tratamiento, debido a que las plantas se pueden sobresaturar y como consecuencia afectar el tratamiento, se recomienda remover las plantas utilizadas cada nueve días y reemplazarlas por unas nuevas de las mismas especies y origen para poder continuar con el tratamiento.
- En caso el efluente a tratar presente condiciones iniciales de pH muy altas, las cuales, resultan ser nocivas para cualquier especie de planta, se sugiere tratar previamente el efluente utilizando cal para poder regular el pH a condiciones que una planta pueda soportar a largo plazo.
- Se sugiere emplear el método de análisis por Vía Húmeda para evaluar la recuperación de metales pesados en las plantas utilizadas para el proceso de tratamiento, debido a que, presenta menos costos de análisis y mejores eficiencias de recuperación a comparación del método por Vía Seca.
- Si se desea analizar la viabilidad económica de la recuperación de metales en cada una de las partes principales (raíz y tallo) de las plantas utilizadas para el tratamiento, se recomienda tener en consideración los siguientes parámetros: el peso inicial y el precio unitario de cada planta a utilizar, además, el peso de cada una de las partes principales de cada planta.
- Se sugiere analizar con más detalle las características de Traslocación, Bioconcentración y Bioacumulación que pueden presentar las especies de plantas utilizadas en el tratamiento para poder determinar su influencia en el proceso de absorción de metales.

BIBLIOGRAFÍA

- Aduvire, O. (2006). Drenaje Acido de Mina – Generación y Tratamiento. Instituto Geológico y Minero de España – Dirección de Recursos Minerales y Geoambiente. Madrid. (Consulta: 08 de Julio del 2023).
- Akcil, A., Koldas, S. (2006). Acid Mine Drainage (AMD): causes, treatment and case studies. *Journal of Cleaner Production*. 14 (2006), 1139-1145. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.09.006>
- Akinyele, I.O. y Shokunbi, O.S. (2015). Comparative análisis of dry ashing and wet digestion methods for the determination of trace and heavy metals in food samples. *Food Chemistry*. 173 (2015), 682-684. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2014.10.097>
- Almuktar, S.A.A.N., Abed, S.N. & Scholz, M. Wetlands for wastewater treatment and subsequent recycling of treated effluente: a review. *Environmental Science and Pollution Research*. 25 (2018), pp 23595 – 23623. Doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2629-3>
- Amábilis-Sosa, L.E., Siebe, C., Moeller-Chávez, G., Durán-Domínguez-De-Bazúa, M.C. (2015). Remoción de mercurio, cromo y plomo por humedales artificiales inoculados con cepas tolerantes. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6 (2) (2015), 21-34.
- Barrie Johnson, B., Hallberg, Kevin B. (2005). Acid mine drainage remediation options: a review. *Science of the Total Environment*, 338 (2005), 3-14. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.09.002>
- Batty, L.C., Atkin, L., Manning, D.A.C. (2005). Assessment of the ecological potential of mine-water treatment wetlands using a baseline survey of macroinvertebrate communities. *Environmental Pollution*, 138, 3 (2005), 412-419. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.022>
- Byoung-Hwa Lee, Miklas Scholz (2007). What is the role of Phragmites australis in experimental constructed wetland filters treating urban runoff. *Ecological Engineering*, 29 (2007), 87-95. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.08.001>
- Calle Galindo, Chaska Izabo Asunción (2021). *Propuesta de mejoramiento de la calidad de aguas de drenaje ácido de minas (DAM), mediante un diseño de remediación combinada con tratamiento pasivos en la zona industrial de la Corporación Minera Toma La Mano S.A.* Trabajo de Suficiencia Profesional para obtener el Título de Licenciada en Biología. Lima: Universidad Peruana Cayetano Heredia, Facultad de Ciencias y Filosofía. (Consulta: 20 de mayo de 2023).
- Chen, Y., Wen, Y., Zhoy, Q., Huang, J., Vymazal, J. & Kuschik, P. Sulfate removal and sulfur transformation in constructed wetlands: The roles of filling material and plant biomass. *Water Research*, 102 (2016), pp 572-581. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.07.001>
- Cirujano, Santos y Morales, Ramon (1997). Plantas y Cultura Popular: La Etnobotánica en España – El carrizo y sus utilidades. *Quercus*. 136 (1966), 36-37. (Consulta: 02 de julio del 2023).
- Congreso de la República (1991). *Código Penal del Perú*. Lima. (Consulta: 25 de junio del 2023).
- Congreso de la República (2003). *Ley N°28090 – Ley que regula el Cierre de Minas*. Lima. (Consulta: 02 de julio del 2023).
- Congreso de la República (2004). *Ley 28271 – Ley que regula los Pasivos Ambientales de la Actividad Minera*. Lima. (Consulta: 01 de julio del 2023).
- Congreso de la República (2005). *D.S. N°033-2005-EM – Reglamento para el Cierre de Minas*. Lima. (Consulta: 29 de junio del 2023).

- Congreso de la República (2005). *Ley N°28611 – Ley General del Ambiente*. Lima. (Consulta: 27 de junio del 2023).
- Congreso de la República (2008). *Decreto Legislativo N°1055 – Decreto Legislativo que modifica la Ley N°28611. Ley General del Ambiente*. Lima. (Consulta: 01 de julio del 2023).
- Congreso de la República (2017). *Decreto Legislativo N°1351 – Modificación del Código Penal con el fin de fortalecer la Seguridad Ciudadana*. Lima. (Consulta: 25 de junio del 2023).
- Congreso de la República (2021). *Ley N°31347 – Ley que modifica la Ley N°28090, Ley que regula el Cierre de Minas*. Lima. (Consulta: 29 de junio del 2023).
- Crosby, N.T. (1977). Determination of Metals in Food. A Review. *The Analyst*. 102, 1213 (1997), 225 – 268. Doi: <https://doi.org/10.1039/AN9770200225>
- David C. Ettner (1999). Pilot scale constructed wetland for the removal of nickel from tailings drainage, Southern Norway. *Mine, Water & Environment*. 1999 IMWA Congress. Sevilla, Spain.
- De Marco, S., Vega, L. y Bellagamba, P. (2011). *Reserva Natural del Puerto Mar del Plata, un oasis urbano de vida silvestre*. 1ª ed. Mar del Plata: Universidad Fasta. (Consulta: 01 de julio del 2023).
- Defensoría del Pueblo (2020). *Prevención y Gestión de Conflictos Sociales en el Contexto de la Pandemia por el COVID-19 / Serie Informes Especiales N° 026-2020-DP*. Lima. (Consulta: 05 de junio del 2023).
- Delgadillo López, Angélica Evelin, González Ramírez, César Abelardo, Prieto García, Francisco Villagómez Ibarra, José Alberto y Acevedo Sandoval, Otilio (2011). Fitorremediación: una alternativa para eliminar la contaminación. *Tropical and subtropical agroecosystems*, 14, 2 (2011), 597-612. Recuperado de: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-04622011000200002&lng=es&tlng=es
- Eger, Paul (2002). Wetland treatment for trace metal removal from mine drainage: the importance of aerobic and anaerobic processes. *Water Science and Technology*, 29 (4), 249-256. (Consulta: 10 de julio del 2023).
- EPA (2015). *A Handbook of Constructed Wetlands: a guide to create wetland for: agriculture wastewater, domestic wastewater, coal miner drainage, stormwater in the Mid-Atlantic Region*. (Consulta: 30 de junio del 2023).
- Flores, Michael, Bravo-Thais, Sebastian, Romero, Maggy, Guzmán, Maribel (2023). Evaluation of heavy metal removal using *Phragmites Australis* (Cav.) and *Schoenoplectus Californicus* (C.A. Mey.): A comparison of the Dry Ashing and Wet Digestion method. *Analytical and Bioanalytical Chemistry Research*, 10, 1 (2023), 97-109. Doi: 10.22036/abcr.2022.354635.1804
- Gazea, B., Adam, K., Kontopoulos, A. (1996). A review of passive systems for the treatment of mine drainage. *Minerals Engineering*. 9, 1 (1996), 23-42. Doi: [https://doi.org/10.1016/0892-6875\(95\)00129-8](https://doi.org/10.1016/0892-6875(95)00129-8)
- Gerritsen, W., Ortiz-Arrona, P.R., González-Figueroa, R (2009). Usos populares, tradición y aprovechamiento del carrizo: estudio de caso en la costa sur de Jalisco, México. *Economía, Sociedad y Territorio*. 9, 29 (2009), 185-207. (Consulta: 02 de julio del 2023).
- Grobbelaar, J.U. (2009). Turbidity. *Encyclopedia of Inland Waters*. (2009), 699 -704. Doi: <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00075-2>

- Guzmán, Maribel, Flores Obispo, Michael I., Romero Arribasplata, Maggy B. y Bravo Thais, Sebastian C. (2022). Removal of heavy metals using a wetland batch system with carrizo (*phragmites australis (cav.) trin. ex steud.*): A laboratory assessment. *Acta Ecologica Sinica*, 42, 1 (2022), 102-109. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2021.08.001>
- Guzmán, Maribel, Flores Obispo, Michael I., Romero Arribasplata, Maggy B. y Bravo Thais, Sebastian C. (2022). Heavy Metal Removal from Polluted Waters Using *Schoenoplectus californicus* and *Phragmites australis*. *Mine Waters Solutions* (2022), 333-346. Recuperado de: mineconferences.com/files/ProceedingsofMineWaterSolutions2022.pdf
- Hanna Instruments (1998). Instruction Manual (C 114) – Multiparameter Turbidity & Free and Total Chlorine. (Consulta: 15 de julio del 2023).
- Hanna Instruments (2006). Instruction Manual (HI 98186) – Dissolved Oxygen BOD/ OUR/ SOUR Meter. (Consulta: 15 de julio del 2023).
- Hanna Instruments (2002). Instruction Manual (HI 8633, HI 8733, HI 8734) – Reliable and Waterproof Multi-Range Conductivity Meters. (Consulta: 15 de julio del 2023).
- Hanna Instruments (2008). Instruction Manual (HI 3220, HI 3221, HI 3222) – Calibration Check PpH/ MmV/ ISE/ Temperature Bench Meters. (Consulta: 15 de julio del 2023).
- Hanna Instruments (1998). Instruction Manual (C 114) – Multiparameter Turbidity & Free and Total Chlorine. (Consulta: 15 de julio del 2023).
- Harguinteguy, Carlos A., Arán, Daniela S. Gudiño, Gustavo L., Peñafor, Matias (2023). Capacity of *Schoenoplectus californicus* to Remove and Tolerate Copper, Lead and Zinc in Constructed Wetland Systems Using Simulated Wastewater. *Journal of Environmental Engineering*. 149, 10 (2023). Doi: <https://doi.org/10.1061/JOEEDU.EEENG-7334>
- Hill, S.J. y Fisher, A.S. (2017). Atomic Absorption, Methods and Instrumentation. *Encyclopedia of Spectroscopy and Spectrometry* (Third Edition). Pp. 37-43. Doi: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803224-4.00099-6>
- Huaqing, L, Zhen, H. Zhang, J., Hao Ngo, H., Guo, W., Liang, S., Fan, J., Lu, S. Wu, H. (2016). Optimizations on supply and distribution of dissolved oxygen in constructed wetlands: A review. *Bioresource Technology*. 214, 797-805. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.05.003>
- Ibárcena Fernández, L.W. (2019). Estudio de la Contaminación por Metales Ecotóxicos en Sedimentos en la Bahía de Ite, Tacna. *Ciencia & Desarrollo*, (13), 28-35. Doi: <https://doi.org/10.33326/26176033.2011.13.273>
- López Pamo, E., Aduvire, O., Baretino, D. (2002). Tratamientos pasivos de drenajes ácidos de mina: estado actual y perspectivas de futuro. *Boletín Geológico y Minero*. 113 (1): 3-21. (Consulta: 10 de julio del 2023).
- Mahjoub, Borhane (2013). Plants for soil remediation. *RSC Green Chemistry*, 25, 106-143. Recuperado de: https://www.researchgate.net/publication/286101923_Plants_for_soil_remediation
- Márquez Hernández, I.M., Bastidas Guerrero, T.L., Fernández Valarezo, G.K., Campos Fernández, M., Jaramillo Jaramillo, C.G. y Rojas de Astudillo, L. (2017). Estudio farmacológico preliminar de tallo y raíz de la especie *Moringa Oleífera* lam cosechada en Machala. *Revista Cubana de Plantas Medicinales*, 22, 1 (2017), 1-13. Recuperado de: http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1028-47962017000100013&lng=es&tlng=es

- Menka Kumari, B.D. Tripathi (2015). Efficiency of *Phragmites australis* and *Typha latifolia* for heavy removal from wastewater. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 112 (2015), 80-86. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.10.034>
- MINAM (2010). *Decreto Supremo N°010-2010-MINAM – Límites Máximos Permisibles para la descarga de efluentes líquidos de Actividades Minero – Metalúrgicas*. Lima. (Consulta: 01 de julio del 2023).
- MINEM (2006). *Guía para la Elaboración de Planes de Cierre de Minas*. Lima. (Consulta: 28 de junio del 2023).
- MINAM (2017). *Decreto Supremo N°004-2017-MINAM – Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua*. (Consulta. Lima: 27 de junio del 2023).
- MINEM (2021). *Resolución Ministerial N°200-2021-MINEM/DM – Actualización del Inventario de Pasivos Ambientales Mineros*. Lima. (Consulta: 02 de junio del 2023).
- Murray-Gulde, Cynthia L., Huddleston, George M., Garber, Kristina V. and Rodgers, John H. (2005). Contributions of *Schoenoplectus californicus* in a constructed wetland system receiving copper contaminated wastewater. *Water, Air and Soil Pollution*, 163 (2005), 335-378. Doi: <https://doi.org/10.1007/s11270-005-1297-3>
- Onianwa, P.C., Adeyemo, A.O., Idowu, O.E. y Ogabiela, E.E. (2001). Copper and zinc contents of Nigerian foods and estimates of the adult dietary intakes. *Food Chemistry*. 72, 1 (2001), 89-95. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0308-8146\(00\)00214-4](https://doi.org/10.1016/S0308-8146(00)00214-4)
- Pabón, G., Rodés, R., Pérez, L., Vásquez, L. y Ortega, E (2019). Relaciones Morfológicas en *Schoenoplectus Californicus* (Cyperaceae) en lagos Alto-Andinos de Ecuador. *Revista Del Jardín Botánico Nacional*, 40 (2019), 109-19. Recuperado de: <https://www.jstor.org/stable/26937052>
- Poulin, R., Lawrence, R.W. (1996). Economic and Environmental Niches of Biohydrometallurgy. *Mineral Engineering*. 9, 8 (1996), 799 -810. Doi: [https://doi.org/10.1016/0892-6875\(96\)00073-8](https://doi.org/10.1016/0892-6875(96)00073-8)
- Prieto, F., Barrado, E., Vega, M. & Deba, L. (2001). Measurement of Electrical Conductivity of Wastewater for Fast Determination of Metal Ion Concentration. *Russian Journal of Applied Chemistry*, 74, 8 (2001), 1321-1324. Doi: <https://doi.org/10.1023/A:1013710413982>
- Pulcha Villalobos, Jorge Rolando y Valencia Narva, Michael Prince (2019). Evaluación de la degradación de contaminantes exotóxicos de las aguas residuales de la industria minera por medio de humedales artificiales. Tesis para optar por el título de Ingeniero de Minas. Lima. Pontificia Universidad Católica del Perú, Facultad de Ciencias e Ingeniería. (Consulta: 30 de junio del 2023).
- Radulescu, C., Dulama, I.D., Stih, C., Ionita, I., Chillian, A., Necula, C. y Chelarescu, E.D. (2014). Determination of heavy metal levels in water and therapeutic mud by atomic absorption spectrometry. *Romanian Journal of Physics*, 59, 9-10 (2014), 1057-1066. Recuperado de: https://www.researchgate.net/publication/269109389_Determination_of_heavy_metal_levels_in_water_and_therapeutic_mud_by_atomic_absorption_spectrometry
- Rey Vifian, Laura (2006). *Humedales Artificiales para la Remoción de Metales, Nitratos y Amonio de Efluentes Mineros*. Lima: Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima. (Consulta: 28 de mayo del 2023).
- Rodriguez, Suly Margoth. *Bioacumulación de metales pesados en Schoenoplectus Californicus (Cyperaceae) de las áreas bentónicas en dos estaciones climáticas: el caso de estudio del lago San Pablo. Imbabura – Ecuador*. Tesis Doctoral. Sevilla: Escuela Internacional de Doctorado de

- Universidad de Sevilla (EIDUS), Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola. (Consulta: 05 de julio del 2023).
- Scott, J.T., McCarthy, M.J., Gardner, W.S. & Doyle, D.R. (2008). Denitrification, dissimilatory nitrate reduction to ammonium, and nitrogen fixation along a nitrate concentration gradient in a created freshwater wetland. *Biogeochemistry*, 87 (2008), pp 99 – 111. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9171-6>
- Sobolewski, André (1996). Metal species indicate the potencial of constructed wetlands for long-term treatment of metal mine drainage. *Ecological Engineering*, 6 (1996), 259-271. Doi: [https://doi.org/10.1016/0925-8574\(95\)00062-3](https://doi.org/10.1016/0925-8574(95)00062-3)
- Soylak, Mustafa y Kizil, Nebiye (2011). Determination of Some Heavy Metals by Flame Atomic Absorption Spectrometry Before Coprecipitation with Neodyum Hydroxide. *Journal of AOAC International*. 94, 3 (2011), 978-984. PMID: 21797027.
- Sucari Laura, Alicia (2020). *Evaluación de la eficiencia de remoción de metales pesados de efluentes mineros a través de humedales artificiales empleando Scirpus californicus (tatora) y Festuca dolichophylla (ichu), en el Distrito de Morocha, Yauli, Junín*. Tesis para optar por el título de Ingeniero Ambiental. Cerro de Pasco: Universidad Nacional Daniel Alcides Carrión, Facultad de Ingeniería. (Consulta: 20 de mayo de 2023).
- Vymazal, J., Brezinová, T. (2016). Accumulation of heavy metals in aboveground biomass of *Phragmites australis* in horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Chemical Engineering Journal*, 290 (2016), 232-242. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.12.108>
- Whitehead, P.G., Prior, H. (2005). Bioremediation of acid mine drainage: an introduction to the Wheal Jane wetlands Project. *Science of the Total Environment*, 338 (2005), 15-21. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.09.016>