

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

**ESCUELA DE POSGRADO
MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES**



“POTENCIAL FITORREMEDIAADOR DE LAS ESPECIES *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* EN LA REMOCIÓN DE CROMO HEXAVALENTE EN SOLUCIÓN ACUOSA ”

Presentada por:

EDSON VICENTE CASTAÑEDA OSORIO

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE MAESTRO
MAGISTER SCIENTIAE EN CIENCIAS AMBIENTALES**

**Lima - Perú
2023**

Document Information

Analyzed document	FINAL DE TESIS -EDSON CASTAÑEDA OSORIO VB.pdf (D152002530)
Submitted	12/4/2022 8:21:00 PM
Submitted by	Juan Carlos Palma
Submitter email	jcpalma@lamolina.edu.pe
Similarity	2%
Analysis address	jcpalma.unalm@analysis.arkund.com

Sources included in the report

SA	T3_TallerdeTesis 2_SalazarBidiosJennifer_SuarezTrujilloGreysStephany.docx Document T3_TallerdeTesis 2_SalazarBidiosJennifer_SuarezTrujilloGreysStephany.docx (D140678772)		2
SA	3529-Texto del artículo-16606-1-2-20220502.docx Document 3529-Texto del artículo-16606-1-2-20220502.docx (D141810174)		3
SA	EF_TALLERDETESIS2_CARBAJALREYES SERGIOESTEBAN.docx Document EF_TALLERDETESIS2_CARBAJALREYES SERGIOESTEBAN.docx (D151964894)		1
SA	ATALAYA_C_GUILLEN_O_EXAMEN FINAL.pdf Document ATALAYA_C_GUILLEN_O_EXAMEN FINAL.pdf (D110506713)		2
SA	2874.- Poma Llantoy Víctor Raúl.pdf Document 2874.- Poma Llantoy Víctor Raúl.pdf (D33803587)		4
SA	Universidad Nacional Agraria La Molina / Artículo científico EDSON CASTAÑEDA (2).pdf Document Artículo científico EDSON CASTAÑEDA (2).pdf (D151999495) Submitted by: jcpalma@lamolina.edu.pe Receiver: jcpalma.unalm@analysis.arkund.com		3

Entire Document

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA ESCUELA DE POSGRADO MAESTRIA EN CIENCIAS AMBIENTALES " POTENCIAL FITORREMIEDIADOR DE LAS ESPECIES Pistia stratiotes y Eichhornia crassipes EN LA REMOCIÓN DE CROMO HEXAVALENTE EN SOLUCIÓN ACUOSA "

Presentada por: EDSON VICENTE CASTAÑEDA OSORIO TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE MAGISTER SCIENTIAE EN CIENCIAS AMBIENTALES Lima-Perú 2022 REVISADO Visto Bueno Asesor: Juan Carlos Palma
DEDICATORIA Dedicó esta tesis a mis padres Vicente Castañeda Quispe y Eleuteria Asto Osorio, por su apoyo incondicional y sabios consejos que me ayudaron a crecer como persona. A mis hermanos que me dieron apoyo moral
AGRADECIMIENTOS Mi reconocimiento a mi asesor de tesis Mg.Sc. Juan Carlos Palma por su orientación, ayuda, paciencia y apoyo continuo durante el desarrollo de esta investigación. Agradezco al Dr. Alfredo Rodríguez Delfín por su apoyo al poder realizar parte del proyecto en el Centro de Investigación de Hidroponía y Nutrición Mineral de la Universidad Nacional Agraria de la Molina.

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

**ESCUELA DE POSGRADO
MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES**

“POTENCIAL FITORREMEDIAADOR DE LAS ESPECIES *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* EN LA REMOCIÓN DE CROMO HEXAVALENTE EN SOLUCIÓN ACUOSA ”

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE MAESTRO
MAGISTER SCIENTIAE**

Presentada por:

EDSON VICENTE CASTAÑEDA OSORIO

Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:

.....
Dr. Ever Menacho Casimiro.
PRESIDENTE

.....
Mg.Sc. Juan Carlos Palma.
ASESOR

.....
Mg.Sc. Juan Guerrero Barrantes.
MIEMBRO

.....
Mg.Sc. Diego Suarez Ramos.
MIEMBRO

DEDICATORIA

Dedico esta tesis a mis padres Vicente Castañeda Quispe y Eleuteria Asto Osorio, por su apoyo incondicional y sabios consejos que me ayudaron a crecer como persona. A mis hermanos Alexander y Edward que me dieron apoyo moral. A mi hijo Sebastián que es mi motivación.

AGRADECIMIENTOS

Mi reconocimiento a mi asesor de tesis Mg.Sc. Juan Carlos Palma por su orientación, ayuda, paciencia y apoyo continuo durante el desarrollo de esta investigación.

Agradezco al Dr. Alfredo Rodríguez Delfín por su apoyo al poder realizar parte del proyecto en el Centro de Investigación de Hidroponía y Nutrición Mineral de la Universidad Nacional Agraria de la Molina.

Agradecimiento especial a la Químico Laura Luz Quispe Claros por sus consejos y orientación.

A los técnicos del laboratorio del Departamento Académico de Química de la Universidad Agraria de la Molina por su apoyo y constantes atenciones.

ÍNDICE GENERAL

I.	INTRODUCCIÓN	1
II.	REVISIÓN DE LITERATURA	4
2.1	EL PROBLEMA DE LA CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS .	4
2.2	QUÍMICA DEL CROMO	7
2.2.1	Propiedades fisicoquímicas del cromo	7
2.2.2	Cromo trivalente.....	9
2.2.3	Cromo hexavalente.....	11
2.3	USOS DEL CROMO	12
2.4	FUENTES DE EXPOSICIÓN	14
2.5	TOXICIDAD DE CROMO HEXAVALENTE EN PLANTAS	17
2.6	FITORREMEDIACIÓN	18
2.6.1	Tipos de fitorremediación	19
2.6.2	Mecanismos de resistencia de las plantas a los metales pesados	21
2.6.2.1	Exclusión.....	21
2.6.2.2	Inclusión y acumulación:	21
2.6.3	Mecanismo de acumulación de metales en las plantas	23
2.6.4	Criterios de selección de plantas para la fitorremediación.....	23
2.7	MACRÓFITAS ACUÁTICAS.....	23
2.7.1	<i>Pistia stratiotes</i>	25
2.7.1.1	Clasificación taxonómica	25
2.7.1.2	Características morfológicas	26
2.7.1.3	Reproducción.....	27
2.7.1.4	Distribución	27
2.7.1.5	Usos	28
2.7.1.6	Acción depuradora.....	28
2.7.1.7	El ciclo de vida	29
2.7.2	<i>Eichhornia crassipes</i>	30
2.7.2.1	Clasificación taxonómica	30
2.7.2.2	Características morfológicas	30
2.7.2.3	Reproducción.....	31
2.7.2.4	Distribución	31
2.7.2.5	Usos	31
2.7.2.6	Acción depuradora.....	31

2.7.2.7	El ciclo de vida	32
2.8	FACTORES DE CONCENTRACIÓN	32
2.8.1	Factor de bioconcentración (FBC).....	32
2.8.2	Tasa de Crecimiento Relativo (TCR).....	34
2.8.3	Factor de Translocación (TF).....	34
2.8.4	Eficiencia en la remoción del metal	35
III.	MATERIALES Y MÉTODOS	36
3.1	LUGAR DE EJECUCIÓN.....	36
3.2	DURACIÓN	37
3.3	MATERIALES EQUIPOS Y REACTIVOS	37
3.3.1	Materiales	37
3.3.2	Equipos.....	38
3.3.3	Reactivos	38
3.4	MÉTODOS	39
3.4.1	Método de determinación del cromo hexavalente Cr(VI) en agua	39
3.4.1.1	Equipos y materiales:	39
3.4.1.2	Reactivos:	39
3.4.1.3	Preparación de patrones y blancos.....	40
3.4.1.4	Cálculos y expresión de resultados.....	41
3.4.2	Determinación de Cr en tejidos vegetales	41
3.4.2.1	Alcance y aplicación.....	42
3.4.2.2	Resumen del método	42
3.4.3	Preparación de los nutrientes para el cultivo de las plantas	44
3.5	PROCEDIMIENTOS DE LA FASE EXPERIMENTAL	44
3.5.1	Fase de siembra y acondicionamiento.....	44
3.5.2	Fase de nutrición	46
3.5.3	Fase de intoxicación de las especies <i>Pistia stratiotes</i> y <i>Eichhornia crassipes</i> 47	47
3.5.4	Determinación de Cromo Hexavalente	49
3.5.4.1	Determinación de Cromo Hexavalente en solución acuosa	49
3.5.4.2	Determinación de Cromo en tejidos vegetales	50
3.6	ANÁLISIS ESTADÍSTICO	52
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	53
4.1	RESULTADOS DE LECTURA DE pH DE LA SOLUCIÓN ACUOSA.	53
4.2	DETERMINACIÓN DE CROMO HEXAVALENTE EN AGUA.....	54
4.2.1	<i>Pistia stratiotes</i>	54
4.2.2	<i>Eichhornia crassipes</i>	57

4.3	Determinación de cromo en tejido vegetal	63
4.3.1	<i>Pistia stratiotes</i>	63
4.3.2	<i>Eichhornia crassipes</i>	65
4.4	Control de calidad	72
V.	CONCLUSIONES	74
VI.	RECOMENDACIONES	75
VII.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	76
VIII.	ANEXOS	84

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Metales pesados , sus límites permisibles internacionales y los riesgos a la salud	5
Tabla 2: Elementos metálicos utilizados en diversas industrias.....	6
Tabla 3: Propiedades del cromo	7
Tabla 4: Estados de oxidación del cromo y su estabilidad en el medio ambiente.....	8
Tabla 5: Efectos sobre el sistema respiratorio por la exposición crónica a compuestos de Cr(VI)	16
Tabla 6: Procesos utilizados por las plantas para asimilar contaminantes	20
Tabla 7: Clasificación taxonómica de la <i>Pistia stratiotes</i>	25
Tabla 8: Clasificación taxonómica de la <i>Eichhornia crassipes</i>	30
Tabla 9: Detalle de materiales, equipos de campo y oficina	37
Tabla 10: Detalle de equipos de laboratorio	38
Tabla 11: Listado de reactivos empleados en la parte experimental	38
Tabla 12: Preparación de estándares de cromo hexavalente en 100 mL.....	41
Tabla 13: Composición de las soluciones concentradas de nutrientes	44
Tabla 14: Número de muestras de <i>Pistia stratiotes</i> y <i>Eichhornia crassipes</i> sometidas a diferentes concentraciones de Cr(VI)	48
Tabla 15: Cantidad de estándares, límite de detección (LD) y cuantificación (LC) empleados para determinación de cromo VI en agua.....	49
Tabla 16: Cantidad de estándares, límite de detección (LD) y cuantificación (LC) empleados para determinación de cromo en tejido vegetal.....	51
Tabla 17: Variables consideradas	52
Tabla 18: Resultados de pH y temperatura de las soluciones acuosas empleadas	54
Tabla 19: Lectura de cromo en tejido vegetal de la <i>Pistia stratiotes</i>	63
Tabla 20: Concentración de cromo en mg/kg presentes en <i>Pistia stratiotes</i>	64
Tabla 21: Lectura de cromo en tejido vegetal de la <i>Eichhornia crassipes</i>	65
Tabla 22: Concentración de cromo en mg/kg presentes en <i>Eichhornia crassipes</i>	66
Tabla 23: Factores de bioacumulación y translocación de las plantas <i>Pistia stratiotes</i> y <i>Eichhornia crassipes</i> a diferentes concentraciones	71
Tabla 24: Resultado de aseguramiento de calidad de cromo en agua y tejido vegetal... 72	

Tabla 25: Resultados de aseguramiento de calidad de cromo en tejido vegetal-fase experimental	72
Tabla 26: Curva de Calibración de Cr(VI) mediante espectroscopía molecular	84
Tabla 27: Curva de Calibración de Cr (Espectroscopía de Absorción Atómica).....	85
Tabla 28: Identificación y pesos frescos inicial y final de las plantas empleadas en la fase experimental	86
Tabla 29: Identificación y pesos frescos inicial y final de las plantas empleadas en la fase experimental	87
Tabla 30: Pesos secos empleados en la determinación de cromo en tejido vegetal de las muestras de <i>Pistia stratiotes</i>	88
Tabla 31: Pesos secos empleados en la determinación de cromo en tejido vegetal de las muestras de <i>Eichhornia crassipes</i>	89
Tabla 32: Lectura de Cr(VI) en las alícuotas tomadas empleando <i>Pistia stratiotes</i>	90
Tabla 33: Lectura de Cr(VI) en las alícuotas tomadas empleando <i>Eichhornia crassipes</i>	91
Tabla 34: Resultados del porcentaje de remoción (%R) de Cr(VI) en solución residual analizada en <i>Pistia stratiotes</i>	92
Tabla 35: Resultados del porcentaje de remoción (%R) de Cr(VI) en solución residual analizada en <i>Eichhornia crassipes</i>	93
Tabla 36: Resultados de porcentaje de absorción (%A) de cromo en <i>Pistia stratiotes</i> para cada muestra analizada	94
Tabla 37: Resultados de porcentaje de absorción (%A) de cromo en <i>Eichhornia crassipes</i> para cada muestra analizada.	95
Tabla 38: Resumen de composición de efluentes de curtiembres de Arequipa (2006)..	96

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Diagrama de distribución para especies de complejos hidroxocromo. Software Hydra- MEDUSA	9
Figura 2: Diagrama de Pourbaix de Cromo(III)	10
Figura 3: Diagrama de distribución de especies de cromo a diferentes concentraciones. Software Hydra- MEDUSA	12
Figura 4: Toxicidad del cromo hexavalente y su implicación en el ambiente	14
Figura 5: Tipos de fitorremediación incluyendo las zonas de acción.....	19
Figura 6: Morfología de <i>Pistia stratiotes</i>	26
Figura 7: Morfología de <i>Eichhornia crassipes</i>	30
Figura 8: Centro de Investigación de Hidroponía y Nutrición Mineral de la UNALM .	36
Figura 9: Diagrama de flujo de determinación de Cr(VI) en agua.....	40
Figura 10: Diagrama de flujo para la digestión de tejidos vegetales por Absorción atómica (método EPA 200.3).....	43
Figura 11: a) Cultivo de la especie <i>Pistia stratiotes</i> b) Ejemplar de <i>Pistia stratiotes</i> ...	44
Figura 12: a) Cultivo de la especie <i>Eichhornia crassipes</i> b) Ejemplar de la <i>Eichhornia crassipes</i>	45
Figura 13: Medida del valor de pH de las soluciones de cultivo.....	45
Figura 14: a) Solución hidropónica comercial b) Interacción de las soluciones hidropónicas con las raíces de las especies	46
Figura 15: a) Pesaje de sal de dicromato de potasio b) Preparación de soluciones de dicromato de potasio c) Lavado de especies vegetales d) Exposición de especies vegetales a las soluciones contaminantes de cromo hexavalente.....	47
Figura 16: a) Lavado de especies vegetales con agua destilada b) Secado de las muestras c) Desecador con muestras previamente secadas	48
Figura 17: a) Solución 500 ppm de cromo hexavalente b) Solución indicadora de difenilcarbazida c) Espectrofotómetro UV-Vis Genesys d) Curva de calibración.....	49
Figura 18: a) Estufa Memmert b) Muestras secadas en la estufa c) Muestras de plantas secadas d) Proceso de molienda de muestras e) Digestión ácida de muestras f) Filtración de muestras digeridas.....	50
Figura 19: a) Equipo de absorción atómica Thermo Scientific iCE 3000 series b) Ensayo a llama para la lectura de Cr	51

Figura 20: Procedimiento de la metodología.....	52
Figura 21: a) Clorosis en la <i>Pistia stratiotes</i> luego de exposición a solución de 100 ppm de Cr(VI) b) Necrosis en la <i>Pistia stratiotes</i>	54
Figura 22: a) Muestra de <i>Pistia stratiotes</i> inicial b) <i>Pistia stratiotes</i> luego de su exposición a 10 ppm de Cr (VI).....	55
Figura 23: a) Muestra inicial de <i>Pistia stratiotes</i> expuesta a 2 ppm b) <i>Pistia stratiotes</i> luego de su exposición a solución de 2 ppm de Cr(VI) c) Muestra inicial de <i>Pistia stratiotes</i> expuesta a 5 ppm d) <i>Pistia stratiotes</i> luego de su exposición a solución de 5 ppm de Cr(VI)	55
Figura 24: Control de <i>Pistia stratiotes</i> luego de 15 días	56
Figura 25: Porcentaje de remoción del Cr (VI) mediante el empleo de <i>Pistia stratiotes</i> a diferentes concentraciones.....	57
Figura 26: a) Muestra de inicial de <i>Eichhornia crassipes</i> b) Muestra de <i>Eichhornia crassipes</i> luego de su exposición a 100 ppm de Cr(VI)	58
Figura 27: a) Muestra de inicial de <i>Eichhornia crassipes</i> b) Muestra de <i>Eichhornia crassipes</i> luego de su exposición a 10 ppm de Cr(VI)	58
Figura 28: a) Muestra de inicial de <i>Eichhornia crassipes</i> expuesta a 2 ppm b) Muestra de <i>Eichhornia crassipes</i> luego de su exposición a 2 ppm de Cr(VI) c) Muestra de inicial de <i>Eichhornia crassipes</i> expuesta a 5 ppm d) Muestra de <i>Eichhornia crassipes</i> luego de su exposición a 5 ppm de Cr(VI)	59
Figura 29: Control <i>Eichhornia crassipes</i> luego de 15 días	60
Figura 30: Porcentaje de remoción del Cr(VI) mediante el empleo <i>Eichhornia crassipes</i> a diferentes concentraciones.....	60
Figura 31: Valores promedio (\pm desviación estándar) de los porcentajes de remoción de Cr(VI) empleando <i>Pistia stratiotes</i> y <i>Eichhornia crassipes</i> expuestas a 2, 5 y 10 ppm. Las letras sobre las barras indican las diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$)	62
Figura 32: Valores promedio (\pm desviación estándar) de la concentración de cromo (mg/kg) en tejidos de la parte aérea empleando <i>Pistia stratiotes</i> y <i>Eichhornia crassipes</i> expuestas a 2, 5 y 10 ppm. Las letras sobre las barras indican las diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$).....	68

Figura 33: Valores promedio (\pm desviación estándar) de la concentración de cromo (mg/kg) en las raíces empleando <i>Pistia stratiotes</i> y <i>Eichhornia crassipes</i> expuestas a 2, 5 y 10 ppm. Las letras sobre las barras indican las diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$)	69
Figura 34: Porcentaje de absorción promedio de cromo en tejidos vegetales de la <i>Pistia stratiotes</i> y <i>Eichhornia crassipes</i> expuestas a 2, 5 y 10 ppm	70
Figura 35: Valores promedio (\pm desviación estándar) de la tasa de crecimiento relativo (TCR) de la <i>Pistia Stratiotes</i> y <i>Eichhornia crassipes</i> expuestas a diferentes tratamientos. Las letras sobre las barras indican diferencias significativas ($p < 0,05$)	73

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1: Curvas de calibración empleadas en la parte experimental	84
Anexo 2: Pesos obtenidos en la parte experimental	86
Anexo 3: Lecturas obtenidas en la parte experimental de los métodos empleados.....	90
Anexo 4: Porcentajes de remoción (%R) obtenidos en ambas especies.....	92
Anexo 5: Porcentajes de absorción (%A) obtenidos en ambas especies.....	94
Anexo 6: Reporte de composición de efluentes de industrias de curtiembre	96

RESUMEN

En el presente estudio se evaluó el potencial fitorremediador de las especies *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes*, exponiéndolas a 2, 5, 10 y 100 ppm de Cr(VI) en un periodo de 15 días. Las unidades experimentales consistieron en macetas conteniendo 1L de solución de Cr(VI) preparadas en el laboratorio, enriquecidos con solución hidropónica. La determinación de Cr(VI) en agua se realizó mediante colorimetría con difenilcarbazida y la concentración de cromo en tejidos vegetales fue hallado por espectroscopía de absorción atómica. Se observó un crecimiento aparentemente normal a concentraciones de 2 y 5 ppm, sin embargo, a 10 ppm ambas especies evidenciaron daños significativos (marchitez, clorosis, necrosis, etc.) siendo la más afectada *Pistia stratiotes*; a 100 ppm de concentración *Eichhornia crassipes* fue la única que sobrevivió en el periodo indicado, pero con severos daños. Las tasas de crecimiento relativo a 10 ppm fueron 0,028 y 0,043 para *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* a diferencia de 0,107 y 0,084 obtenidas de ambas especies sin exposición al metal. La mayor remoción de Cr (VI) se obtuvo en *Eichhornia crassipes* con porcentaje de remoción de 95,66% y 99,82% para 5 y 10 ppm respectivamente en comparación con *Pistia stratiotes* con 77,23 % y 85,03% respectivamente. Los mayores factores de bioconcentración calculados corresponden a las raíces. Los valores más altos fueron los de *Eichhornia crassipes*, entre 144,06 a 157,31 para la parte aérea y 761,50 a 835,76 para las raíces a diferencia de la *Pistia stratiotes* que tuvo valores entre 61,11 a 108,01 para la parte aérea y 592,08 a 743,44 para las raíces respectivamente. Ambas tuvieron factores de translocación menores a 1, lo que indica mayor capacidad de acumulación de cromo en las raíces. Se concluye que ambas especies son bioacumuladoras de Cr(VI) en solución acuosa presentando la *Eichhornia crassipes* mejores resultados en el proceso.

Palabras clave: Fitorremediación, factor bioacumulación, factor translocación, *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes*

ABSTRACT

In the present study, the phytoremediation potential of *Pistia stratiotes* and *Eichhornia crassipes* species was evaluated by exposing them to 2, 5, 10 and 100 ppm Cr(VI) over a period of 15 days. The experimental units consisted of pots containing 1L of Cr(VI) solution prepared in the laboratory, enriched with hydroponic solution. The determination of Cr(VI) in water was performed by diphenylcarbazide colorimetry and the concentration of chromium in plant tissues was found by atomic absorption spectroscopy. Apparently normal growth was observed at concentrations of 2 and 5 ppm, however, at 10 ppm both species showed significant damage (wilting, chlorosis, necrosis, etc.) being *Pistia stratiotes* the most affected; at 100 ppm concentration *Eichhornia crassipes* was the only one that survived in the indicated period, but with severe damage. The relative growth rates at 10 ppm were 0,028 and 0,043 for *Pistia stratiotes* and *Eichhornia crassipes* as opposed to 0,107 and 0,084 obtained for both species without exposure to the metal. The highest Cr(VI) removal was obtained in *Eichhornia crassipes* with removal percentage of 95,66% and 99,82% for 5 and 10 ppm respectively compared to *Pistia stratiotes* with 77,23 % and 85,03% respectively. The highest calculated bioconcentration factors corresponded to roots. The highest values were those of *Eichhornia crassipes*, between 144,06 to 157,31 for the aerial part and 761,50 to 835,76 for the roots as opposed to *Pistia stratiotes* which had values between 61,11 to 108,01 for the aerial part and 592,08 to 743,44 for the roots respectively. Both had translocation factors less than 1, indicating a greater capacity for chromium accumulation in the roots. It is concluded that both species are bioaccumulators of Cr(VI) in aqueous solution, with *Eichhornia crassipes* showing better results in the process.

Keywords: Phytoremediation, bioaccumulation factor, translocation factor, *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes*

I. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas se ha producido un gran incremento de las actividades industriales en diversos países en función de las necesidades crecientes del hombre, sin embargo, en muchos casos esto conduce a problemas de carácter ambiental. La contaminación por metales pesados es uno de los temas más preocupantes en la actualidad, siendo las descargas de efluentes industriales portadora de metales tóxicos. La descarga de efluentes contaminados con metales pesados (iones metálicos) en los ecosistemas acuáticos supone una amenaza no solo para la vida acuática, sino también a toda la cadena alimentaria, que en definitiva supone una grave amenaza para la salud humana (Shen *et al.* 2012). Cuando producto de las actividades antrópicas industriales se descargan metales pesados provoca considerables problemas debido a su elevada toxicidad, a la vez que se produce bioacumulación, así como persistencia en la naturaleza (Sud *et al.* 2008).

El cromo es un metal pesado, en estado puro es dúctil y muy resistente a la corrosión, por lo que se utiliza en multitud de procesos industriales, como la fabricación y elaboración de aleaciones (sector metalúrgico), el curtido de pieles, pigmentos, tintas, etc. El Cr(VI) que tiene gran solubilidad en agua, móvil en el medio ambiente, 100 veces más tóxico que el Cr(III), cancerígeno, mutagénica (Guertin 2005) ampliamente utilizado muchas industrias, mientras que el Cr(III) es menos soluble, más inerte y 1000 veces menos mutagénica que el Cr(VI). Una de las técnicas más empleadas en la descontaminación de efluentes impactados con cromo hexavalente es la reducción química-precipitación, no obstante, esta técnica es peligrosa debido a que puede generar lodo químico tóxico que luego es difícil de tratar y disponer, por lo tanto, es ineficaz (Álvarez *et al.* 2007).

Tecnologías no convencionales como el intercambio iónico, adsorción con carbón activado y la osmosis inversa presentan costos de inversión, mantenimiento y operación elevados, razón por la cual numerosas empresas no utilizan estas tecnologías, lo que limita su uso (Kurniawan *et al.* 2006). En la actualidad existen diversas técnicas propuestas para la remediación de contaminantes (suelo, sedimento, agua, atmósfera, etc.).

Las técnicas actuales de tratamiento de la contaminación son muy diversas y dependerá de la matriz afectada (agua, aire, suelo, etc.), el grado de contaminación, los contaminantes involucrados, así como también es importante mencionar los recursos (económicos, capital humano, tiempo, etc.). La fitorremediación es una técnica que utiliza plantas (árboles, arbustos, herbáceas, etc.) y sus microorganismos para reducir las concentraciones de contaminantes locales o externos (*in situ* o *ex situ*) como los metales pesados, separándolos del medio ambiente (medio acuático, por ejemplo). Las tecnologías basadas en la fitorremediación son en general de bajo costo y eficientes, lo que las hace competitivas frente a tecnologías convencionales y representa la principal motivación para su desarrollo (Raskin *et al.* 2000).

Gracias a estudios realizados en la materia se ha probado la eficacia de la *Pistia stratiotes* en la bioabsorción de Pb(II) en solución acuosa en laboratorio. La mayor bioacumulación de los metales Pb (II) y Cr (III) se observó en la raíz de la planta acuática, cuya concentración final fue proporcional a la concentración inicial establecida. (Marelis *et al.* 2012). De igual forma la *Eichhornia crassipes* resultó ser efectiva en la remoción de Pb(II) logrando el 86,95 por ciento de remoción en una laguna de prueba (Baldeón *et al.* 2017). Existe un estudio enfocado a fitorremediación de cobre empleando la *Pistia stratiotes*, se demostró que es capaz de descontaminar aguas residuales conteniendo Cu(II), eliminándolo hasta en 70 por ciento en soluciones acuosas en un lapso de 6 horas. Se concluyó que la selectividad por metales pesados se debe a su superior acidez Lewis comparada con pequeños cationes divalentes (calcio, magnesio, etc.) la cual le permite fácilmente insertarse en sistemas celulares de la planta (Torres *et al.* 2007). Poma *et al.* (2014) midieron la capacidad de sorción de los iones metálicos Cd (II) y Hg (II) en *Eichhornia crassipes*, el proceso se inició con una concentración de 5 mg/L del metal pesado contenido en 1L de solución acuosa. El porcentaje de sorción fue del 16,56 por ciento para Cd (II) y del 15,6 por ciento para el Hg (II) durante un lapso de 7 días.

De acuerdo con los estudios presentados anteriormente, está claro que existe la necesidad de seguir realizando más estudios de fitorremediación los cuales son de fundamental utilidad para el tratamiento de aguas contaminadas con metales pesados, siendo una tecnología sostenible y económica. Las macrófitas acuáticas son consideradas por

muchos autores como invasoras debido a su rápido crecimiento llegando en ocasiones a invadir lagunas y otros cuerpos de agua y generar varios problemas, sin embargo, es posible enfocar características como; alta tasa de crecimiento, la absorción de nutrientes y bioacumulación para convertirlas en una herramienta útil para el tratamiento de aguas residuales, especialmente en aguas contaminadas con metales pesados.

Las técnicas de tratamiento convencionales para limpiar cuerpos de agua contaminados con metales pesados son a menudo costosas y utilizan productos químicos que pueden modificar las características del medio y afectar el equilibrio de los ecosistemas y la vida acuática, por lo que tiene una efectividad limitada en ese sentido. La fitorremediación utilizando dos plantas acuáticas como son la *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* se presenta como una alternativa sostenible, económica con amplia aplicabilidad para la rehabilitación de cuerpos de agua contaminadas con Cr(VI) por contaminación natural o antropogénica. Existe un déficit de información acerca del potencial de remediación de las especies *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* para la remoción Cr(VI), siendo importante conocer de las condiciones bajo las cuales es posible dicha remoción, las anteriores son cuestiones de vital importancia para la realización de este estudio.

El objetivo principal del presente estudio es evaluar el potencial fitorremediador de la especie *Pistia stratiotes* y la especie *Eichhornia crassipes* en la remoción de cromo hexavalente Cr(VI) en solución acuosa.

Asimismo, este estudio tiene como objetivos específicos:

- Establecer la capacidad de bioacumulación de cada una de las especies vegetales.
- Evaluar el efecto del incremento de la concentración de Cr(VI) en la *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes*.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 EL PROBLEMA DE LA CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS

Los metales pesados son elementos químicos con una alta densidad, cuyo peso específico es superior a 5g/cm^3 o que tengan un número atómico superior a 20 y presente alta toxicidad aun a concentraciones bajas. Los metales pesados que tienen mayor interés incluyen el mercurio (Hg), cadmio (Cd), cromo (Cr), plomo (Pb), níquel (Ni), cobre (Cu) y zinc (Zn) y algunos metaloides como el arsénico (As) (Lucho *et al.* 2005). Estos metales pesados son de particular atención debido a su toxicidad, tendencia a bioacumulación y su persistencia en la naturaleza (Friberg *et al.* 1985). Los metales pesados se encuentran en la corteza terrestre en forma de constituyentes naturales, generalmente en forma de minerales, sales u otros compuestos, y debido a que no realizan una función biológica, generalmente los organismos vivos no pueden descomponerlos ni destruirlos, ya que no participan en su metabolismo (Prieto *et al.* 2009).

La bioacumulación se refiere al depósito de metales pesados (sustancias consideradas persistentes) en los organismos vivos; flora y fauna a partir de fuentes como el agua, aire o suelo, alcanzando concentraciones más altas a medida que avanza al nivel trófico formando parte de la alimentación del hombre dando como resultado trastornos como daño hepático, problemas reproductivos, cáncer a la piel, enfermedades neurológicas, etc. (López *et al.* 2009).

La contaminación de los ambientes acuáticos por metales pesados es considerada una de las preocupaciones en materia ambiental de mayor interés en el Perú y en el mundo. La gran mayoría de metales tóxicos, también llamados metales pesados, son introducidas a las corrientes acuáticas a través de diversas actividades industriales como la minería, refinera de minerales, industrias de fertilizantes, curtiembres, baterías, industrias del papel, pesticidas, etc., y suponen una grave amenaza para el medio ambiente (Celik *et al.* 2005). Una gestión ambiental inadecuada de los contaminantes puede terminar afectando el medio ambiente, es así que los metales pesados podrían ser acumulados o trasladados a lugares lejanos del punto donde fueron originados, ocasionando impactos ambientales negativos.

Cuando las características del medio ambiente son alteradas negativamente afectan al ser humano más aun a aquellos que son vulnerables como niños, mujeres y ancianos que habitan las áreas de afectación así mismo puede producirse pérdida de biodiversidad, así como la aparición de enfermedades.

No contar con una adecuada gestión de residuos tóxicos producidos de manera diaria por las (mineras, agroquímicos, curtiembres, etc.), ha ocasionado serios problemas en la salud humana, así como inadecuadas condiciones de trabajo de los empleados en el sector industrial (Human Rights Watch 2012). En la Tabla 1 se tienen los límites permisibles internacionales (normativa mundial) así como los efectos sobre la salud del hombre.

Tabla 1: Metales pesados , sus límites permisibles internacionales y los riesgos a la salud

Metales pesados	Límites permisibles (µg/L)		Riesgos a la salud
	OMS	EPA	
Arsénico	10	50	Carcinogénico; causa tumores en el hígado, la piel y el tracto gastrointestinal.
Mercurio	1	2	Corrosivo para la piel, los ojos y las fibras musculares; dermatitis; anorexia; daños en el riñón; dolor muscular severo.
Cadmio	3	3	Carcinogénico; causa fibrosis pulmonar, dificultad para respirar y pérdida de peso.
Plomo	10	5	Potencial cancerígeno ,causa pérdida de apetito, anemia, dolor muscular y articular, disminución del coeficiente intelectual, infertilidad, problemas renales y presión arterial alta.
Cromo	50	100	Potencial cancerígeno; produce tumores de pulmón; irritaciones en la piel, alergias.
Cobre	50	1300	La exposición prolongada causa inflamación de la nariz y la boca, dolor de cabeza y dolor abdominal, diarrea y mareos. .

Fuente: Sud *et al.* (2008)

Los metales pesados se encuentran disueltos en su mayoría en los cuerpos de agua y son contaminantes altamente tóxicos; los más dañinos para el hombre y otros seres vivos son el cromo (Cr), hierro (Fe), plomo(Pb), cobre (Cu), zinc(Zn), etc. (Sud *et al.* 2008). Estos metales pesados preocupan no solo por su elevada toxicidad (alto riesgo para la salud del hombre) sino por su tendencia a la bioacumulación (acumulación en organismos vivos) y su persistencia en el medio ambiente porque no pueden degradarse ni destruirse natural o biológicamente (Sud *et al.* 2008). En la Tabla 2 se presentan los metales pesados empleados en diferentes industrias (fuente antropogénica) que son introducidos al medio ambiente.

Tabla 2: Elementos metálicos utilizados en diversas industrias

Industria	Al	Zn	As	Sn	Sb	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Ni	Bi
Industria automotriz		x		x		x	x		x			x	x	
Industria petrolífera		x	x				x	x	x			x	x	
Industria papelera		x					x	x		x		x	x	
Textiles							x							
Industria siderúrgica		x	x		x	x	x		x			x	x	
Industria química de productos orgánicos	x	x	x	x		x	x		x	x		x		
Industria química de productos inorgánicos	x	x	x			x	x		x	x		x		
Industrias de abonos y fertilizantes	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x
Plásticos y sintéticos									x					
Curtido y acabado del cuero							x							
Plantas de energía de acero		x					x							
Minería						x		x		x	x	x		
Tratamiento relaves ácidos		x						x	x		x			
Recubrimientos metálicos		x				x	x	x						
Vidrios			x											
Energía Nuclear														x

Fuente: Mohan y Pittman (2006)

2.2 QUÍMICA DEL CROMO

Elemento químico catalogado como metal de transición, tiene como número atómico 24, masa atómica 51,996 g/mol y símbolo Cr, es un metal perteneciente al grupo 6 de la tabla periódica. Es el sexto elemento en abundancia en la corteza terrestre, donde se encuentra como óxido (Cr_2O_3) y combinado con hierro y oxígeno forma el mineral cromita (Rayner 2000).

2.2.1 Propiedades fisicoquímicas del cromo

Su nombre cromo (derivado del griego *chroma*, "color"), presenta un color blanco plateado sin embargo sus compuestos presentan distintos colores, además es duro y quebradizo. En la Tabla 3 muestra las propiedades fisicoquímicas más importantes del cromo.

Tabla 3: Propiedades del cromo

Nombre	Cromo
Número atómico	24
Valencia	2,3,4,5,6
Electronegatividad	1.6
Radio covalente (Å)	1.27
Radio iónico (Å)	0.69
Radio atómico (Å)	1.27
Configuración electrónica	$[\text{Ar}]3d^54s^1$
Primer potencial de ionización (eV)	6.80
Masa atómica (g/mol)	51.996
Densidad (g/ml)	7.19
Punto de ebullición (°C)	2665
Punto de fusión (°C)	1875
Descubridor	Vaughlin en 1797

Fuente: Lenntech (2021)

El Cromo en solución acuosa se puede encontrar en muchos EO (estados de oxidación) de 0 a 6+. Sin embargo, las formas más comunes son Cr^{3+} y Cr^{6+} , por lo que estas especies son de gran interés (Tabla 4).

Tabla 4: Estados de oxidación del cromo y su estabilidad en el medio ambiente

Estado de oxidación	Comportamiento en el ambiente	Observaciones
Cr(0)	Inestable	En la industria metalúrgica en fabricación de aleaciones, como acero inoxidable y cromado de piezas. Se utiliza principalmente por sus propiedades como resistencia a la corrosión, fuerza, dureza y color (Kumral 2007)
Cr(I)	Inestable	No es común
Cr(II)	Se oxida fácilmente a Cr^{+3} pero estable solo en ausencia de un agente oxidante	Activo bajo condiciones anaeróbicas
Cr(III)	Muy estable	Para oxidarlo o reducirlo se requiere una importante cantidad de energía
Cr(IV)	No se encuentra en solución excepto para la formación de intermediarios en reacciones redox.	Existe como un sólido ferromagnético ampliamente estudiado.
Cr(V)	Intermediario inestable	Se observa durante el proceso de oxidación o la reducción
Cr(VI)	En medios ácidos surge un alto potencial de oxidación, inestable en presencia de dadores de electrones.	Agente oxidante fuerte

Fuente: Mwinyikione (2010)

2.2.2 Cromo trivalente

Los derivados del Cr(III) son los que mayor presencia tienen en el ambiente ya que son los derivados más estables del metal (Rayner 2000). El Cr(III) es un ácido fuerte con una fuerte tendencia a formar complejos octaédricos hexacoordinados con ligantes como agua (H_2O), NH_4^+ (amonio), $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ (urea), etilendiamina y otros ligandos orgánicos que contienen átomos dadores de electrones como oxígeno (O_2), nitrógeno (N_2) o azufre (S) (Mwinyikione 2010). La tendencia a formar complejos hace que el Cr (III) sea menos soluble en agua, más inerte dando como resultado menor toxicidad (100 veces menos) y menos carcinogénico (1000 veces menos) en comparación con el Cr(VI) (Acosta *et al.* 2013).

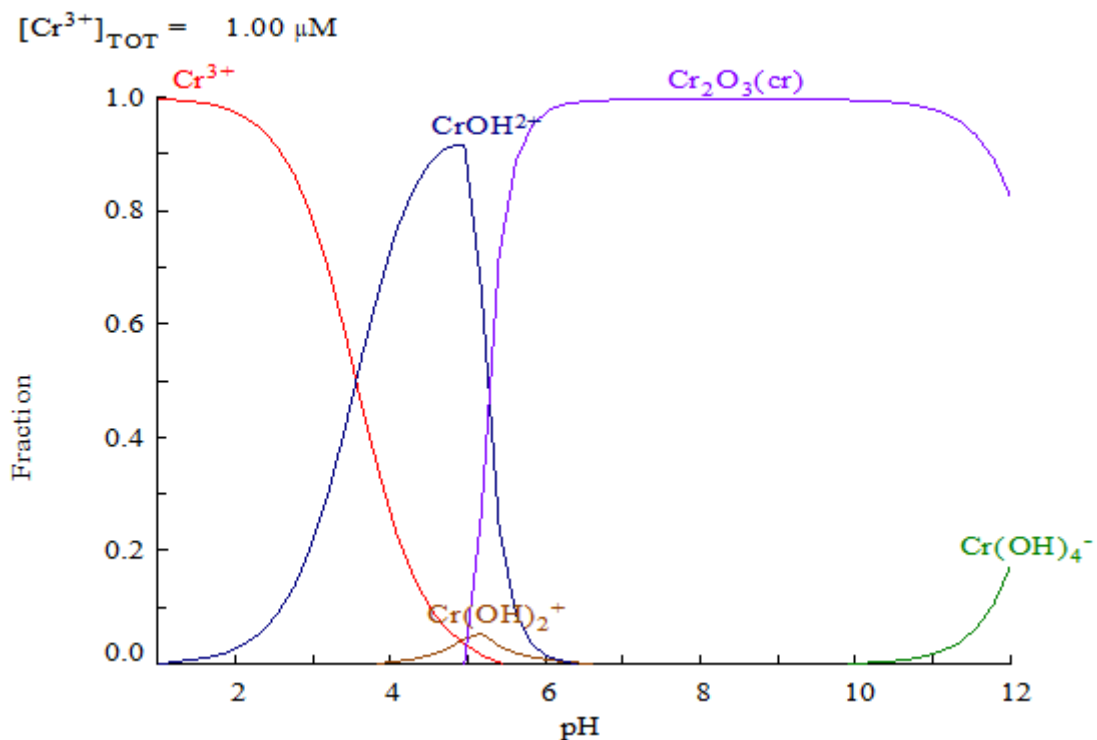


Figura 1: Diagrama de distribución para especies de complejos hidroxocromo. Software Hydra- MEDUSA

Fuente: Elaboración propia

La gráfica de caracterización (Figura 1) muestra que a pH 2, la especie preponderante es Cr^{3+} ; a pH 4 las especies principales son Cr^{3+} y $\text{Cr}(\text{OH})_2^+$; a pH 6 existen especies como Cr_2O_3 , $\text{Cr}(\text{OH})_2^+$ y $\text{Cr}(\text{OH})_4^-$ (Fahim 2006). Se deslga de lo anterior que, el pH tiene un

rol clave en el control de la especiación del metal en solución acuosa, grado de ionización y por ende controla la biosorción de los metales (Nguyen *et al.* 2013). El diagrama de Pourbaix traza el equilibrio de estabilidad en las fases de un sistema electroquímico acuoso.

El diagrama de Pourbaix de cromo (Figura 2) se usa ampliamente para establecer las condiciones de corrosión del metal cuando se sumerge en un medio acuoso, en función del potencial eléctrico del cromo en relación con el electrodo de hidrógeno, E_{SHE} , y el pH de la solución.

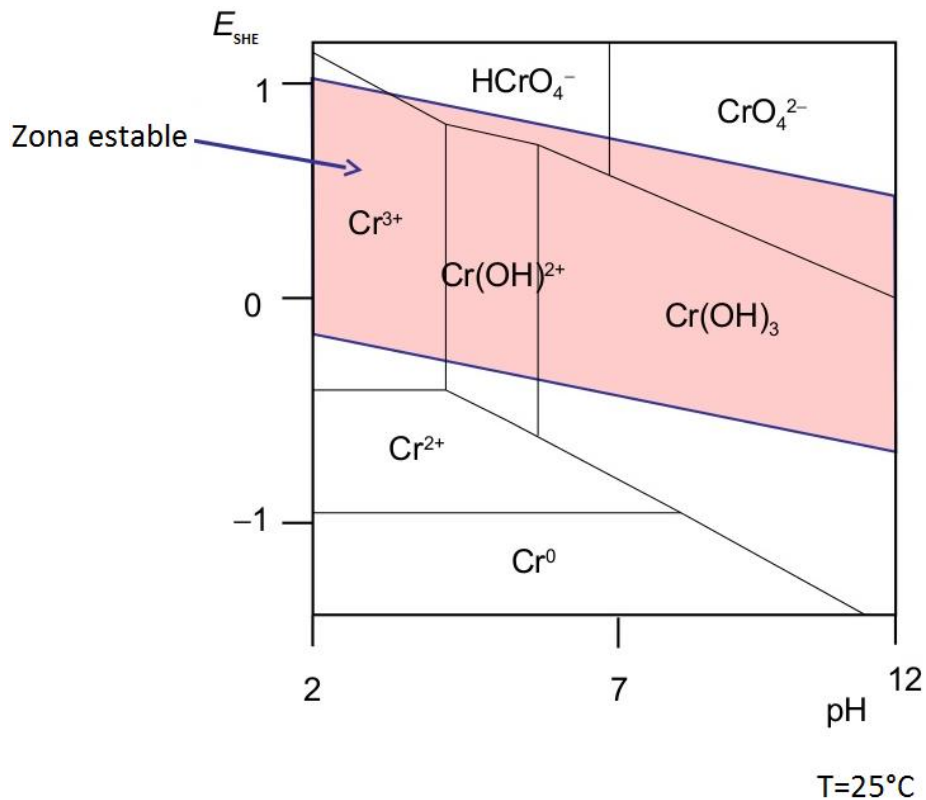


Figura 2: Diagrama de Pourbaix de Cromo(III)
Fuente: Elaboración propia

En el equilibrio redox entre el Cr(III) y el Cr(VI), el pH y el potencial juegan un papel importante en la determinación de las especies termodinámicamente más estables. Cuando en el medio acuoso se cuenta con valores de pH bajos una cantidad importante de compuestos de cromo trivalente son solubles, a pH entre 5-6 se forma el hidróxido de cromo (III).

2.2.3 Cromo hexavalente

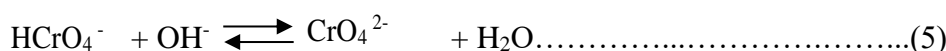
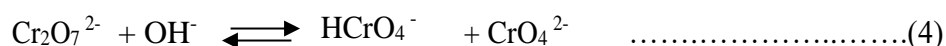
El Cr(VI) se encuentra principalmente bajo la forma de los oxianiones como bicromato (HCrO_4^-), cromato (CrO_4^{2-}), y dicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$). El dicromato de potasio se utiliza en plantas industriales y químicas. El dicromato de sodio se usa para el curtido del cuero, porque forma un compuesto insoluble con las proteínas del cuero y el cromato de plomo se usa como pigmento (Rayner 2000).

La proporción de cada ión depende del pH como se puede apreciar en la Figura 3, a valores de pH neutro y alcalinos el cromato es la forma predominante, conforme se reduce el pH la concentración de dicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) aumenta, mientras que a valores de pH bajos la especie dominante es el bicromato (Cruz 2009).

En soluciones con un pH es superior a 6, el $\text{CrO}_3(s)$ forma el ión cromato CrO_4^{2-} de color amarillo; entre valores de pH 2 y 6, HCrO_4^- y el ión dicromato $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ están en equilibrio y a pH bajos la especie predominante es H_2CrO_4 . Los equilibrios de las especies se pueden ver en las siguientes ecuaciones:



Además, existen los equilibrios de hidrólisis básica



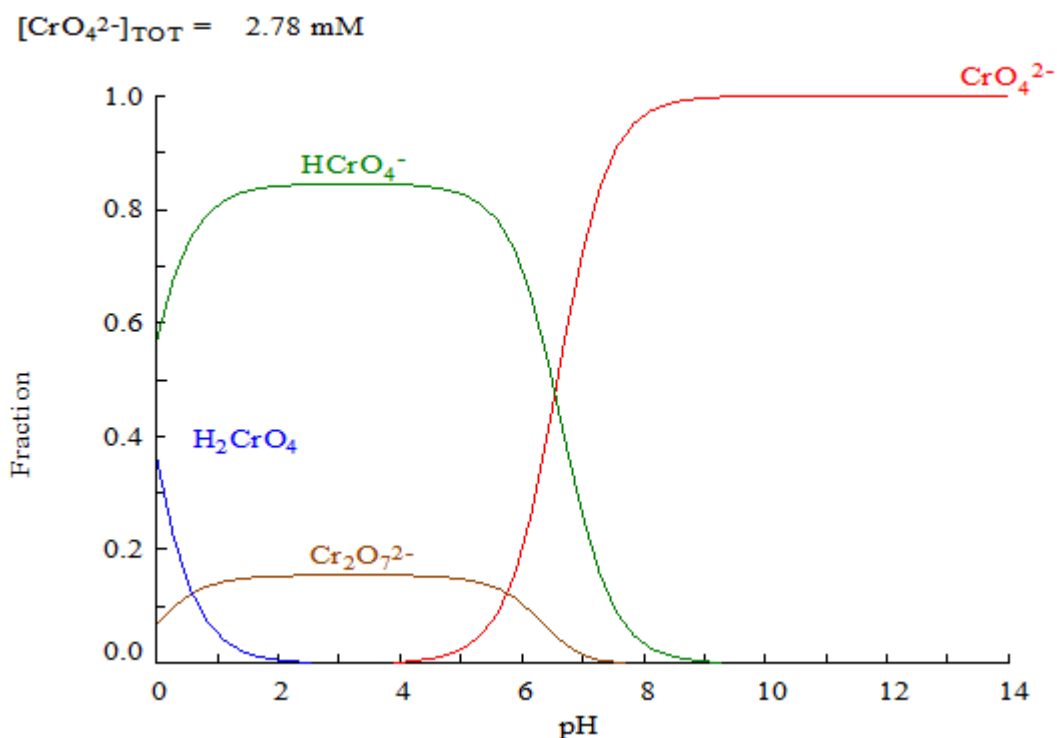


Figura 3: Diagrama de distribución de especies de cromo a diferentes concentraciones. Software Hydra- MEDUSA

Fuente: Elaboración propia

2.3 USOS DEL CROMO

El cromo se emplea fundamentalmente en la industria de las curtiembres y su producto, el cuero. El cuero es piel animal preparada químicamente (las sales de cromo generan un curtido uniforme y rápido) para producir un material más robusto, flexible y resistente a la putrefacción. Uno de los problemas más importantes cuando se realiza el encurtido empleando sales de cromo en el curtido, es que existe una cantidad que no se fija y que permanece en los efluentes y los lodos (Chávez 2010).

Una de las características importantes del recubrimiento con cromo es que es muy resistente a los agentes corrosivos atmosféricos, debido a que, al ser expuesto inmediatamente al aire, en la superficie se forma una fina capa de óxido, que previene el posterior ataque del entorno. El electrólito generalmente empleado para la obtención de recubrimientos con cromo ha sido el H_2CrO_4 (ácido crómico), en el que el ión metálico está en forma de cromo hexavalente y se le añade como catalizador H_2SO_4 (Julve 2001).

Existen diversas industrias y procesos en los cuales el cromo y sus compuestos es empleado, algunos de sus principales empleos se detallan a continuación:

- La manufactura de acero inoxidable y aleaciones, así como en la industria metalúrgica.
- Se emplea en la industria química, pigmentos para plásticos y pinturas, barnices, tintas de imprenta, vidriado de la porcelana y coloreado de vidrio.
- La Industria textil, como mordiente en la tinción y en curtido del cuero.
- Como conservador de la madera.
- Fotografía y fotograbado.
- Industria refractaria.
- Cromado frente a la corrosión.
- Como anticorrosivo y en sistemas de enfriamiento de calderas.

Según esta distribución de las aplicaciones del cromo y sus compuestos derivados, los principales sectores industriales donde se le da mayor uso son:

- En industria metalúrgica, con el 57 por ciento de consumo.
- Química, para fabricación de compuestos químicos con un consumo del 27 por ciento a partir del mineral de cromo.
- Industria de refractarios, con el 16 por ciento para el revestimiento de hornos de alta temperatura (Gil *et al.* 2003).

Los efluentes producto de las actividades industriales que contienen cromo se incorporan a las aguas y llegan al mar, la forma química dependerá de la presencia de materia orgánica en las aguas, si está presente en grandes cantidades, el Cr(VI) se reducirá a Cr(III), el cual se podrá absorber en las partículas o formar complejos insolubles (Lilia 1998).

2.4 FUENTES DE EXPOSICIÓN

El cromo existe en diversas formas en todas las ramas industriales en mayor o menor proporción, así como en muchos productos de uso doméstico. De acuerdo al ciclo del cromo en el ambiente, se puede hallar en la alimentación una pequeña cantidad de cromo, como se evidencia en la Figura 4 (Montoya *et al.* 2010).

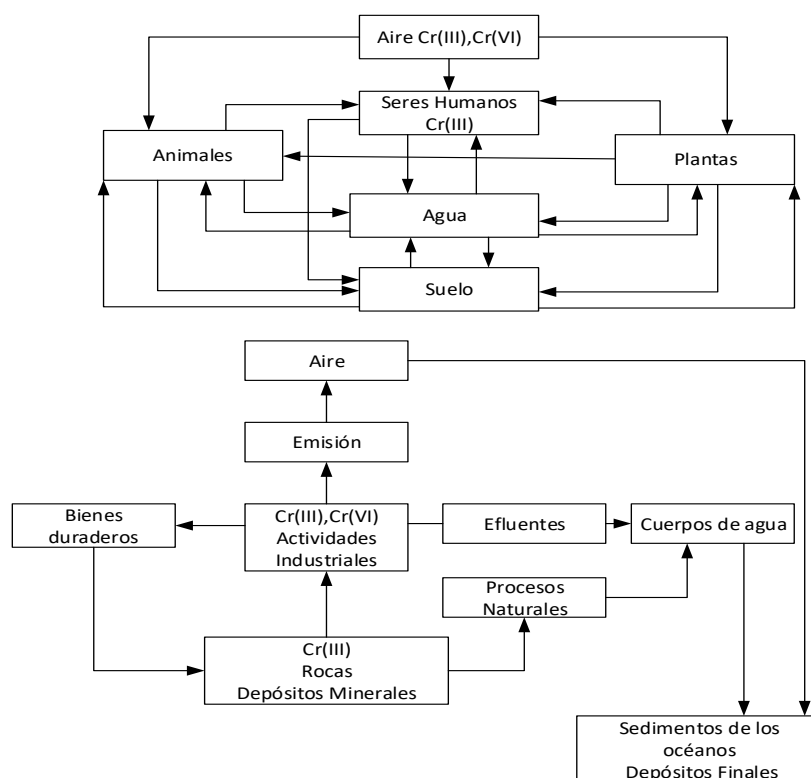


Figura 4: Toxicidad del cromo hexavalente y su implicación en el ambiente

Fuente: IPCS (1988)

El cromo hexavalente representa un peligro para la salud de las personas, más aún aquellos individuos que desarrollan actividades en la industria del acero y textil. La gente que fuma tabaco también puede tener un alto grado de exposición al Cr(VI) (Barkat *et al.* 2009).

Las toxicidades de compuestos de cromo causan afectación en diferentes órganos del cuerpo, por ejemplo: los riñones (insuficiencia renal aguda), el hígado (hepatotoxicidad), gastrointestinales y médula ósea, y la velocidad en la que el cuerpo las elimina es lenta (Chávez 2010).

La distribución cromo en un ecosistema acuático está en función de varios factores de la dinámica y características propias del cuerpo de agua, sus orígenes y la capacidad de bioacumulación por la biota. La industria tiene un considerable impacto, dadas las características de los efluentes que elimina; es por ello que se hicieron esfuerzos para el desarrollo en el área insumos químicos menos agresivos (Chávez 2010). El Cr(VI) presenta las siguientes características toxicas una vez que entra en contacto con el ser humano:

Toxicocinética: El cromo se absorbe por inhalación, por vía oral o a través de la piel. Se distribuye a nivel de los pulmones, médula ósea, ganglios linfáticos, bazo, riñón e hígado y es tomado por los eritrocitos, se combinan con la fracción globínica de la hemoglobina (hemoproteína de la sangre) y es incorporado a otras células por el sistema transportador de sulfatos. Metabolismo: El Cr(VI) es inestable en el organismo y es reducido a Cr(III) intracelularmente a nivel de mitocondrias y el núcleo. En el citoplasma la reducción lo realizan reductores intracelulares como el ácido ascórbico, glutatión, flavoenzimas y riboflavinas. La reducción producida en el interior de las células genera intermediarios reactivos como Cr(V), Cr(IV) y Cr(III), así como radicales libres hidroxilo y oxígeno. Las mencionadas anteriormente son formas reactivas de cromo y son susceptibles de alterar el ADN. La eliminación se puede dar en un 60 por ciento por vía renal, en menor grado por heces (vía biliar), uñas, cabello, leche y sudor.

Toxicodinamia: El cromo elemental y los otros compuestos organometálicos son poco tóxicos, mientras que las sales inorgánicas de Cr(VI) son más tóxicas. La acción tóxica se genera por: acción cáustica que se realiza de manera directa, sensibilización de la piel, citotoxicidad e inflamación de las células pulmonares, interacción con biomoléculas, induce alteración de cromátidas hermanas, aberraciones cromosómicas y reacciones cruzadas en la cadena de ADN (Murray *et al.* 2009).

Efecto cancerígeno: Según Valko *et al.* (2006), sostienen que, además del modelo de respuesta celular denominada de absorción-reducción que se observan en el interior de la célula en presencia de Cr(VI), este funciona como mediador en el proceso de formación de radicales libres, que inducen la formación de fenotipo celulares oncogénicos.

Wise *et al.* (2006), sostienen que el mecanismo de acción mediante el cual el Cr(VI) llega a inducir el cáncer pulmonar, también puede inducir la formación de tumores y fenómenos de bifurcación en aquellos lugares, en el interior de los pulmones, donde se impactan y persisten las partículas de Cr(VI). Se encontró que, dependiendo de la concentración y del tiempo de exposición al Cr(VI), será el número de células tetraploides alteradas, mismas que seguirán desarrollándose hasta formar la masa tumoral.

Otros efectos tóxicos: Los cromatos y el ácido crómico pueden producir intoxicaciones agudas por vía digestiva. El envenenamiento agudo por ingestión produce vértigo, así como también sed intensa, dolor abdominal, vómito, entre otros. La muerte se produce por uremia (enfermedad peligrosa que ocurre cuando los riñones no filtran correctamente) o por un colapso cardiocirculatorio, si el paciente sobrevive puede presentar una insuficiencia renal aguda.

Es necesario considerar la inhalación de vapores de cromo por prolongados periodos de tiempo, causa ulceración indolora, hemorragia y perforación del tabique nasal, conjuntamente con secreción nasal fétida. La Tabla 5 resume los efectos de la exposición crónica a compuestos de Cr(VI) sobre el sistema respiratorio.

Tabla 5: Efectos sobre el sistema respiratorio por la exposición crónica a compuestos de Cr(VI)

Rinitis	Dolor nasal
Laringitis	Ulcera nasal
Bronquitis	Perforación del tabique nasal
Alteración del olfato	Fibrosis pulmonar
Hemorragia nasal	Cáncer pulmonar

Fuente: Galeana (2011)

Otros efectos que se han mostrado son además conjuntivitis y hepatitis aguda con ictericia. Según los datos de laboratorio muestran que en personas que sobrepasan el valor máximo permisible hay hematuria, proteinuria y deterioro de la función; así mismo, el cromo y los cromatos son irritantes y destruyen las células del organismo. La muerte por envenenamiento agudo, se encuentra nefritis hemorrágica. La vía de absorción dérmica es de fácil acceso al organismo y al estar expuesta con los compuestos de Cr(VI) se presenta un cuadro eritema, irritación cutánea y quemaduras. Los compuestos de Cr(VI) penetran a nivel cutáneo más rápidamente que los de Cr(III) y el aumento de la penetración dependerá de la integridad de la epidermis (Montoya *et al.* 2010).

Límites Permisibles

Es la medida de la concentración o límite máximo definido como el nivel de concentración o cantidad de uno o más contaminantes, por debajo de la cual no existe riesgo para la salud, al bienestar humano y al ambiente; es fijado por la autoridad competente y es legalmente exigible. Los límites de tolerancia son revisados por la autoridad competente y pueden utilizarse temporalmente (Araujo 2009).

La OMS (Organización Mundial de la Salud) recomienda desde 1958 una concentración máxima de 0,05 mg/L de Cr(VI) en el agua de consumo humano. Este valor se ha revisado realizando estudios nuevos sobre sus efectos en la salud humana, pero ha permanecido constante (Galeana 2011). La EPA ha establecido un límite de 100 microgramos de Cr(III) y Cr(VI) por litro de agua potable (ATSDR 2000) DL50 (dosis letal cincuenta) oral-ratón es de 180 mg/kg, DLT (dosis letal total) oral-ratón es de 1,600 mg/kg.

2.5 TOXICIDAD DE CROMO HEXAVALENTE EN PLANTAS

El Cr(VI) no posee actividad biológica conocida, es 100 veces más tóxico que el Cr (III) y se transporta al interior celular como análogo del ión sulfato; es carcinogénico, genera mutaciones y puede causar la muerte. El Cr (III) es oxidado en ambientes naturales a Cr (VI), la forma más tóxica del metal con implicaciones desfavorables para la biota asociada (Ksheminska *et al.* 2005).

La exposición de plantas a concentraciones de cromo hexavalente desde 1 a 250 mg/L, induce clorosis como fue en el caso del rábano (Dube *et al.* 2005), disminuye la concentración de clorofila en junco (Gruber *et al.* 2008) y genera deterioro en la integridad de las hojas y la muerte prematura de las células del tejido (necrosis).

2.6 FITORREMEDIACIÓN

Está tomando cada vez más importancia aquellas tecnologías que tienen como principal protagonista a organismos vivos como por ejemplo especies vegetales cuyas propiedades son utilizadas para descontaminar ambientes afectados. Las tecnologías que se basan en el empleo de plantas, reciben el nombre de fitorremediación. La fitorremediación se define como un conjunto de tecnologías en las que las plantas y sus microorganismos asociados se utilizan para eliminar, reducir, degradar o inmovilizar (*in situ* o *ex situ*) los contaminantes ambientales del suelo y agua restaurando los sitios contaminados a un ambiente relativamente limpio y no tóxico.

Es por ello que Pilon-Smiths (2005), afirman que es una tecnología prometedora, rentable y ambientalmente pertinente por medio de la cual una gran variedad de aguas contaminadas puede ser fitorremediadas como, por ejemplo: aguas negras, escurrimientos agrícolas, aguas residuales industriales, relaves mineros, lixiviados de rellenos sanitarios y aguas subterráneas. Estas tecnologías son, por tanto, especialmente útiles para su aplicación en grandes superficies, con contaminantes relativamente inmóviles o con niveles de contaminación bajo, y deben considerarse procesos de recuperación a largo plazo.

Estas tecnologías ofrecen una gran cantidad de ventajas, entre ellas la limpieza y los bajos costos; no utilizan reactivos químicos peligrosos y no afectan negativamente al ecosistema, sólo aplican prácticas agrícolas de cultivo convencionales; así como es posible realizarla en el lugar de afectación (*in situ*) evitando costos de transporte. Es posible distinguir ventajas de la aplicación de estas tecnologías como menor consumo de insumos químicos (existen reactivos de costos elevados) y gasto de energía. A pesar de lo anterior Glass (2000) y Eapen *et al.* (2007), sostienen que la fitorremediación también

tiene ciertas limitaciones tales como su restricción a sitios con concentraciones de contaminantes relativamente bajas; en algunos casos es más lenta que los métodos convencionales, puede no ser aplicable a todos los tipos de residuos y finalmente la biodisponibilidad de los contaminantes también puede representar una limitante.

2.6.1 Tipos de fitorremediación

Existen diferentes mecanismos mediante los cuales las plantas y sus microorganismos asociados pueden incorporar los contaminantes del medio que las rodea, ello puede estar en función de la naturaleza del contaminante, el grado de contaminación, la matriz que ha sufrido el impacto, etc. Dentro de los tipos que más destacan se mencionan en la Figura 5 y es el proceso de fotosíntesis clave para las especies vegetales y la fitorremediación.

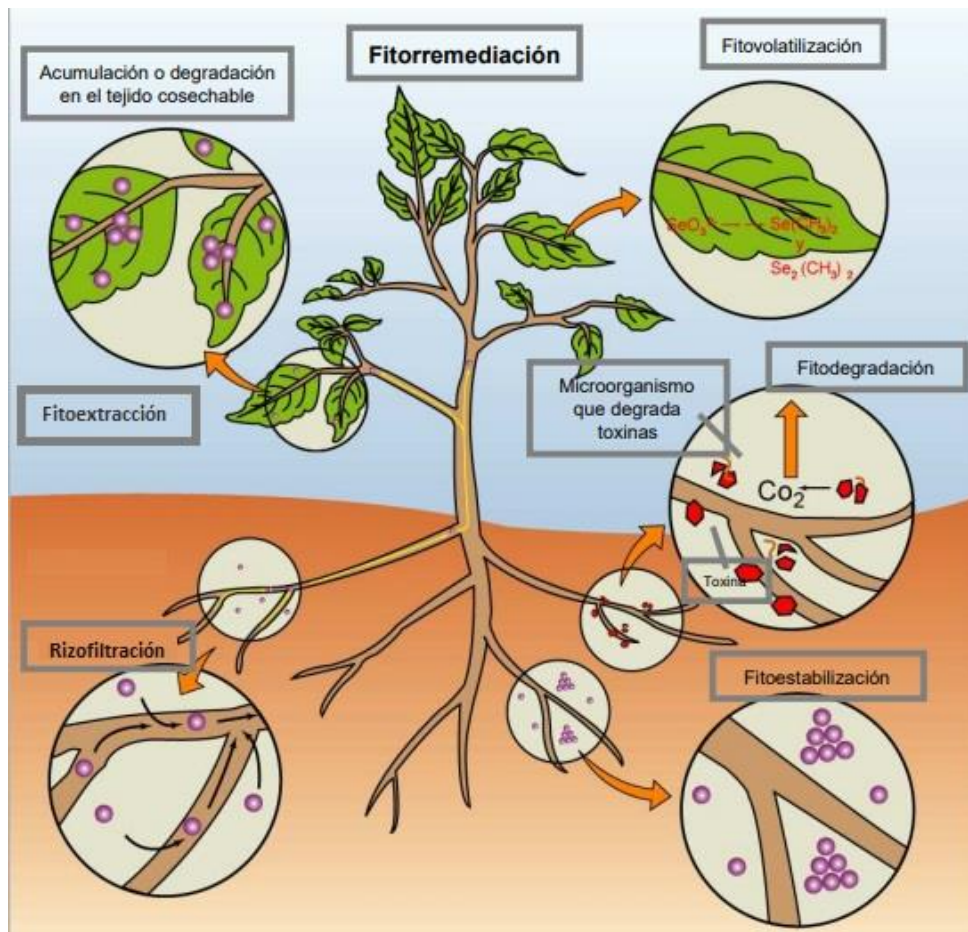


Figura 5: Tipos de fitorremediación incluyendo las zonas de acción

Fuente: Barid (2009)

Tabla 6: Procesos utilizados por las plantas para asimilar contaminantes

Tipo	Proceso Involucrado	Contaminación tratada
Fitoextracción	Según Volke <i>et al.</i> (2005). Las plantas se usan para concentrar metales en las partes cosechables (hojas y raíces).	Cd, Co, Cr, Ni, Hg, Pb, Se y Zn.
Rizofiltración	Según Bonilla (2013). Algunas especies vegetales emplean sus raíces para absorber, precipitar, concentrar metales pesados a partir de aguas residuales contaminados y degradar compuestos orgánicos.	Cd, Co, Cr, Ni, Hg, Pb, Se y Zn. Isótopos radioactivos, compuestos fenólicos.
Fitoestabilización	Según Volke <i>et al.</i> (2005). Especies vegetales que pueden tolerar metales pesados y disminuir su movilidad y evitar el traslado a napas subterráneas o a la atmosfera.	Lagunas de desecho de yacimientos mineros. Propuesto para fenólicos y compuestos clorados.
Fitoestimulación	Según Bonilla (2013). Se emplean los exudados radiculares para favorecer el desarrollo de microorganismos degradativos (bacterias y hongos).	Hidrocarburos en general, derivados del petróleo.
Fitovolatilización	Según Volke <i>et al.</i> (2005). Las especies vegetales captan y transforman metales pesados o compuestos orgánicos y son liberados a la atmósfera con la transpiración.	Metales pesados (Hg, Se, etc.) y solventes clorados (tetraclorometano y triclorometano).
Fitodegradación	Según Bonilla (2013). Las especies vegetales acuáticas y terrestres captan, almacenan y degradan sustancias orgánicas para obtener subproductos menos tóxicos o no tóxicos.	Trinitrotolueno(C ₇ H ₅ N ₃ O ₆), nitrobenzeno(C ₆ H ₅ NO ₂) ambos empleados en la fabricación de proyectiles, atrazina, solventes clorados, DDT, pesticidas fosfatados, fenoles y nitrilos, etc.

Fuente: Ghosh y Singh (2005)

Existen diferentes tipos de fitorremediación, sin embargo, sólo cuatro son relevantes para la asimilación y tratamiento de metales pesados: fitoextracción, fitoestabilización, rizofiltración, fitovolatilización (Henry 2000).

2.6.2 Mecanismos de resistencia de las plantas a los metales pesados

Las plantas poseen varios mecanismos celulares que participan en la tolerancia a elementos potencialmente tóxicos, dichos mecanismos se clasifican dentro de dos categorías:

2.6.2.1 Exclusión

El termino exclusión se refiere a la formación de compuestos de naturaleza bioquímica en el medio ambiente o en la pared de las células de las especies vegetales precipitando los metales al exterior mediante secreciones u otros compuestos orgánicos (Lasat 2000).

2.6.2.2 Inclusión y acumulación:

Se entiende como la captura intracelular de sustancias nocivas donde no tendrán efectos tóxicos como en la vacuola y la pared celular; lo que representa una destoxificación interna de los metales por medio de la integración de proteínas, histidina(His), ácidos orgánicos, y péptidos ricos en grupos tiol denominadas fitoquelatinas (Chaney *et al.* 1997; Garbisu y Alkorta 2001).

Los elementos metálicos individuales (metales pesados) experimentan una biotransformación cuando son introducidos al organismo vivo y son acomplejados o "secuestrados" por un ligando existente o sintetizado. Esta estrategia, conocida como quelación, la cual es uno de los aspectos más importantes de la acumulación de metales pesados en el que se refiere al proceso de complejación. El termino quelación (del griego chelé, "pinza" o "garfio") indica el establecimiento de un complejo entre el metal y el ligante o agente secuestrante (reacción química entre ciertas moléculas orgánicas y átomos metálicos), posee muchos sitios de unión que le permiten sujetar fuertemente un átomo central único en este caso el metal, formando un complejo muy estable que puede ser transferido y acumulado en las vacuolas de la especie vegetal. De acuerdo con ello, el metal se encuentra "secuestrado" y no está disponible para ejercer su actividad tóxica.

Algunas plantas utilizan el mecanismo de complejación intracelular para detoxificar metales pesados (Cd, Cu, Pb, As, etc.) uniéndolos a ligandos y conformando complejos mucho menos tóxicos.

El metal se mantiene en una interacción química, en equilibrio electrónico (acomplejado), sin embargo, ello no quiere decir que se encuentra fuera del metabolismo como tal debido a que aún no se ha excluido celularmente en ese sentido aún podría presentar propiedades tóxicas (potencialmente). Los metales pesados muestran gran afinidad por determinados grupos funcionales como principales ligandos, dentro de los más destacables se tienen los grupos sulfhidrilo, radicales amino, fosfato, hidroxilo y carboxilo.

Las fitoquelatinas y metalotioneínas son péptidos considerados ligandos (aminoácidos), las fitoquelatinas formados por condensación de moléculas de glutatión mientras que las metalotioneínas son ricas en aminoácidos cisteína (grupos -SH). Las fitoquelatinas (FQS) son ligandos de elevada afinidad que secuestran (complejan) metales pesados y han sido identificadas en una amplia variedad de plantas. Se identificaron después que las metalotioneínas (MTs). La síntesis de las fitoquelatinas es citoplasmática y se da vía enzimática, la cual inicia con la respuesta de la planta a un metal pesado mediante la activación de la enzima fitoquelatina sintetasa (γ -glutamylcisteina dipeptidil transpeptidasa), que actúa sobre un sustrato de glutatión para producir fitoquelatina como sostiene Suresh *et al.* (2004).

La reacción catalizada por la enzima no requiere de energía (ATP), solo necesita de la presencia de un metal pesado en altas concentraciones, el cual actúa como un activador esencial de la enzima (Moreno *et al.* 1999). Las fitoquelatinas se inducen velozmente en plantas por tratamiento con metales pesados. Una mayor sensibilidad a metales pesados se da por el descenso de fitoquelatinas, por tanto, su función en la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas es crítico.

2.6.3 Mecanismo de acumulación de metales en las plantas

De acuerdo con Wang *et al.* (1996), consideran dos pasos en los cuales se da la acumulación de metales pesados en especies acuáticas en primer lugar se produce la biosorción rápida a la superficie y en segundo lugar el transporte lento e invariable controlado por difusión en el interior de la célula (bioacumulación), ello puede darse mediante difusión del ion metálico a través de la membrana celular o darse por transporte activo por una proteína transportadora. En las especies vegetales, los efectos de los metales empiezan en la raíz, ya que este es el órgano responsable de asimilar los nutrientes del medio, y afectan en consecuencia al resto de la planta. En las hojas se producen severos daños en los cloroplastos y las mitocondrias, por consiguiente, altera los procesos de fotosíntesis y de respiración. En una fase más avanzada de alteración se producen intensos cambios en el metabolismo y regulación celular, ocurre finalmente el estímulo de la senescencia por acumulación crónica del metal pesado, lo que puede resultar en la necrosis de los tejidos y posterior muerte de la planta.

2.6.4 Criterios de selección de plantas para la fitorremediación

Según López *et al.* (2007), sostienen que “la eficiencia de remoción de contaminantes durante la fitorremediación dependería fundamentalmente de la especie vegetal utilizada, el estado de crecimiento de las plantas, su estacionalidad y tipo de metal a remover”. Por lo tanto, Núñez *et al.* (2004), sostienen que para lograr óptimos resultados las especies vegetales deben tener las siguientes características:

- Se tolerantes a altas concentraciones de metales
- Ser acumuladoras de metal.
- Poseer una rápida tasa de crecimiento y alta productividad
- Ser fácilmente cosechables

2.7 MACRÓFITAS ACUÁTICAS.

Las macrófitas acuáticas, se refiere a las formas macroscópicas de vegetación acuática (ambientes acuáticos o inundables) y comprende las macro algas, las escasas especies de pteridofitos y las verdaderas angiospermas (Wetzel 1981).

Plantas flotantes, se distinguen por la habilidad para derivar el CO₂ y las necesidades de oxígeno de la atmósfera directamente. Las plantas reciben sus nutrientes y minerales del agua.

Plantas sumergidas, plantas que poseen la habilidad de ser utilizadas en forma total o parcialmente sumergidas y absorbe oxígeno, dióxido de carbono, y minerales del agua. Dichas especies vegetales se inhiben (disminución en su crecimiento) si existe una turbidez alta en el medio acuático porque sus partes fotosintéticas están debajo del agua.

Plantas emergentes, son plantas anfibias que viven en aguas poco profundas, raíces hundidas al suelo, cuyos tallos y hojas emergen fuera del agua, no sufren limitaciones de agua y tienen un mayor acceso a la luz.

Las macrófitas acuáticas pueden aportar algunos beneficios tales como:

- En la alimentación humana, de peces, del ganado y otros animales.
- Es posible emplearlas como fertilizantes.
- Pueden purificar del agua de diversos contaminantes.
- Para uso medicinal y en cosmetología.
- Para producción de celulosa.
- Como fuente de producción de biogás.

Las macrófitas también pueden generar ciertos inconvenientes debido a la alta producción de biomasa., algunos de ellos son:

- Cuando existen amplias coberturas de macrófitas flotantes favorecen la disminución de O₂ en el cuerpo de agua.
- Grandes cantidades de macrófitas acuáticas se descomponen y generan acumulación de materia orgánica en general en el sedimento, volviéndolo anóxico (generan condiciones de poco oxígeno).
- La acumulación de macrófitas flotantes genera problemas en las represas, en puentes y obras de ingeniería.
- La descomposición de materia orgánica genera malos olores

por lo que es posible generar problemas de recreación en dichas zonas.

- Producen sombra a plantas que se encuentran sumergidas y algas que liberan O₂ por la fotosíntesis.
- Las plantas pueden actuar como fuente de vectores propagadores de enfermedades y plagas (moscas, mosquitos, entre otros).
- Obstrucción de canales de riego y de navegación.

2.7.1 *Pistia stratiotes*

Es una planta acuática vascular y flotante que se asemeja a una cabeza abierta flotante del repollo (de allí su nombre vulgar), se le conoce comúnmente con el nombre de lechuga de agua, repollo de agua, etc. Su habitat es en lagos, ríos, pantanos, canales y arrozales y algunas veces se cultivan en jardines acuáticos, fuentes y estanques artificiales.

Aunque las coberturas de la lechuga de agua sirven como protección de las larvas de animales como peces e indirectamente como alimento debido al perifiton que se adhiere a sus raíces, a medida que se va desarrollando genera grandes superficies que cubren el medio acuático, lo cual crea problemas de carácter ecológicos negativos entre los que se destacan: eutrofización, sedimentación e incremento de insectos que son vectores de enfermedades que serán dañinas a la salud (Bolaños *et al.* 2008).

2.7.1.1 Clasificación taxonómica

Tabla 7: Clasificación taxonómica de la *Pistia stratiotes*

Reino	Plantae
Phylum	División magnoliophyta
Clase	Liliopsida
Orden	Alismatales
Familia	Araceae
Género	<i>Pistia</i>
Especie	stratiotes
Nombre científico	<i>Pistia stratiotes L.</i>
Nombre común	Helecho flotador, repollo de agua, lechuga de agua

Fuente: Romero (1965)

2.7.1.2 Características morfológicas

Según Romero (1965), señala que *Pistia stratiotes* :

Es una planta flotante, que emite numerosas raíces, las hojas son verde grisáceo (dispuestas en roseta), pubescentes, con tejido esponjoso, reticuladas, obovadas, con el ápice redondeado o truncado y en veces levemente escotado, sésiles y alcanzan los 15 cm de longitud por 6 cm de ancho (Figura 6).

Las flores están separadas sexualmente, con un solo sexo floral por inflorescencia (poseen inflorescencias masculinas y femeninas) en ejes cortos y rodeados por sendas espatas. La flor masculina (tiene solo una) presenta 2 estambres los cuales se encuentran unidos en buena parte de su longitud y anteras biloculares (tiene dos cavidades o compartimentos). La flor femenina (tiene solo una) y cuentan con un solo ovario ovoide, reticulado-venoso, unicarpelar, con un gran número de óvulos. Tiene frutos globosos que quedan en el agua cubiertos en el agua por las mismas plantas, miden 1 cm de diámetro aproximadamente y son de color verde, cubiertos por una fina envoltura; que contiene gran cantidad de semillas blancas, elipsoides y que tienen considerable rugosidad.

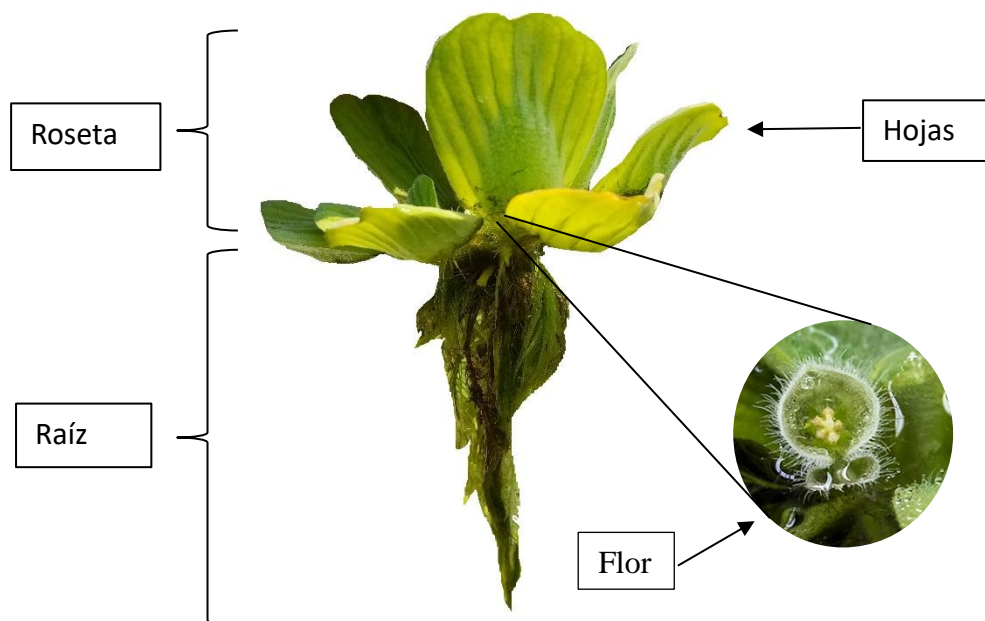


Figura 6: Morfología de *Pistia stratiotes*

Fuente: Elaboración propia

Las flores de la *Pistia stratiotes* son pequeñas y poco visibles que crecen en la base de las hojas en el centro de la planta y son de color amarillo pálido, el olor hediondo que emiten algunas de estas flores atrae las moscas u otros insectos, que quedan atrapadas en la espata y realizan el proceso de polinización. Estas plantas alcanzan dimensiones que van desde los 5 cm hasta los 20 cm de altura y en diámetro desde los 6 hasta los 20 cm (Carranza y Luna 2006). Según estudios realizados se encontró que esta macrófita acuática es tolerante a la sal y puede resistir a NaCl 200 mM en el agua (Upadhyay *et al.* 2005).

2.7.1.3 Reproducción

Esta planta acuática se propaga generalmente por medio de estolones que se rompen fácilmente de las juntas de la planta, también se reproduce sexualmente por medio de semillas, que sueltan al fondo de los ambientes acuáticos y en un periodo de 10 a 12 días, las nuevas hijas (plántulas) se elevan a la superficie produciéndose luego la multiplicación de la especie (Romero 1965).

En ambientes acuáticos naturales la especie tiene una tasa relativa de crecimiento de 7,9 por ciento por día, duplicando vegetativamente el número de plantas en 9 días aproximadamente. El intervalo de temperatura óptimo para su crecimiento va desde los 17°C hasta los 30°C. Presentan un crecimiento relativamente rápido y necesitan un pH de 5-8 para su óptimo crecimiento (Torres *et al.* 2007). Las plantas pueden desarrollarse a temperaturas tan bajas como 10°C según sostienen Pieterse *et al.* (1981).

2.7.1.4 Distribución

La lechuga de agua es primordialmente tropical, aunque hay representantes en las regiones de clima templado (Bolaños *et al.* 2008) y se encuentran en toda Latino América y su distribución se debe a su empleo en acuarios como plantas ornamentales. En el Perú esta especie se encuentra en la amazonia peruana, es posible hallarla en la zona de Alto Mayo eutrofizando cuerpos de agua lenticos pertenecientes a zonas destinadas a la producción de arroz.

2.7.1.5 Usos

Fundamentalmente ornamental, para acuarios y estanques. Es posible que la biomasa puede ser empleada en la producción de forraje, biogás y para el tratamiento de aguas residuales (Torres *et al.* 2007).

2.7.1.6 Acción depuradora

Se han realizado estudios vinculados a la absorción y efectos tóxicos de distintas concentraciones de metales pesados tales como Cd y Cu registrándose los mismos en variables bioquímicas: actividades enzimáticas, contenido de ARN, proteínas, aminoácidos y azúcares (Torres *et al.* 2007). Los efectos de los metales sobre morfología de esta macrófita han sido poco estudiados, así como las posibles alteraciones estructurales que ellos producen.

Esta macrófita acuática es considerada un bioindicador de la calidad del agua debido a que es una especie abundante, así como forma parte de los ecosistemas acuáticos en su mayoría en zonas tropicales, es de destacar que presenta un crecimiento rápido y es de fácil uso en el laboratorio y es bastante sensible a la presencia de contaminantes como por ejemplo los metales. Se han estudiado las propiedades de la lechuga de agua en la remediación de aguas contaminadas con cadmio y plomo, empleando como mecanismo la fitoextracción y rizofiltración debido a sus largas raíces gruesas y plumosas (Bolaños *et al.* 2008).

Se realizó la evaluación de la eficiencia de la *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* en el tratamiento del agua residual municipal de la ciudad de Riohacha en Colombia. (Mendoza *et al.* 2018). Ambas especies se emplearon en la remoción de DBO₅, DQO, NO₂⁻, NO₃⁻ entre otros. Las máximas eficiencias de remoción de los parámetros químicos, biológicos y físicos, se alcanzan dentro del rango de 13-17 días (el día 14 fue el óptimo), sin embargo, para clima tropical o subtropical un periodo de 7 días es suficiente para lograr un excelente tratamiento y eliminación efectiva de los nutrientes (Olguín *et al.* 2017).

Se evaluó la capacidad de la planta acuática *Pistia stratiotes* para bioabsorber Pb (II) a escala de laboratorio durante 15 días. Se evidenció una reducción de la concentración del metal en 76,80 y 81,30 por ciento, teniendo mayor absorción en los primeros días de ensayo, acumulándose principalmente en las raíces de la planta (Meza *et al.* 2013).

En la actualidad existen diversas técnicas propuestas para la remediación de contaminantes (suelo, sedimento, agua, atmósfera, etc.). Las tecnologías de remediación son variables en función de la matriz contaminada, la naturaleza de los contaminantes, el nivel de contaminación y la disponibilidad de los recursos. Entre las nuevas tecnologías que se están empleando, tenemos la fitorremediación que hace uso de las plantas y sus microorganismos asociados.

Existen métodos convencionales los cuales pueden alterar irreversiblemente las propiedades del suelo, agua y los seres que viven en los ecosistemas y que son además muy costosos con limitada eficacia, es allí donde la fitorremediación se presenta como una alternativa sustentable, de bajo costo y con una alta aplicabilidad para la rehabilitación de ambientes afectados por contaminación natural y antropogénica.

La distribución nativa de esta especie vegetal no se sabe con exactitud sin embargo podría ser pantropical; primero fue descrita en el río Nilo cerca del lago Victoria en el interior de África. Ahora está presente naturalmente, o a través de introducción humana, en canales de agua dulce en regiones que tengan climas tropicales y subtropicales en el mundo.

2.7.1.7 El ciclo de vida

La especie germina a un límite de temperatura inferior de 20 ° C, son resistentes a las heladas y pueden soportar temperaturas de -5 ° C; sin embargo, las tasas de germinación disminuyen con un prolongado período de heladas (Pieterse *et al.* 1981). La temperatura de 25 °C es óptima para la germinación de las semillas, teniendo luego un periodo de post-maduración de alrededor de 6 a 8 semanas hasta alcanzar la juventud.

2.7.2 *Eichhornia crassipes*

También conocido como camalote, flor de agua o jacinto de agua, (*Eichhornia crassipes*), es una macrófita acuática. Presenta pecíolos ensanchados como bulbos con aire (tejido aerenquimatoso) que le permiten flotar y flores moradas.

2.7.2.1 Clasificación taxonómica

Tabla 8: Clasificación taxonómica de la *Eichhornia crassipes*

Reino	Plantae
Phylum	División Magnoliophyta
Clase	Liliopsida
Orden	Commelinales
Familia	ponteridácea
Género	<i>Eichhornia</i>
Especie	<i>crassipes</i>
Nombre científico	<i>Eichhornia crassipes</i>
Nombre común	Jacinto de agua, lirio acuático.

Fuente: Elaboración propia

2.7.2.2 Características morfológicas

Es una planta peculiar, hermosa y elegante con hojas color verde oscuro muy intenso y una inflorescencia azul-lila. La planta desarrolla un tejido tubular poroso (los pecíolos de las hojas forman un globo) que le sirve de flotante a la planta. Sus flores de un color azul-violáceo a rosado, son grandes y vistosas se agrupan en una inflorescencia en racimo (Figura 7).

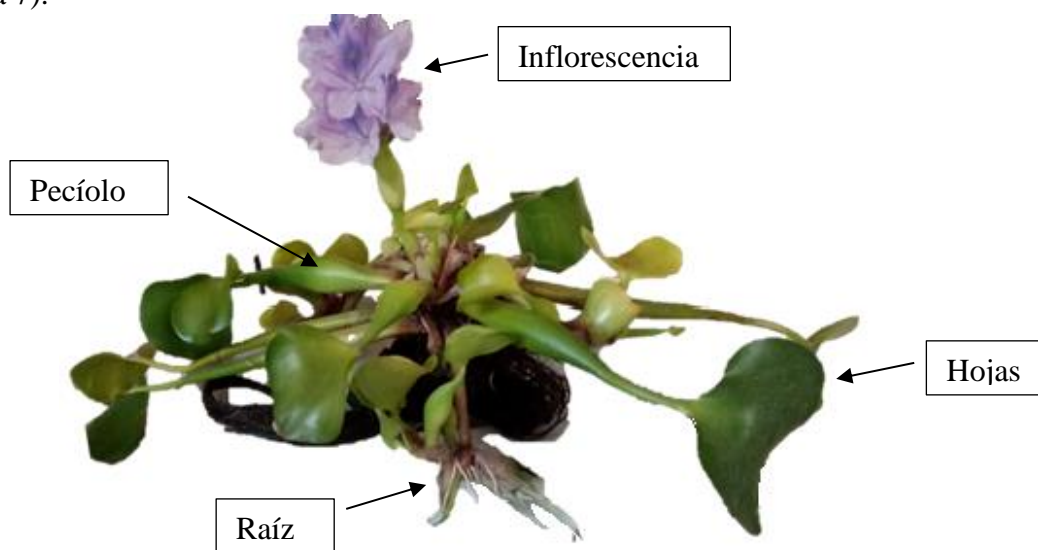


Figura 7: Morfología de *Eichhornia crassipes*

Fuente: Elaboración propia

2.7.2.3 Reproducción

Su reproducción es sexual y asexual. Se reproducen principalmente por estolones que salen de la planta madre formando así nuevas plántulas (las plantas madres producen plantas hijas en 23 días aproximadamente), también se puede reproducir por semillas (se encuentra en las bayas).

2.7.2.4 Distribución

El área de distribución originaria de la macrófita acuática se encuentra en la cuenca del Amazonas, en América del Sur principalmente en las llanuras de Venezuela y Colombia, se han distribuido prácticamente por todo el mundo, especialmente en zonas tropicales y subtropicales, ya que su aspecto decorativo originó su exportación a estanques. Son consideradas especies invasoras (mala hierba), ya que pueden obstruir en poco tiempo una vía fluvial o lacustre.

2.7.2.5 Usos

Esta planta es empleada como planta medicinal y, en algunas partes del mundo como fertilizante de suelos. Se emplea también como criadora de pulga de agua y crustáceo. En estanques, parques y jardines es muy apreciada ornamentalmente. También puede ser empleada como fuente de alimento para ganado (forraje). Debe cuidarse el escape a las alcantarillas o ríos (ecosistemas acuáticos) de ninguna parte de la planta, que podría ocasionar una auténtica plaga como mala hierba lacustre.

2.7.2.6 Acción depuradora

Tiene la propiedad de retener en sus tejidos y en su sistema radicular una gran variedad de metales (Cd, As y Hg, entre otros). La macrófita acuática forma complejos entre el metal pesado y las moléculas orgánicas en la célula (aminoácidos) siendo este mecanismo fundamental para enfrentar los elementos tóxicos, previa absorción de estos metales a través de las raíces. Los porcentajes máximos de remoción es de 85 hasta 95 por ciento para el Cd, Zn, Fe y Cu, estos porcentajes nos muestran que la *Eichhornia crassipes* es muy eficiente para remover metales pesados encontrados en aguas residuales (Paredes 2015).

Se evaluó la eficiencia de la *Eichhornia crassipes* (plantas jóvenes) en la remoción de cadmio presente en las aguas del río Surco. Al finalizar el periodo de tratamiento de 20 días los resultados permiten concluir que la eficiencia de remoción de cadmio por la especie *Eichhornia crassipes* fue de 68 por ciento (Pozo 2016).

2.7.2.7 El ciclo de vida

La *Eichhornia crassipes* es una especie que presenta notables propiedades de crecimiento y adaptación por medio de las cuales pueden sobrevivir y extenderse a varias zonas, especialmente aquellas que reúnan condiciones adecuadas (clima cálido, alta concentraciones de nutrientes, etc.). Crecen en las cabeceras de los ríos, se movilizan durante las crecientes y llegan hasta el mar donde mueren; este proceso dura entre 65 a 70 días, lo que contribuye a su rápida proliferación.

2.8 FACTORES DE CONCENTRACIÓN

Los factores de concentración permiten establecer las concentraciones del metal, el medio y las plantas, en ese sentido facilitan conocer las propiedades de las especies vegetales en la absorción y translocación de elementos metálicos del suelo a la parte aérea (Lokeshwari y Chandrappa 2006).

2.8.1 Factor de bioconcentración (FBC).

También conocido como Índice de bioconcentración (BF), Coeficiente de absorción biológica (BAC), Coeficiente de transferencia (TC), Factor de concentración (Cf) o Coeficiente de bioacumulación (BAC); se emplea para cuantificar la capacidad de captación de un metal (por ejemplo, cromo) por una planta (raíz y parte aérea) con relación a su concentración en el suelo.

El factor de bioconcentración para las especies vegetales es una medida de la eficiencia de acumulación de metales en biomasa de las plantas (sistema radicular y parte aérea),

donde valores mayores a 1 ($FBC > 1$) indican que la planta tiene la capacidad de bioacumular el metal o los metaloides en su biomasa (Ali *et al.* 2013). El factor de bioconcentración (FBC) es el cociente de la concentración del metal en el tejido de la planta y la acumulación del metal en el agua (Yadav *et al.* 2018).

$$FBC = \frac{P}{E}$$

Donde: “P” representa la concentración del elemento traza en el tejido de las plantas mg/kg y “E” representa la concentración del elemento traza en la solución nutritiva externa (mg/L).

El FBC no tiene unidades (es adimensional). En la interpretación de los resultados indica que cuando se obtenga valores más elevados de FBC más elevada será la capacidad de bioacumulación de las plantas.

Existen dos factores de bioconcentración que se detalla a continuación:

- **Factor de bioconcentración en el sistema radicular de la planta.**

También conocido como Factor de concentración biológica (FBC) o Root accumulation factor (RAF), se calcula como la relación entre la concentración de los elementos metálicos en el sistema radicular de la planta respecto a la concentración de metales en el suelo (Yoon, 2006).

- **Factor de bioconcentración en la parte aérea de la planta.**

El Factor de bioacumulación (BAF), Coeficiente de acumulación biológica (BAC) o Shoot accumulation factor (SAF), se calcula como la relación del elemento metálico contenido en la parte aérea de la especie vegetal con respecto al suelo (Vyslouzilova 2003).

2.8.2 Tasa de Crecimiento Relativo (TCR)

La tasa de crecimiento relativo (TCR) es calculada según la ecuación de (Hunt 1990).

$$TCR = \frac{\ln W_2 - \ln W_1}{T_2 - T_1}$$

Donde : TCR representa a la tasa de crecimiento relativo (día^{-1}), W_1 y W_2 son el peso seco inicial y final, respectivamente, y $(T_2 - T_1)$ es el periodo experimental.

UNIDADES: $\text{gg}^{-1}\text{d}^{-1}$.

2.8.3 Factor de Translocación (TF)

Es el cociente entre la concentración del metal en la parte aérea y la raíz de la planta (Bello *et al.* 2018).

$$TF = \frac{[Metal]_{a\acute{e}rea}}{[Metal]_{ra\acute{i}z}}$$

Donde:

TF=Factor de translocación

$[Metal]_{a\acute{e}rea}$ =Concentración en tejido cosechado, parte aérea en mg/kg

$[Metal]_{ra\acute{i}z}$ =Concentración en tejido cosechado en la raíz en mg/kg

Cuando se obtienen factores de translocación mayores a 1 ($TF > 1$) sugieren gran capacidad para transportar metales desde las raíces a los vástagos (parte aérea), ello podría significar que las plantas presentan sistemas de transporte de metales (metales pesados) eficientes (Zhao 2002) y, por participación de agentes complejantes o ligandos se produzca la quelación de los metales en el interior de las células participando estructuras como vacuolas y en el apoplasto (Lasat 2000).

2.8.4 Eficiencia en la remoción del metal

La eficiencia en la remoción será determinada usando el siguiente parámetro antes y después del proceso de tratamiento.

$$\text{Remoción (\%)} = \frac{(C_i - C_f) \times 100}{C_i}$$

Donde: C_i es la concentración inicial del metal en solución teniendo en cuenta el blanco leído y C_f es la concentración final del cromo hexavalente.

III. MATERIALES Y MÉTODOS

El siguiente acápite pone en consideración los equipos, materiales, reactivos y métodos que fueron usados de forma específica durante el desarrollo del proyecto de investigación y se detallan los procedimientos técnicos para alcanzar los objetivos planteados.

3.1 LUGAR DE EJECUCIÓN

En el presente trabajo de investigación, las macrófitas acuáticas fueron cultivadas en el Centro de Investigación de Hidroponía y Nutrición Mineral ubicado en la Universidad Nacional Agraria de la Molina la cual se encuentra ubicada en el distrito de La Molina, provincia de Lima-Perú (Figura 8). Esta región presenta durante el año, en promedio, temperaturas máximas de 19°C en las partes altas de la zona sur y hasta los 31°C en la zona norte, teniendo una temperatura media anual de 25°C (SENAMHI 2022).

El rango de temperatura apto para el desarrollo de las especies vegetales va desde los 17°C hasta los 30°C (Suarez *et al.* 2020), por lo que la temperatura fue óptima para el cultivo de ambas especies. La parte correspondiente al análisis se realizó en los laboratorios del Departamento Académico de Química de la Universidad Nacional Agraria de la Molina.



Figura 8: Centro de Investigación de Hidroponía y Nutrición Mineral de la UNALM

3.2 DURACIÓN

La parte experimental de la investigación se realizó durante los meses de diciembre del 2021 y febrero del 2022, con un total de 90 días calendarios.

3.3 MATERIALES EQUIPOS Y REACTIVOS

En las Tablas 9, 10 y 11 se especifican los materiales, equipos y reactivos empleados en las diferentes etapas de la parte experimental de la investigación.

3.3.1 Materiales

Tabla 9: Detalle de materiales, equipos de campo y oficina

Materiales de campo	Materiales de muestreo	Material de siembra	Equipos de campo y oficina
<ul style="list-style-type: none">– Guantes quirúrgicos de nitrilo– Libreta de campo– Zapatos de seguridad– Cajas plásticas– Cooler– Macetas 14 cm x 15cm (Dxh)	<ul style="list-style-type: none">– Bolsas Ziploc– Etiquetas– Pisceta	<ul style="list-style-type: none">– <i>Pistia stratiotes</i>– <i>Eichhornia crassipes</i>	<ul style="list-style-type: none">– Laptop marca HP– Cámara digital– Unidad de almacenamiento masivo (USB)– Calculadora científica Casio– Cronómetros

3.3.2 Equipos

Tabla 10: Detalle de equipos de laboratorio

Equipo	Marca	Modelo
Balanza analítica	Ohaus	AX223
Estufa	Memmert	UF1060
Balanza digital	Kazo	YKA10
Balanza digital	AND	HR-200
pH metro	Hach	HQ40D
Conductímetro	Hach	HQ40D
Espectrofotómetro UV-VIS	Thermo Scientific	Genesys 150
Espectrofotómetro AA	Thermo Scientific	iCE 3000 serie

3.3.3 Reactivos

Los reactivos utilizados para la fortificación y determinación de cromo hexavalente en agua y tejido vegetal se listan en la Tabla 11.

Tabla 11: Listado de reactivos empleados en la parte experimental

Descripción	Marca	Grado pureza	Concentración utilizada
$K_2Cr_2O_7$	Merck	P.A	500 ppm
Difenilcarbazida	Merck	P.A	0,5 (m/v)
H_3PO_4	Merck	P.A	≥ 85 por ciento
Acetona	Fermont	P.A	≥ 99,8 por ciento
Soluciones buffer de pH	Merck	P.A	4,01 ; 7,01 y 10,01
HNO_3	Merck	P.A	68,5 – 69,5 %
H_2SO_4	Merck	P.A	95,0 - 97,0 %
Peróxido de Hidrogeno	Merck	P.A	30 por ciento
Soluciones de conductividad	Hanna	P.A	1413uS/cm

P.A: Grado de pureza para análisis

3.4 MÉTODOS

3.4.1 Método de determinación del cromo hexavalente Cr(VI) en agua

El Método de referencia aplicado fue el descrito en la edición 23 de los Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales 3500-Cr B. APHA-AWWA-WEF (2017). Este método se puede aplicar a aguas naturales, residuales y tratadas. La medida de cromo hexavalente en agua por colorimetría con difenilcarbazida es el método analítico más utilizado y útil que se conoce en el campo de las ciencias técnicas, principalmente debido a su alta selectividad.

3.4.1.1 Equipos y materiales:

Espectrofotómetro visible UV-VIS para trabajar a 540 nm de longitud de onda con celdas de 1 cm de paso óptico.

3.4.1.2 Reactivos:

Se utilizó agua destilada para preparar reactivos, estándares y muestras. Los reactivos utilizados fueron de alta pureza (grado analítico).

- Solución patrón de Cromo hexavalente: Se pesó 141,45 mg de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$), se disolvió y enrasó con agua en un matraz aforado de 100 mL, previa adición de HNO_3 concentrado para ajustar el $pH < 2$ (2-5 mL). Un 1mL de esta solución contiene 0,5 mg de Cr^{+6} . Es posible almacenar hasta seis meses en frasco ámbar.
- Solución de Difenilcarbazida al 0,5 por ciento (m/v): esta solución se preparó al momento de su uso, por lo cual se tuvo en cuenta el volumen necesario. Habitualmente 10 mL son suficientes. Se pesó 50 mg de 1.5-difenilcarbazida (difenilcarbohidrazida) y se disolvió en 10 mL de acetona.

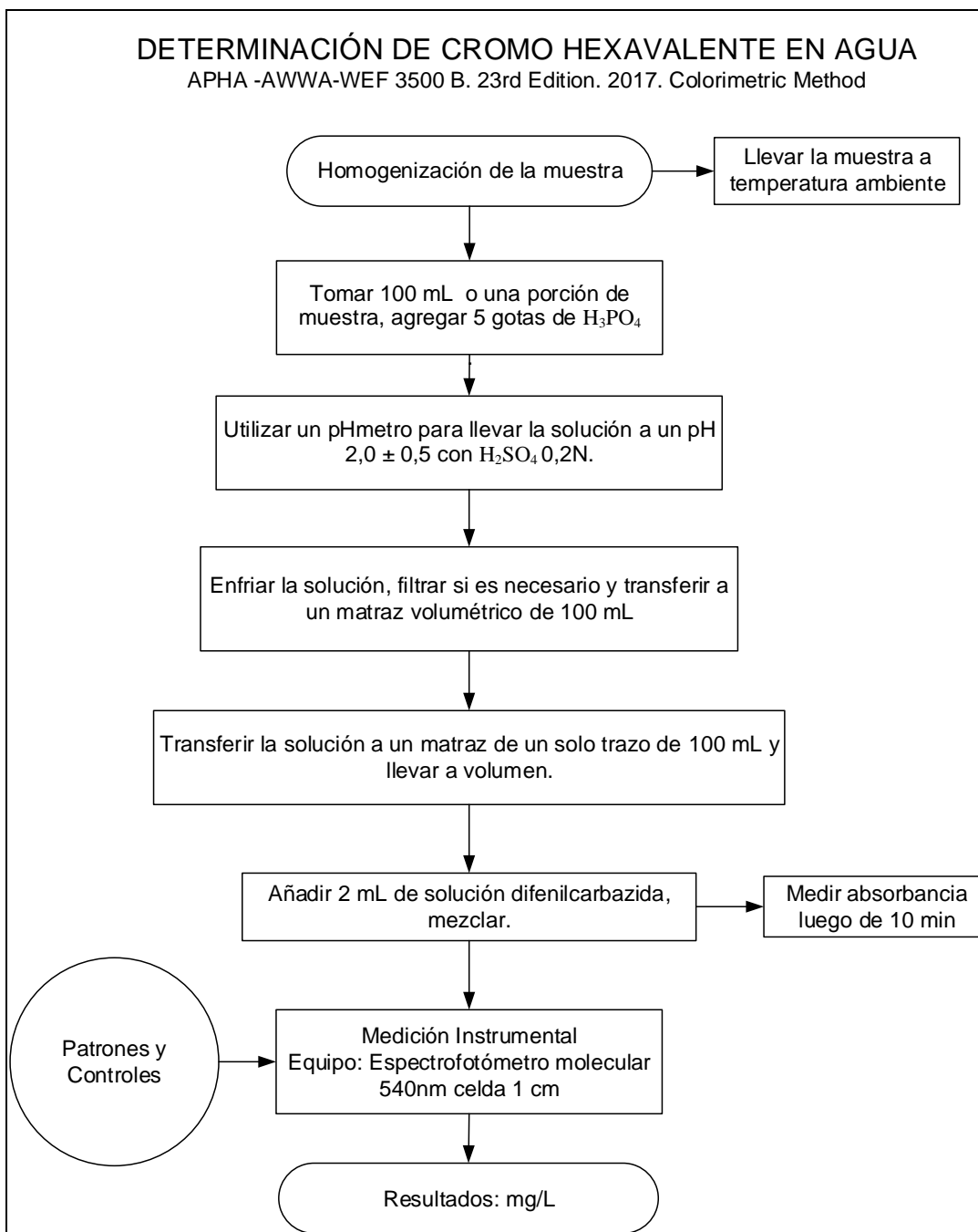


Figura 9: Diagrama de flujo de determinación de Cr(VI) en agua

Fuente: Elaboración propia

3.4.1.3 Preparación de patrones y blancos

- Solución stock de Cr⁺⁶ 500 ppm: Se disolvió 0,1414 g de K₂Cr₂O₇ en agua y se diluyó a 100 mL.
- Solución estándar de Cr⁺⁶ 5 ppm para curva de calibración: Se tomó una alícuota de 1 mL de la solución stock de Cr⁺⁶ de 500 ppm y se diluyó a 100 mL. A partir

de esta solución, y con las diluciones pertinentes se preparan las soluciones estándares de calibración.

- Blanco Fortificado: A partir de la solución patrón Cr⁺⁶ de 500 mg/L, se preparó una solución de 2 ppm de Cr⁺⁶, luego proceder como indica el método.
- Solución patrón para control de curva de calibración (QC): A partir de una solución patrón de referencia se preparó un control (Tabla 12).

Tabla 12: Preparación de estándares de cromo hexavalente en 100 mL

Solución de Cr ⁺⁶ de 5 mg/L (mL)	Concentración de curva de calibración (mg/L)	Control de curva de calibración – QC (mg/L)
2	0,1	1,0
4	0,2	
10	0,5	
20	1,0	
40	2,0	
100	5,0	

3.4.1.4 Cálculos y expresión de resultados

La concentración de Cr⁺⁶ en agua, expresada en miligramos por litro (mg/L) se determinó utilizando la siguiente fórmula matemática:

$$\text{Cromo VI } \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}}\right) = \frac{C_X \times 100}{V_m}$$

Donde:

- C_X : Concentración de Cromo VI según la curva de calibrado [mg/L]
V_m : volumen de la muestra ensayada (mL)

3.4.2 Determinación de Cr en tejidos vegetales

Este método está basado en el EPA Method 200.3 sample preparation procedure for spectrochemical determination of total recoverable elements in biological tissues.

3.4.2.1 Alcance y aplicación

Este método proporciona un procedimiento para la preparación de muestras de tejido biológico para la determinación de elementos totales recuperables. Este método es aplicable para los siguientes elementos: Al, Sb, As, Ba, Be, Bi, B, Cd, Ca, Cr, Co, Cu, Fe, Hg, Pb, Li, Mg, Mn, Mo, Ni, P, K, Se, Ag, Na, Sr, TI, Sn, S, Ti, U, V, Zn.

3.4.2.2 Resumen del método

Las muestras preparadas por este método pueden ser analizadas por espectrometría de absorción atómica o por espectroscopia de masas por plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS). Una cantidad de muestra de tejido (animal, vegetal, pescado entre otros) es transferida a un erlenmeyer de 125 mL. El tejido es digerido con ácido nítrico y peróxido de hidrogeno en un hotblock o plancha de calentamiento. De esta digestión se obtiene una solución, la cual puede ser analizada por métodos espectrométricos atómicos o de masas. Para el cálculo de la concentración de una muestra seca, sea tejido animal o vegetal:

$$\text{Concentración } \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}}\right) = \frac{\text{lectura (mg)} \times 0,1 \text{L} \times 1000 \text{ug/mg}}{W_s(\text{g})}$$

Donde:

Concentración (mg/kg): Concentración del metal cromo

W_s: peso de muestra seca(g)

DETERMINACIÓN DE CROMO EN TEJIDOS VEGETALES
EPA method 200.3

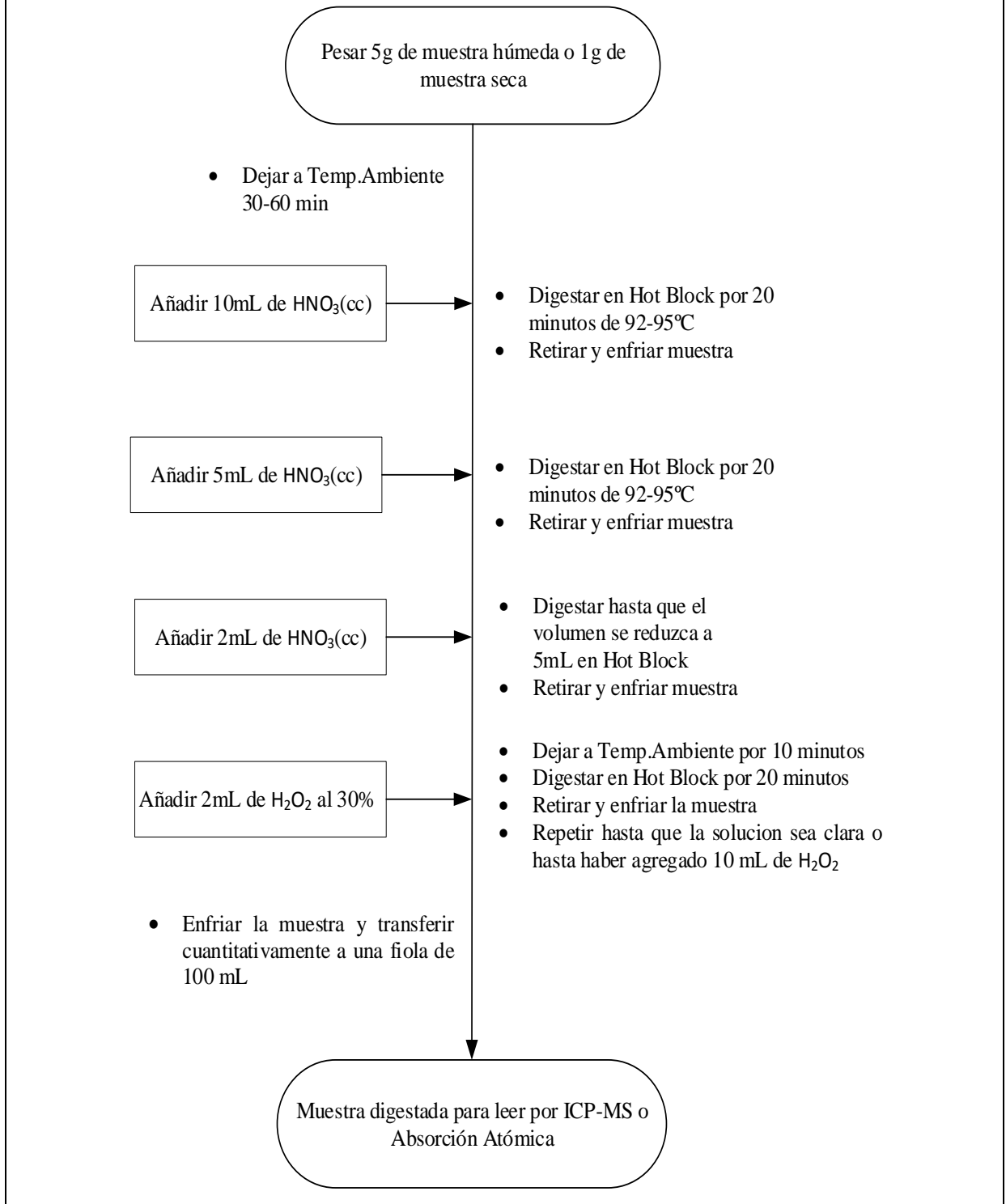


Figura 10: Diagrama de flujo para la digestión de tejidos vegetales por Absorción atómica (método EPA 200.3)

Fuente: Elaboración propia

3.4.3 Preparación de los nutrientes para el cultivo de las plantas

Soluciones hidropónicas empleadas, que benefician el crecimiento óptimo de las plantas: solución A y solución B (Tabla 13).

Tabla 13: Composición de las soluciones concentradas de nutrientes

Tipos de solución	Composición química	Cantidad de cada compuesto(g)/L
Solución concentrada A	Nitrato de potasio KNO_3 Nitrato de amonio NH_4NO_3 Superfosfato triple $Ca(H_2PO_4)_2$	110 70 36
Solución concentrada B	Sulfato de magnesio $MgSO_4$ Quelato de hierro $Fe(o,o\text{-EDDHA})$ Solución de micronutriente	110 8,5 200 mL
Solución de micronutrientes	Sulfato de manganeso $MnSO_4 \cdot 4H_2O$ Ácido bórico H_3BO_3 Sulfato de zinc $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ Sulfato de cobre $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ Molibdato de amonio $(NH_4)_6Mo_7O_{24}$	5,0 3,0 1,7 1,0 0,2

Fuente: Elaboración propia

3.5 PROCEDIMIENTOS DE LA FASE EXPERIMENTAL

3.5.1 Fase de siembra y acondicionamiento

Las plantas fueron cultivadas mediante la técnica hidropónica, por lo que se necesitaron soluciones nutritivas, constituidas por macro y micronutrientes que las plantas requieren para su crecimiento y desarrollo. Se emplearon para el cultivo de ambas especies cajas plásticas con dimensiones de 100 cm de largo, 52,5 cm de ancho y 20 cm de alto (105 L de capacidad).



Figura 11: a) Cultivo de la especie *Pistia stratiotes* b) Ejemplar de *Pistia stratiotes*



Figura 12: a) Cultivo de la especie *Eichhornia crassipes* b) Ejemplar de la *Eichhornia crassipes*

En las Figuras 11 y 12 se puede observar las condiciones en las que fueron cultivadas ambas especies, teniendo iluminación natural y evidenciándose el correcto crecimiento de las macrófitas acuáticas.

En esta fase se realizó el reconocimiento de ambas especies y se seleccionó aquellas que se encuentren óptimas en base a sus características morfológicas (hojas, raíces, etc.). Se midió el pH y la temperatura del agua como se evidencia en la Figura 13.



Figura 13: Medida del valor de pH de las soluciones de cultivo

3.5.2 Fase de nutrición

En los recipientes se agregó 1,5 mL de solución hidropónica A y 0,5 mL de solución B por cada litro de agua, preparadas a partir de solución hidropónica comercial (Figura 14), siendo esta la dosis óptima de nutrientes para maximizar el tiempo de vida de estas especies vegetales (Torres *et al.* 2007).



Figura 14: a) Solución hidropónica comercial b) Interacción de las soluciones hidropónicas con las raíces de las especies

Las plantas recolectadas (cosechadas) se encontraron sanas en sus características morfológicas (hojas, raíces, etc.), esto se realizó en un periodo de 45 días. Para fines experimentales, plantas de tamaño uniforme fueron seleccionadas (número de hojas por planta = 11 ± 3 ; longitud de la raíz = $12,5 \pm 2,5$ cm), de acuerdo con las recomendaciones de Mufarрге *et al.* (2010). Posterior a ello ambas especies fueron llevadas a macetas sin drenaje de 2L de capacidad para interactuar con las soluciones contaminadas que previamente fueron preparadas. De acuerdo con lo indicado por Rezania *et al.* (2016), las máximas eficiencias de remoción de los parámetros químicos y físicos, se alcanzan dentro del rango de 13-17 días. Por lo anterior, el tiempo de retención evaluado en este estudio fue de 15 días, para mantener este tiempo constante fue necesario compensar la pérdida de volumen por la transpiración de las plantas y la evaporación con agua destilada todos los días tal como lo hicieron Priyanka *et al.* (2017).

3.5.3 Fase de intoxicación de las especies *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes*

Luego de realizar la recolección de ambas especies se procedió a preparar diferentes soluciones de Cr(VI), a una determinada concentración de nutrientes y pH ya conocidas. El rango de concentraciones de cromo hexavalente elegidas para la fase de intoxicación fue amplio, ambas macrófitas acuáticas fueron expuestas a concentraciones de 2 ppm, 5 ppm, 10 ppm y 100 ppm, dichas concentraciones se tomaron en base a estudios reportados de metales pesados (Ater *et al.* 2006). El propósito es trabajar con un rango amplio de concentraciones desde bajas a concentraciones más altas, de esta manera es posible establecer umbrales de toxicidad al cromo que puedan ser empleados en estudios posteriores. En el caso de la concentración más alta equivalente a 100 ppm se ha tomado en consideración a partir de valores promedio obtenidos en estudios reportados de los efluentes de industrias de curtido de cuero (Anexo 6). El proceso de preparación de las soluciones y la exposición a las diferentes concentraciones de cromo hexavalente se puede observar en la Figura 15.

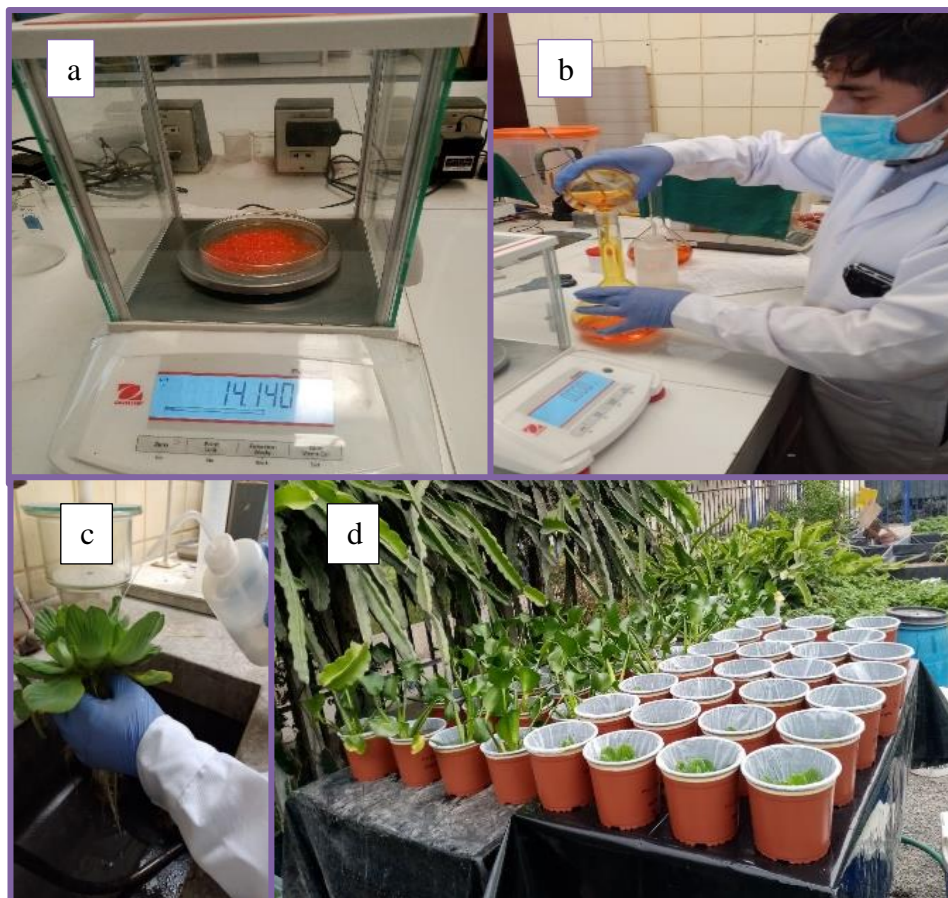


Figura 15: a) Pesaje de sal de dicromato de potasio b) Preparación de soluciones de dicromato de potasio c) Lavado de especies vegetales d) Exposición de especies vegetales a las soluciones contaminantes de cromo hexavalente

Las muestras de *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* se sometieron simultáneamente por un intervalo de 15 días, debido a que las máximas eficiencias de remoción se alcanzan dentro del rango de 13-17 días (Olguín *et al.* 2017), a cada solución con una determinada concentración de cromo hexavalente. Las concentraciones fueron de 2 ppm, 5 ppm, 10 ppm y 100 ppm. Por cada concentración se emplearon 5 plantas de ambas especies (Tabla 14). Para cada caso se anotaron todas las observaciones desde el primer día en adelante, con la finalidad evaluar los cambios producidos en ambas especies.

Tabla 14: Número de muestras de *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* sometidas a diferentes concentraciones de Cr(VI)

Metal de estudio	Número de muestras de <i>Pistia stratiotes</i>	Número de muestras <i>Eichhornia crassipes</i>	Concentración de cromo hexavalente (ppm)
Cromo Hexavalente Cr(VI)	5	5	2
	5	5	5
	5	5	10
	5	5	100

Se empleó controles de ambas especies, un blanco fortificado (BF) de 10 ppm de concentración y un blanco de método (BM) el cual también fue analizado a fin de determinar que no ha habido contaminación durante el proceso. Asimismo, se procedió a determinar el peso seco inicial para calcular el TCR de ambas especies, tomando como referencia pesos similares de las especies empleadas en el día 1 del proceso de intoxicación, para lo cual se lavaron las plantas con agua destilada, se secaron y se llevaron a la estufa a 70°C por 48 horas, luego de lo cual manteniendo peso constante se pesaron las muestras (Figura 16).



Figura 16: a) Lavado de especies vegetales con agua destilada b) Secado de las muestras c) Desecador con muestras previamente secadas

3.5.4 Determinación de Cromo Hexavalente

3.5.4.1 Determinación de Cromo Hexavalente en solución acuosa

Luego de la fase de intoxicación se procedió a realizar la recolección de las plantas (parte aérea y raíces). Para determinar la concentración de cromo VI en la solución residual, las raíces fueron enjuagadas con agua destilada en las macetas, luego la solución se filtró vertiéndose en fiolas de 1L. Se tomó 100 mL y se procedió según indica el método 3500-Cr B. APHA- AWWA-WEF (2017). Las muestras y los controles (BM, BF y QC) se leyeron en el espectrofotómetro UV-Visible Thermo Scientific Genesys 150 en celda de 1 cm a 540 nm (Figura 17). En la Tabla 15 se detalla la cantidad de estándares utilizados en la curva y los límites de detección y cuantificación.

Tabla 15: Cantidad de estándares, límite de detección (LD) y cuantificación (LC) empleados para determinación de cromo VI en agua

Metal	Nº Estándares	Rango de trabajo (mg/L)	LD (mg/L)	LC (mg/L)
Cr VI	6	0,04-30	0,01	0,04

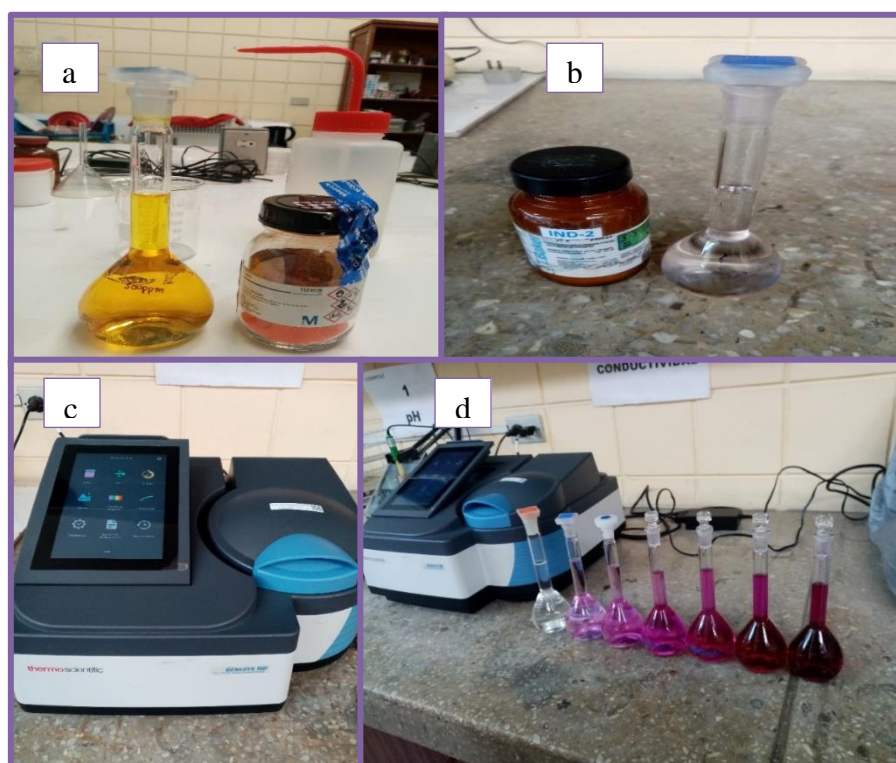


Figura 17: a) Solución 500 ppm de cromo hexavalente b) Solución indicadora de difenilcarbazida c) Espectrofotómetro UV-Vis Genesys d) Curva de calibración

3.5.4.2 Determinación de Cromo en tejidos vegetales

Las muestras de tejido vegetal de ambas especies fueron enjuagadas con agua destilada. Luego se escurrieron y colocaron sobre papel absorbente para eliminar el agua restante. El material seco se colocó en estufa a 70°C durante 48 horas, posterior a ello se llevó al desecador hasta peso constante y se pesó obteniendo el peso seco final para calcular el TCR. Se molió las muestras hasta obtener un polvo fino y homogéneo. Se pesó la cantidad de 1g de la muestra seca y se procedió a realizar la digestión y posterior filtración (Figura 18).

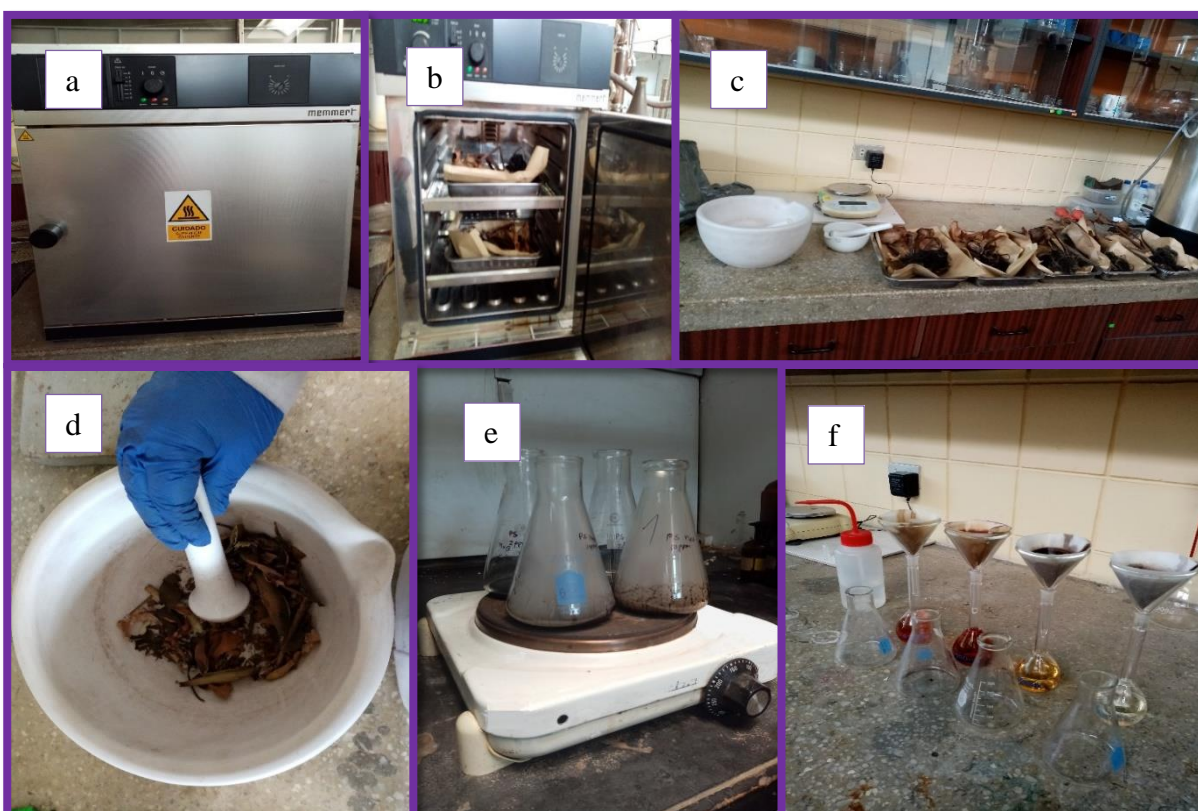


Figura 18: a) Estufa Memmert b) Muestras secadas en la estufa c) Muestras de plantas secadas d) Proceso de molienda de muestras e) Digestión ácida de muestras f) Filtración de muestras digestadas

Una vez que la muestra se hallaba digestada, fue analizada en el espectrofotómetro de absorción atómica marca Thermo Scientific iCE 3000 series. Las muestras fueron cuantificadas a partir de curvas de calibración elaboradas el mismo día (Figura19). En la Tabla 16 se detalla la cantidad de estándares utilizados en la curva y los límites de detección y cuantificación.

Tabla 16: Cantidad de estándares, límite de detección (LD) y cuantificación (LC) empleados para determinación de cromo en tejido vegetal

Metal	Nº Estándares	Rango (mg/L)	LD (mg/kg PS)	LC (mg/kg PS)
Cr	5	0.03-25	0,5	2,1



Figura 19: a) Equipo de absorción atómica Thermo Scientific iCE 3000 series b) Ensayo a llama para la lectura de Cr

Se presenta la Figura 20, en donde se detallan los principales procedimientos de la fase experimental.

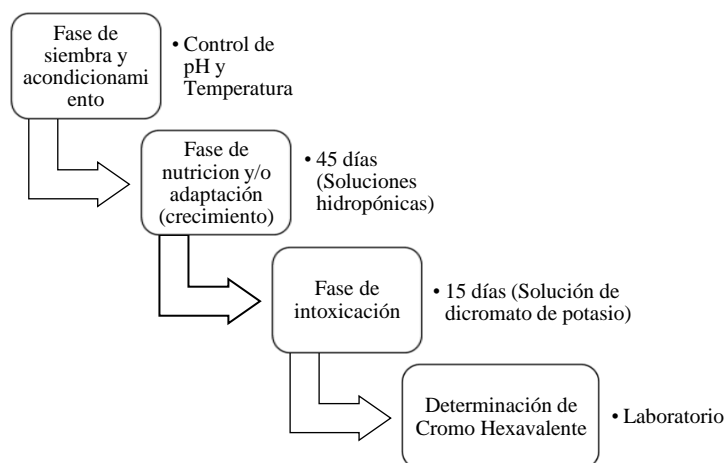


Figura 20: Procedimiento de la metodología

Fuente: Elaboración propia

3.6 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para el presente trabajo de investigación se empleó un diseño completamente al azar (DCA) con un solo factor, dos niveles y una variable de respuesta como se observa en la Tabla 17:

Tabla 17: Variables consideradas

Variable de entrada	Unidad	Especies vegetales	Variable de respuesta	Nivel de confianza
Tipo de planta	Porcentaje de absorción	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Pistia stratiotes</i> • <i>Eichhornia crassipes</i> 	Concentración de cromo hexavalente	95,0

Para validar la hipótesis se empleó la función varianza de un solo factor (ANOVA), ingresando los datos respectivos. En la primera columna se colocarán los tratamientos y en la segunda el porcentaje de absorción de cada uno de los tratamientos.

Tratamientos:

A = *Pistia stratiotes*.

B = *Eichhornia crassipes*.

Hipótesis:

H0 = no existe diferencia de absorción entre los tratamientos.

H1 = si existe diferencia de absorción entre los tratamientos.

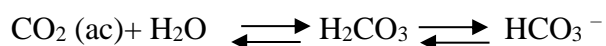
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 RESULTADOS DE LECTURA DE pH DE LA SOLUCIÓN ACUOSA.

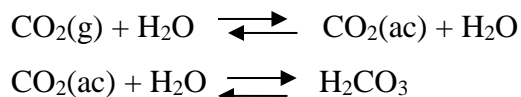
Durante la parte experimental se midió el pH de las soluciones acuosas en función de lo indicado en el método SM 23rD EDITION 4500-H+ B. pH VALUE: ELECTROMETRIC METHOD 2017. En los resultados presentados en la Tabla 18, las soluciones con cromo hexavalente preparadas de manera inicial, el pH disminuye con el aumento de la concentración de dicromato de potasio. En función de la ecuación mostrada, el equilibrio depende tanto del pH como de la concentración analítica de cromo. El ion cromato es la especie predominante en las soluciones alcalinas, pero el dicromato puede convertirse en el ion predominante en las soluciones ácidas.



El pH de las soluciones de cromo hexavalente luego de la fase de intoxicación en comparación con el inicio, disminuyó progresivamente hasta alcanzar valores ácidos. Valiela (1984) menciona como mecanismo dominante la lixiviación de los materiales solubles en las primeras semanas. En esta etapa, el CO_2 producido por la descomposición de la materia orgánica acidifica el medio.



Otro mecanismo a considerar es la disolución del CO_2 en agua que, al disolverse en ella, produce ácido carbónico (H_2CO_3). Precisamente, es esa capacidad de formar ácido la que se utiliza para disminuir el pH.



Solo una pequeña parte se convierte en ácido carbónico, mientras que la mayor parte queda como CO_2 molecular disuelto.

El ácido carbónico (H_2CO_3) formado es un ácido débil que se disocia a continuación en dos etapas:

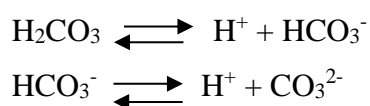


Tabla 18: Resultados de pH y temperatura de las soluciones acuosas empleadas

Parámetro Físicoquímico	Solución Nutritiva	Solución Nutritiva +Cr VI (inicial)				Solución Nutritiva +Cr VI (final)			
		Solución 2 ppm	Solución 5 ppm	Solución 10 ppm	Solución 100 ppm	Solución 2 ppm	Solución 5 ppm	Solución 10 ppm	Solución 100 ppm
pH	7,27	7,12	7,03	6,75	6,52	6,12	5,92	5,12	5,05
Temperatura	23,8	23,9	23,9	23,9	23,9	24,1	24,1	24,1	24,1

4.2 DETERMINACIÓN DE CROMO HEXAVALENTE EN AGUA

4.2.1 *Pistia stratiotes*

Luego de haber sometido a la *Pistia stratiotes* a diferentes concentraciones de Cr (VI), se pudo observar que en el primer día de haber sido expuesta a 100 ppm las plantas presentaron un proceso de clorosis, es decir, amarillamiento de las hojas por deficiencia de clorofila y carencia de nutrientes (Gruber *et al.* 2008) casi en su totalidad, la cual se extendió progresivamente, desencadenando en la necrosis de las plantas al día siguiente como se puede apreciar en la Figura 21.



Figura 21: a) Clorosis en la *Pistia stratiotes* luego de exposición a solución de 100 ppm de Cr(VI) b) Necrosis en la *Pistia stratiotes*

En el caso del tratamiento con 10 ppm se evidenció daños morfológicos como clorosis en el ápice de algunas hojas transcurrido el quinto o sexto día de exposición, extendiéndose lentamente. Al término de los 15 días, las áreas donde el proceso de clorosis se extendió sufrieron necrosis, también se observaron deformaciones deshidratantes y signos de quemadura como se puede apreciar en la Figura 22.

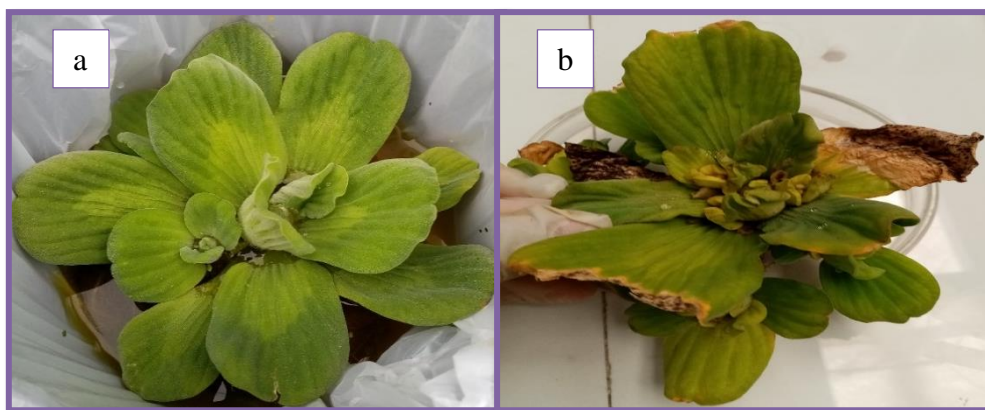


Figura 22: a) Muestra de *Pistia stratiotes* inicial b) *Pistia stratiotes* luego de su exposición a 10 ppm de Cr (VI)

En cuanto a las plantas expuestas a 5 ppm y 2 ppm como se puede apreciar en la Figura 23 al término de los 15 días se reflejaron síntomas tales como un deterioro parcial y amarillamiento de algunas hojas siendo estos más pronunciados con el aumento de concentración. Así mismo se identificó una mayor necrosis en las hojas basales que en las hojas más jóvenes. Es importante mencionar que se produjeron estolones con plantas hijas con un desarrollo significativo en ambas concentraciones.

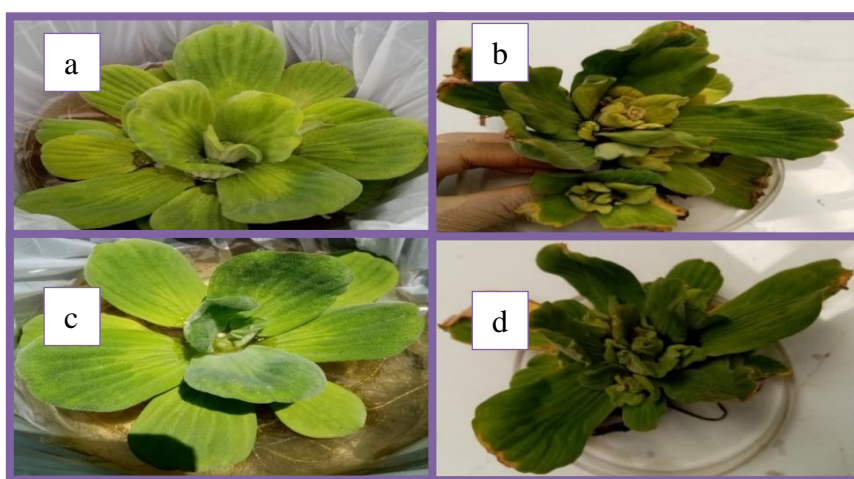


Figura 23: a) Muestra inicial de *Pistia stratiotes* expuesta a 2 ppm b) *Pistia stratiotes* luego de su exposición a solución de 2 ppm de Cr(VI) c) Muestra inicial de *Pistia stratiotes* expuesta a 5 ppm d) *Pistia stratiotes* luego de su exposición a solución de 5 ppm de Cr(VI)

En el caso del control empleado (Figura 24) se observó el desarrollo que tuvo en este periodo de tiempo lo que comprueba la acción que produce el cromo hexavalente en el crecimiento de la especie. En este sentido, Farnese *et al.* (2014), reportaron que el decrecimiento en el contenido de clorofila total y carotenoides es uno de los primeros síntomas de toxicidad en las plantas por exposición a metales pesados.

Por otra parte, altas concentraciones de cromo bioacumulado en los tejidos de las plantas pudieran inducir cambios bioquímicos significativos responsables de la inhibición en la síntesis de clorofila que resulta en una baja actividad fotosintética.



Figura 24: Control de *Pistia stratiotes* luego de 15 días

La planta mostró una buena capacidad de remoción del cromo hexavalente, aunque sufrió daños en sus características morfológicas especialmente las expuestas a 10 ppm.

En la Figura 25 se muestra la gráfica del porcentaje de remoción del cromo VI y la concentración en base a los 3 tratamientos realizados. Luego de los 15 días el promedio de los porcentajes de remoción para la concentración inicial de 2 ppm fue de 65,23 por ciento, para 5ppm fue de 77,23 por ciento, mientras que el de 10 ppm fue de 85,03 por ciento, siendo el porcentaje ascendente en función de la concentración. Según lo mencionado por González *et al.* (2008) reportaron que las plantas expuestas a

concentraciones de Cr (VI) existe una estimulación en la síntesis de proteína como fitoquelatinas y metaloproteínas más significativas en función de la concentración. Estas proteínas son el principal mecanismo de defensa que actúan quelando el metal formando un complejo metal-proteína.

Los resultados obtenidos son comparables con otros estudios reportados en la literatura, los cuales muestran que la *Pistia Stratiotes* obtuvo porcentajes similares de remoción de alrededor de 80 por ciento para periodos de contacto mayores 10 días para otros metales pesados como plomo, cobre y arsénico (Barreto *et al.* 2015).

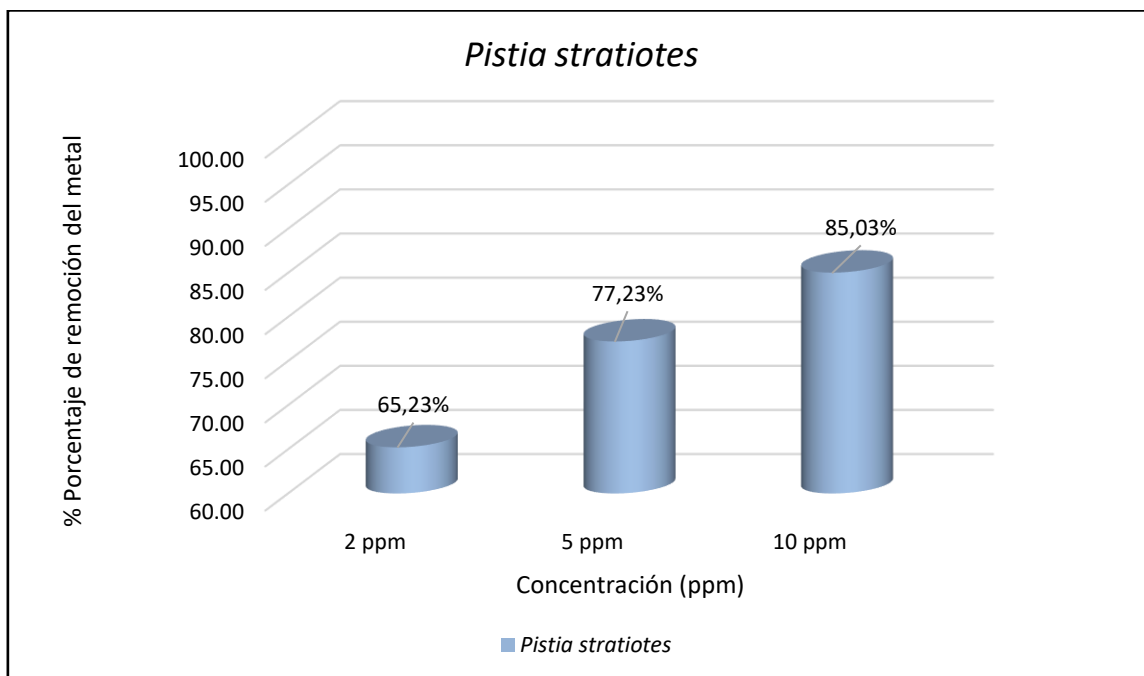


Figura 25: Porcentaje de remoción del Cr (VI) mediante el empleo de *Pistia stratiotes* a diferentes concentraciones

4.2.2 *Eichhornia crassipes*

Con respecto a la exposición de *Eichhornia crassipes* a diferentes concentraciones de Cr (VI), se pudo observar que en el primer día de haber sido expuesta a 100 ppm las plantas presentaron una leve clorosis en sus hojas, la cual se fue intensificando con el paso de los días (Figura 26). Durante el sexto día se observó que la clorosis se extendió en varias zonas de la parte aérea.

Luego de haber transcurrido el periodo de la parte experimental se produjo necrosis en las hojas y los tallos sin embargo se produjeron hojas jóvenes las cuales presentaron nervaduras marcadas y engrosadas, también se evidenció el desarrollo de inflorescencia, aunque poco desarrollada.



Figura 26: a) Muestra de inicial de *Eichhornia crassipes* b) Muestra de *Eichhornia crassipes* luego de su exposición a 100 ppm de Cr(VI)

La exposición a 10 ppm realizado durante los 15 días permitió evidenciar los daños causados como indica la Figura 27. Se observó que tanto tallos como hojas e inflorescencia sufrieron cambios en su pigmentación, existiendo zonas en las cuales se produce la necrosis del tejido vegetal, sin embargo, se produjeron hojas jóvenes y zonas en las cuales no se vio afectación de la especie. Las hojas jóvenes presentaron nervaduras marcadas y engrosadas.

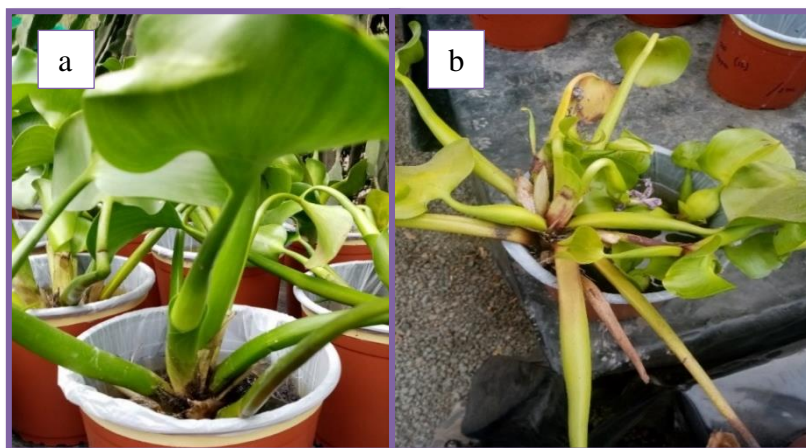


Figura 27: a) Muestra de inicial de *Eichhornia crassipes* b) Muestra de *Eichhornia crassipes* luego de su exposición a 10 ppm de Cr(VI)

Las plantas expuestas a 5 ppm y 2 ppm luego del periodo de exposición (Figura 28) mantienen sus características morfológicas en general, presentan leve clorosis, quemaduras en el ápice foliar y necrosis en algunas zonas en función creciente de la concentración. Es importante indicar que a 2 ppm de concentración las plantas presentaron inflorescencia desarrollada.



Figura 28: a) Muestra de inicial de *Eichhornia crassipes* expuesta a 2 ppm b) Muestra de *Eichhornia crassipes* luego de su exposición a 2 ppm de Cr(VI) c) Muestra de inicial de *Eichhornia crassipes* expuesta a 5 ppm d) Muestra de *Eichhornia crassipes* luego de su exposición a 5 ppm de Cr(VI)

El control de la especie tuvo un desarrollo morfofisiológico normal con nuevas hojas jóvenes, así como la producción de plantas hijas e inflorescencia vistosa (Figura 29).



Figura 29: Control *Eichhornia crassipes* luego de 15 días

En la Figura 30 se muestra la gráfica del porcentaje de remoción del cromo VI y la concentración en base a los 3 tratamientos realizados para la *Eichhornia crassipes*. Luego del periodo establecido los porcentajes de remoción fueron para la concentración de 2ppm 90,76 por ciento, para 5ppm fue de 95,66 por ciento y para la concentración de 10ppm fue de 99,82 por ciento, siendo estos valores más elevados que los de la *Pistia stratiotes*. Similar a los resultados obtenidos en la *Pistia stratiotes* los porcentajes de remoción son mayores en función al aumento de concentración del cromo en solución.

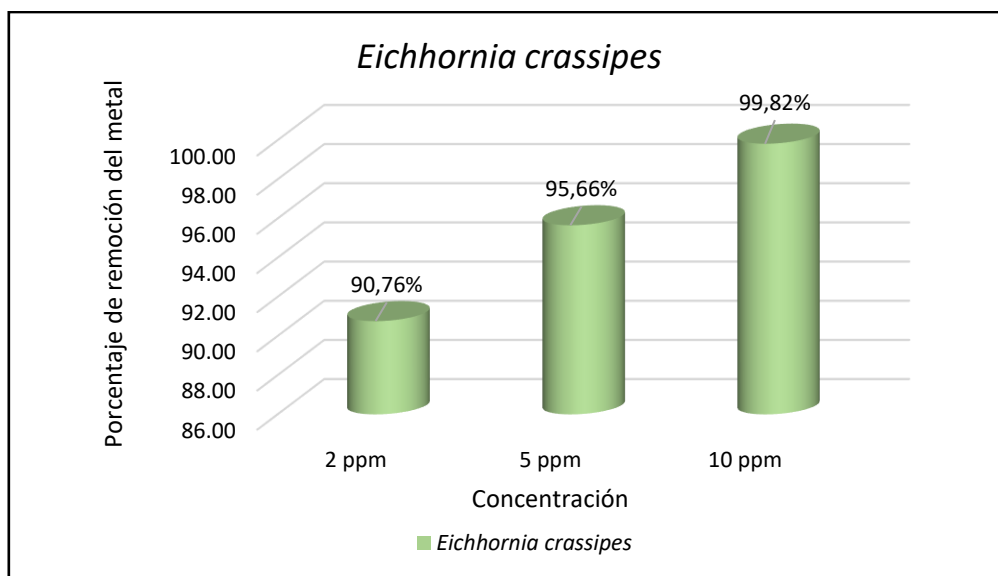


Figura 30: Porcentaje de remoción del Cr(VI) mediante el empleo *Eichhornia crassipes* a diferentes concentraciones

En la Figura 31 se presentan comparativamente los porcentajes de remoción de ambas especies en los diferentes tratamientos realizados. En las 3 concentraciones, los porcentajes obtenidos por la *Eichhornia crassipes* son mayores que la *Pistia stratiotes*. La variación en cuanto a la captación del metal por las macrófitas evaluadas puede ser el resultado de diferencias en las características morfológicas en ambas, es decir, a pesar de que *Pistia stratiotes* presenta un sistema de raíces fibrosas bien desarrollado la *Eichhornia crassipes* la supera en tamaño, e igualmente en su sistema radicular capaz de adsorber/absorber gran cantidad del metal presente en el medio acuoso, como puede comprobarse en los resultados obtenidos.

En general, la planta *Pistia stratiotes* presentó una mayor afectación morfológica, producto del efecto tóxico del cromo hexavalente, con respecto a la planta *Eichhornia crassipes*, la cual mostró una mayor tolerancia. Ello es posible evidenciarlo en las condiciones morfológicas de cada una de ellas luego de transcurrido el periodo de intoxicación. A una misma concentración la *Eichhornia crassipes* se encontró en mejores condiciones en comparación con la *Pistia stratiotes*.

La situación de estrés, como la exposición de las plantas a metales pesados, puede ocasionar los cambios en la morfología, como la marchitez o plasmólisis, presentados en las plantas estudiadas, en la que las células pierden agua y se contraen como en el caso de la *Pistia stratiotes*, disminuyendo la superficie de la hoja expuesta a la energía solar, provocando el cierre de las estomas, que disminuye también la transpiración. Esto provoca una disminución de la entrada de CO₂ en las células y una baja eficiencia en el uso de la luz, induciéndose un mecanismo de inactivación del sistema fotosintético (Melgarejo 2010).

Para cada uno de los tratamientos empleando las dos especies luego de haber realizado la prueba Anova de un factor y posteriormente la prueba de Tukey se concluyó que existen diferencias significativas entre los tratamientos empleando ambas especies ($p < 0,05$).

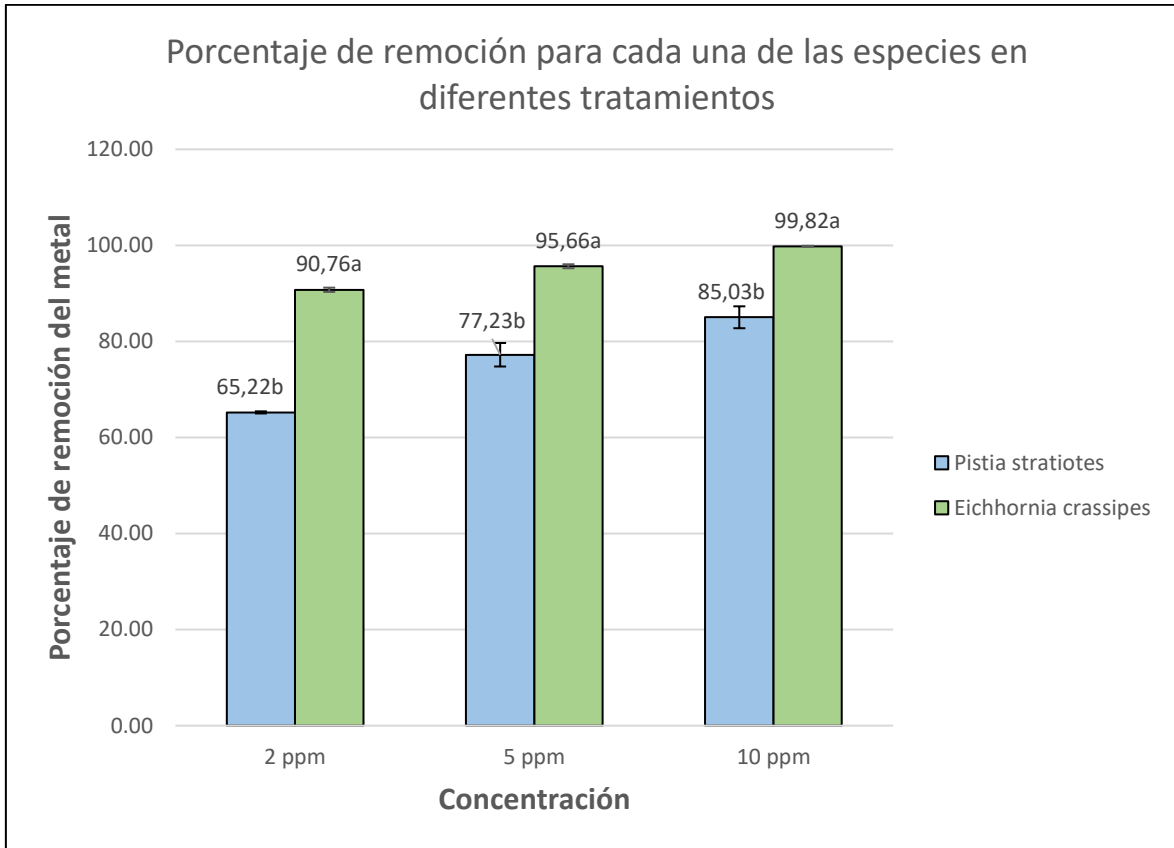


Figura 31: Valores promedio (\pm desviación estándar) de los porcentajes de remoción de Cr(VI) empleando *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* expuestas a 2, 5 y 10 ppm. Las letras sobre las barras indican las diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$)

4.3 Determinación de cromo en tejido vegetal

4.3.1 *Pistia stratiotes*

Luego de haber digerido las muestras de tejidos vegetal se procedió a la lectura a 357,9nm con el equipo de absorción atómica Thermo Scientific iCE 3000 series. En la Tabla 19 se presentan los resultados de las lecturas realizadas, se emplearon factores de dilución a fin de que los valores obtenidos se encuentren dentro de la curva de calibración, teniendo en consideración que volumen final fue de 100 mL.

Tabla 19: Lectura de cromo en tejido vegetal de la *Pistia stratiotes*

Identificación de la muestra P=Planta	Zona de cada planta analizada	Volumen final (mL)	Factor de dilución (FD)	Lectura de cromo Absorbancia $\lambda=357,9$ nm
2 PS MX-1 (P)	Parte aérea	100	2	0,061
	Raíz	100	20	0,057
2 PS MX-2 (P)	Parte aérea	100	2	0,057
	Raíz	100	20	0,058
2 PS MX-3 (P)	Parte aérea	100	2	0,065
	Raíz	100	20	0,056
2 PS MX-4 (P)	Parte aérea	100	2	0,059
	Raíz	100	20	0,057
2 PS MX-5 (P)	Parte aérea	100	2	0,055
	Raíz	100	20	0,058
5 PS MX-1 (P)	Parte aérea	100	5	0,089
	Raíz	100	50	0,068
5 PS MX-2 (P)	Parte aérea	100	5	0,090
	Raíz	100	50	0,068
5 PS MX-3 (P)	Parte aérea	100	5	0,094
	Raíz	100	50	0,067
5 PS MX-4 (P)	Parte aérea	100	5	0,092
	Raíz	100	50	0,068
5 PS MX-5 (P)	Parte aérea	100	5	0,090
	Raíz	100	50	0,068
10 PS MX-1 (P)	Parte aérea	100	20	0,050
	Raíz	100	100	0,072
10 PS MX-2 (P)	Parte aérea	100	20	0,049
	Raíz	100	100	0,072
10 PS MX-3 (P)	Parte aérea	100	20	0,051
	Raíz	100	100	0,072
10 PS MX-4 (P)	Parte aérea	100	20	0,056
	Raíz	100	100	0,071
10 PS MX-5 (P)	Parte aérea	100	20	0,055
	Raíz	100	100	0,071

En la Tabla 20 se presentan los resultados obtenidos de cromo en la parte aérea y en la raíz de las plantas en cada una de las concentraciones evaluadas. Finalmente se presentan los resultados de concentración en mg/kg de Cr.

Tabla 20: Concentración de cromo en mg/kg presentes en *Pistia stratiotes*

Identificación de la muestra P=Planta	Zona de cada planta analizada	Lectura de cromo Absorbancia $\lambda=357,9$ nm	Concentración (mg/L)	Concentración (mg/kg)
2 PS MX-1 (P)	Parte aérea	0,061	1,26	126,37
	Raíz	0,057	11,81	1180,30
2 PS MX-2 (P)	Parte aérea	0,057	1,18	118,04
	Raíz	0,058	12,02	1201,07
2 PS MX-3 (P)	Parte aérea	0,065	1,35	134,74
	Raíz	0,056	11,60	1159,64
2 PS MX-4 (P)	Parte aérea	0,059	1,22	122,24
	Raíz	0,057	11,81	1179,48
2 PS MX-5 (P)	Parte aérea	0,055	1,14	113,89
	Raíz	0,058	12,02	1200,35
5 PS MX-1 (P)	Parte aérea	0,089	4,62	462,11
	Raíz	0,068	35,27	3526,29
5 PS MX-2 (P)	Parte aérea	0,090	4,68	467,61
	Raíz	0,068	35,27	3524,53
5 PS MX-3 (P)	Parte aérea	0,094	4,89	488,16
	Raíz	0,067	34,74	3472,32
5 PS MX-4 (P)	Parte aérea	0,092	4,78	477,82
	Raíz	0,068	35,27	3524,18
5 PS MX-5 (P)	Parte aérea	0,090	4,68	467,19
	Raíz	0,068	35,27	3526,29
10 PS MX-1 (P)	Parte aérea	0,050	10,34	1033,86
	Raíz	0,072	74,71	7469,77
10 PS MX-2 (P)	Parte aérea	0,049	10,14	1013,18
	Raíz	0,072	74,71	7469,02
10 PS MX-3 (P)	Parte aérea	0,051	10,55	1054,96
	Raíz	0,072	74,71	7469,02
10 PS MX-4 (P)	Parte aérea	0,056	11,60	1159,76
	Raíz	0,071	73,67	7363,83
10 PS MX-5 (P)	Parte aérea	0,055	11,39	1138,52
	Raíz	0,071	73,67	7366,03

4.3.2 *Eichhornia crassipes*

De igual manera se procedió a leer las muestras digeradas de tejido vegetal, el volumen de aforo fue de 100 mL. En la Tabla 21 se obtienen los valores producto de la evaluación, se consideran además los factores de dilución.

Tabla 21: Lectura de cromo en tejido vegetal de la *Eichhornia crassipes*

Identificación de la muestra P=Planta	Zona de cada planta analizada	Volumen final (mL)	Factor de dilución (FD)	Lectura de cromo Absorbancia $\lambda=357,9$ nm
2 EC MX-1 (P)	Parte aérea	100	5	0,055
	Raíz	100	20	0,073
2 EC MX-2 (P)	Parte aérea	100	5	0,055
	Raíz	100	20	0,074
2 EC MX-3 (P)	Parte aérea	100	5	0,056
	Raíz	100	20	0,073
2 EC MX-4 (P)	Parte aérea	100	5	0,057
	Raíz	100	20	0,073
2 EC MX-5 (P)	Parte aérea	100	5	0,056
	Raíz	100	20	0,074
5 EC MX-1 (P)	Parte aérea	100	10	0,072
	Raíz	100	50	0,077
5 EC MX-2 (P)	Parte aérea	100	10	0,073
	Raíz	100	50	0,077
5 EC MX-3 (P)	Parte aérea	100	10	0,071
	Raíz	100	50	0,077
5 EC MX-4(P)	Parte aérea	100	10	0,068
	Raíz	100	50	0,078
5 EC MX-5 (P)	Parte aérea	100	10	0,072
	Raíz	100	50	0,077
10 EC MX-1 (P)	Parte aérea	100	20	0,076
	Raíz	100	100	0,081
10 EC MX-2 (P)	Parte aérea	100	20	0,073
	Raíz	100	100	0,081
10 EC MX-3 (P)	Parte aérea	100	20	0,078
	Raíz	100	100	0,080
10 EC MX-4 (P)	Parte aérea	100	20	0,075
	Raíz	100	100	0,081
10 EC MX-5 (P)	Parte aérea	100	20	0,077
	Raíz	100	100	0,080

En la Tabla 22 se presentan los valores de cromo expresados en mg/kg en la parte aérea y en la raíz de la *Eichhornia crassipes*.

Tabla 22: Concentración de cromo en mg/kg presentes en *Eichhornia crassipes*

Identificación de la muestra P=Planta	Zona de cada planta analizada	Lectura de cromo Absorbancia $\lambda=357,9$ nm	Concentración (mg/L)	Concentración (mg/kg)
2 EC MX-1 (P)	Parte aérea	0,055	2,85	284,72
	Raíz	0,073	15,15	1514,85
2 EC MX-2 (P)	Parte aérea	0,055	2,85	284,72
	Raíz	0,074	15,36	1534,98
2 EC MX-3 (P)	Parte aérea	0,056	2,90	289,77
	Raíz	0,073	15,15	1514,39
2 EC MX-4 (P)	Parte aérea	0,057	2,95	295,05
	Raíz	0,073	15,15	1514,70
2 EC MX-5 (P)	Parte aérea	0,056	2,90	289,79
	Raíz	0,074	15,36	1536,05
5 EC MX-1 (P)	Parte aérea	0,072	7,47	746,83
	Raíz	0,077	39,97	3996,07
5 EC MX-2 (P)	Parte aérea	0,073	7,58	757,27
	Raíz	0,077	39,97	3994,87
5 EC MX-3 (P)	Parte aérea	0,071	7,37	736,53
	Raíz	0,077	39,97	3996,07
5 EC MX-4 (P)	Parte aérea	0,068	7,05	705,12
	Raíz	0,078	40,49	4048,30
5 EC MX-5 (P)	Parte aérea	0,072	7,47	746,98
	Raíz	0,077	39,97	3995,67
10 EC MX-1 (P)	Parte aérea	0,076	15,78	1577,37
	Raíz	0,081	84,12	8410,86
10 EC MX-2 (P)	Parte aérea	0,073	15,15	1514,70
	Raíz	0,081	84,12	8407,50
10 EC MX-3 (P)	Parte aérea	0,078	16,20	1619,00
	Raíz	0,080	83,07	8305,55
10 EC MX-4 (P)	Parte aérea	0,075	15,57	1556,33
	Raíz	0,081	84,12	8410,02
10 EC MX-5 (P)	Parte aérea	0,077	15,99	1598,27
	Raíz	0,080	83,07	8306,38

En las Figuras 32 y 33 se presentan gráficas de las concentraciones de cromo expresados en mg/kg en la parte aérea y raíces de ambas especies en los tres tratamientos realizados respectivamente. En la *Pistia stratiotes* las mayores concentraciones de cromo se encontraron en la raíz de la especie, estas fueron 1180,08 mg/kg, 3516,65 mg/kg y 7417,07 mg/kg para los tratamientos de 2 ppm, 5 ppm y 10 ppm, mientras que en la parte aérea las concentraciones fueron de 123,06 mg/kg, 472,58 mg/kg y 1075,87 mg/kg para dichas concentraciones.

En cuanto a la *Eichhornia crassipes* los valores de cromo en la parte aérea para las concentraciones de 2 ppm, 5 ppm y 10 ppm fueron 288,97 mg/kg, 738,21 mg/kg y 1574,32 mg/kg respectivamente mientras que para las raíces los resultados obtenidos para dichos tratamientos fueron 1523,48 mg/kg, 4003,24 mg/kg y 8364,88 mg/kg siendo estos los valores más altos reportados.

Se evidencia que la mayor parte del cromo se encuentra en la raíz de las especies en comparación de la parte aérea. Según menciona Weerasinghe *et al.* (2008) al parecer las plantas acuáticas reducen el Cr(VI) a Cr(III), antes de translocarlo a las partes aéreas, en caso de exposición crónica a altas concentraciones. Uno de los factores que influye en la alta acumulación de cromo en raíces consiste en la presencia de grupos cargados negativamente (carboxilo, sulfonato, fosforilo, amida e imidazol), presentes en las moléculas de celulosa y proteínas de transporte de la pared celular. La mayor bioacumulación de cromo en la raíz sugiere la inmovilización de este en las vacuolas de las células, evitando de esta manera el ingreso del metal a la parte aérea de la planta, así como, la generación de radicales libres que producen daños en los cloroplastos.

Tanto moléculas de la pared celular como biopelículas de microorganismos intervienen en la fase rápida del proceso de acumulación de cromo, proceso denominado bioabsorción, sin gasto de energía intracelular y muy eficiente a bajas concentraciones según lo mencionado por Sankar-Ganesh *et al.* (2008). A exposiciones crónicas y/o altas concentraciones sobreviene la bioacumulación propiamente dicha, en la que los

acarreadores de iones hierro en la membrana celular canalizan el cromo al interior celular y, posteriormente, su ascenso hasta las hojas (Chojnacka 2010).

Se realizó un análisis de varianza (Anova) y posteriormente se realizó una prueba de Tukey para evaluar las diferencias entre las concentraciones (tratamiento) y el tipo de tejido. Los análisis estadísticos se probaron a un nivel de significancia del 95 por ciento. Existen diferencias significativas ($p < 0,05$) tanto en la concentración de cromo en la parte aérea y en la raíz de ambas especies en los diferentes tratamientos realizados, teniendo la *Eichhornia crassipes* concentraciones más elevadas del metal en comparación con la *Pistia stratiotes*.

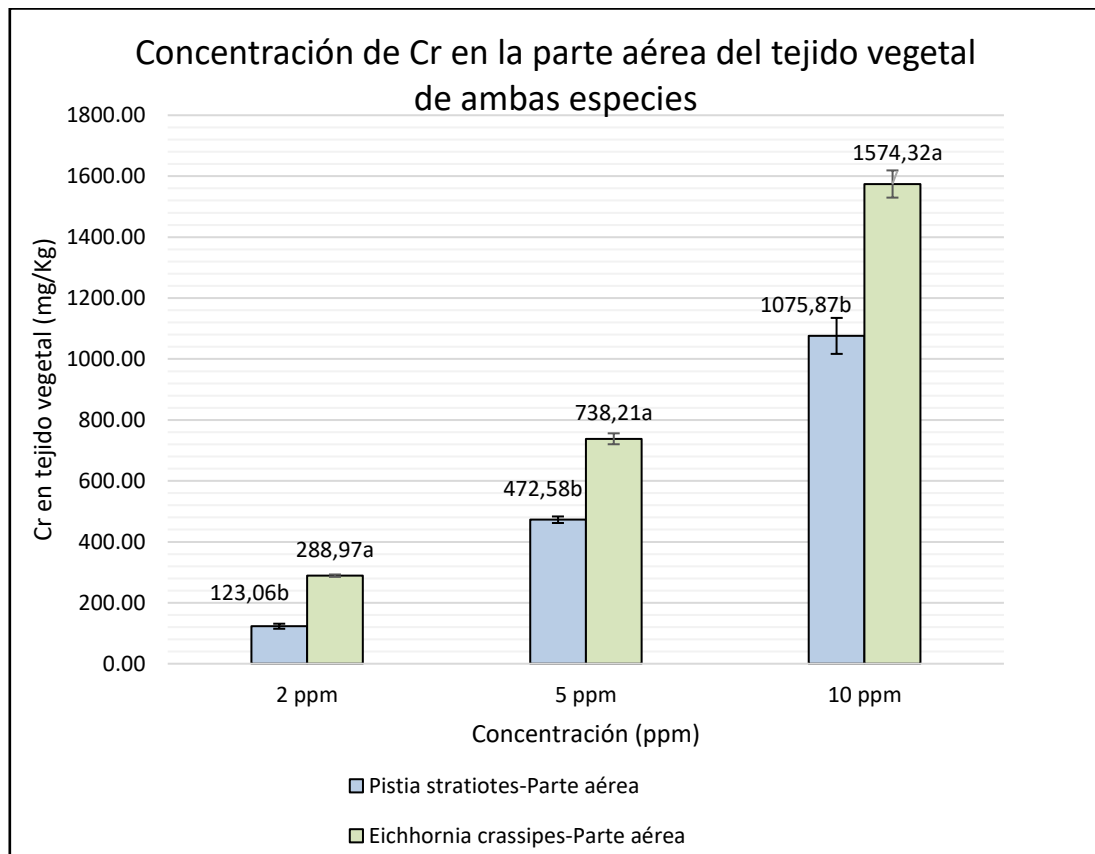


Figura 32: Valores promedio (\pm desviación estándar) de la concentración de cromo (mg/kg) en tejidos de la parte aérea empleando *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* expuestas a 2, 5 y 10 ppm. Las letras sobre las barras indican las diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$)

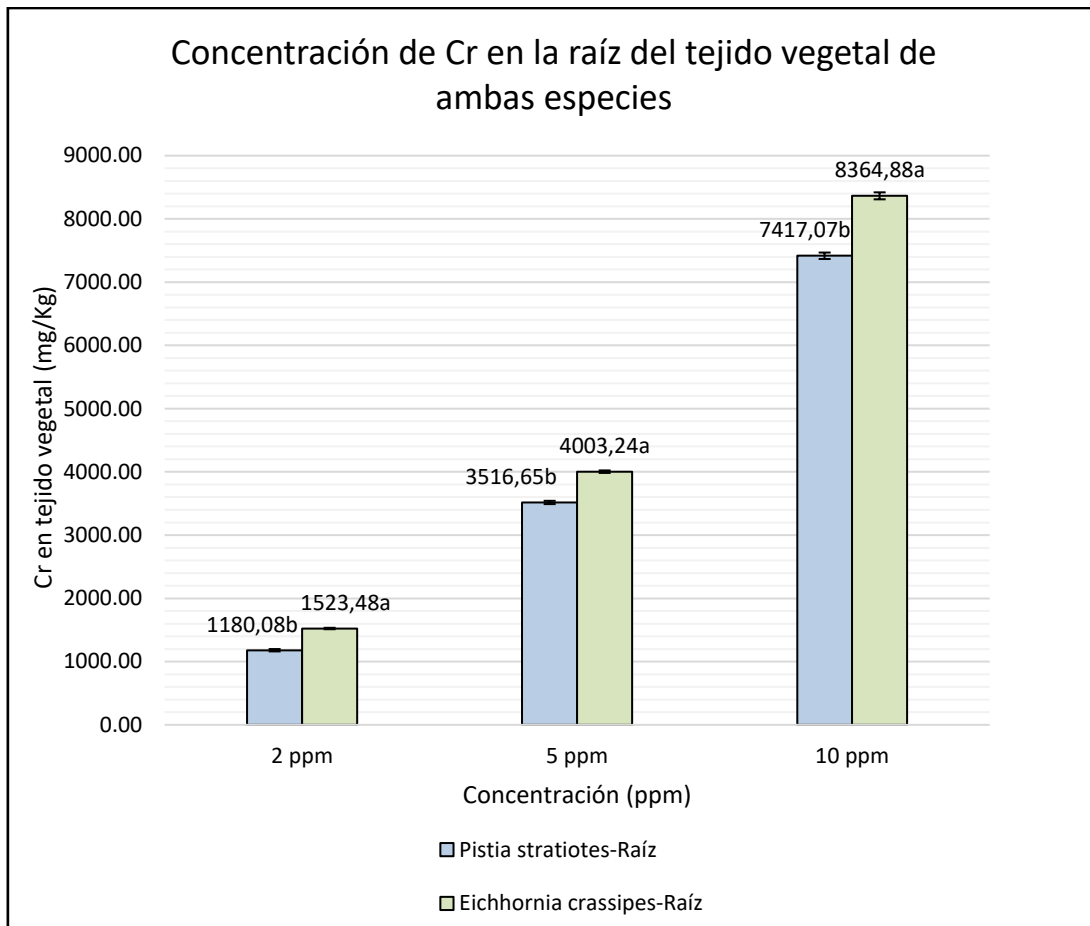


Figura 33: Valores promedio (\pm desviación estándar) de la concentración de cromo (mg/kg) en las raíces empleando *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* expuestas a 2, 5 y 10 ppm. Las letras sobre las barras indican las diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$)

En la Figura 34 se muestran los porcentajes de absorción (%A) de cromo en *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes*, en ambos casos se ha considerado el cromo en la parte aérea y en la raíz. Los porcentajes para la *Eichhornia crassipes* fueron de 90,62 por ciento, 94,92 por ciento y 99,44 por ciento para las concentraciones de 2 ppm, 5 ppm y 10 ppm, mientras que para la *Pistia stratiotes* se obtuvieron porcentajes de 65,41 por ciento, 79,78 por ciento y 85,10 por ciento para las concentraciones de 2 ppm, 5 ppm y 10 ppm respectivamente. Se evidencia mayor porcentaje de cromo en los tejidos de la *Eichhornia crassipes* en comparación con la *Pistia stratiotes*.

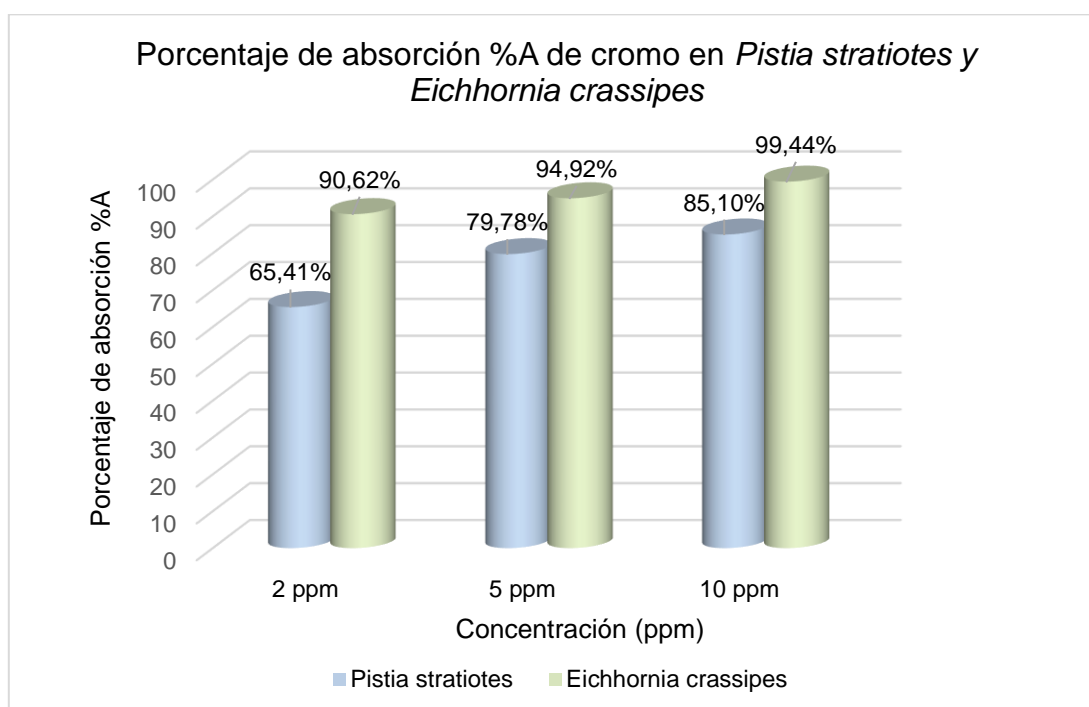


Figura 34: Porcentaje de absorción promedio de cromo en tejidos vegetales de la *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* expuestas a 2, 5 y 10 ppm

Los valores altos de metal fitoabsorbidos por ambas especies y distribuida en las secciones de la planta origina altos factores de bioconcentración en la raíz y en la parte aérea ($FBC > 1$) como se aprecia en la Tabla 23. Dichos valores indican que ambas especies son bioacumuladoras según lo mencionado por Ali *et al.* (2013). Los mayores factores de bioconcentración se obtuvieron para la *Eichhornia crassipes*, siendo estos entre 144,06 a 157,31 para la parte aérea y 761,50 a 835,76 para las raíces a diferencia de la *Pistia stratiotes* que tuvo valores entre 61,11 a 108,01 para la parte aérea y 592,08 a 743,44 para las raíces, dichos valores demuestran la capacidad que tienen ambas especies de poder acumular el metal en especial la *Eichhornia crassipes* que mantuvo

mejor sus características morfológicas. Según lo mencionado por Mc Grath *et al.* (2003) establecieron que para una eficiente biorremediación es necesario alcanzar valores de FBC mayores a 20, por lo que se podría considerar ambas especies potentes bioacumuladoras.

Se obtuvieron valores de factor de translocación bajos para ambas especies (TF<1) lo que significa que tienen una capacidad de acumulación de cromo en las raíces y una limitada capacidad de translocación a la parte aérea.

Es importante mencionar que en las plantas acuáticas flotantes el FBC es fundamental a diferencia del TF ,ello debido a que al exponerlas para el tratamiento de metales pesados las plantas flotantes son extraídas del medio en su totalidad (fácilmente cosechables) a diferencia de aquellas especies donde la translocación del metal es de gran importancia ,debido a que en función al ciclo de tratamiento, se realiza la poda o corte de la parte aérea de la planta (lugar donde se encuentra en mayor cantidad la concentración de metal),lo anteriormente mencionado representa una ventaja importante que presentan las plantas como la *Pistia Stratiotes* y la *Eichhornia crassipes* en la aplicación de tratamientos de fitorremediación.

Tabla 23: Factores de bioacumulación y translocación de las plantas *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* a diferentes concentraciones

Tratamiento	Sección	<i>Pistia stratiotes</i>		<i>Eichhornia crassipes</i>	
		FBC	TF	FBC	TF
2 mg/L	Parte aérea	61,11	0,103	144,06	0,189
	Raíz	592,08		761,50	
5 mg/L	Parte aérea	94,21	0,134	148,19	0,185
	Raíz	703,26		802,64	
10 mg/L	Parte aérea	108,01	0,145	157,31	0,188
	Raíz	743,44		835,76	

4.4 Control de calidad

El aseguramiento de la calidad analítica fue parte importante para aumentar la calidad y confiabilidad de los resultados. A continuación, en las Tablas 24 y 25 se presentan los resultados del aseguramiento de calidad considerados en la parte experimental.

Tabla 24: Resultado de aseguramiento de calidad de cromo en agua y tejido vegetal

Matriz	Control	Identificación de la muestra	Concentración Cr (mg/L)	Criterio de aceptación	Resultado
Determinación de Cr (VI) en agua	Control de la lectura por espectrofotometría molecular	BM	0,010	LD 0,01 mg/L LC 0,04 mg/L	BM < LC
		BF	1,980	%Re Porcentaje de recuperación 80%-120%	99 por ciento
		QC Control	0,950		95 por ciento
		5 PS MX-4 (SR) DM	1,320	% DPR ≤ 20	3,47 por ciento
		5 EC MX-4 (SR) DM	0,214		1,41 por ciento
	Control en la fase experimental	BM MX	0,000	LD 0,01 mg/L LC 0,04 mg/L	BM MX < LC
		PS MX Control	0,010		PS MX Control < LC
		EC MX Control	0,010		EC MX Control < LC
		BF MX	9,800	%Re Porcentaje de recuperación 80%-120%	98 por ciento
	Determinación de Cr en tejido vegetal	Control de la lectura por espectrofotometría absorción atómica	BM	0,000	LD 0,01 mg/L LC 0,02 mg/L
BF			0,569	%Re Porcentaje de recuperación 80%-120%	94,83 por ciento
QC control			0,565		94,17 por ciento

Tabla 25: Resultados de aseguramiento de calidad de cromo en tejido vegetal-fase experimental

Matriz	Control	Identificación de la muestra	Concentración Cr (mg/kg)	Criterio de aceptación	Resultado	
Determinación de Cr en tejido vegetal	Control en la fase experimental	PS MX Control	0,00	LD 0,5 mg/kg LC 2,1 mg/kg	PS MX Control < LC	
		EC MX Control	0,00		EC MX Control < LC	
		Parte aérea	2 PS MX-1 (P) DM	130,55	% DPR ≤ 20	3,25 por ciento
			5 PS MX-1 (P) DM	467,33		1,12 por ciento
		Raíz	2 EC MX-1 (P) DM	1535,74		1,37 por ciento
			5 EC MX-1 (P) DM	4048,3		1,30 por ciento

La tasa de crecimiento relativo sirve como una medida fundamental de la producción de materia seca y se puede usar para comparar el comportamiento de especies o los efectos de tratamientos en condiciones estrictamente definidas. En la Figura 35 se muestra de manera comparativa las tasas de crecimiento relativo para ambas especies y en las cuatro concentraciones a las que fueron expuestas, así como el control empleado. La especie que presenta una mayor TCR es la *Pistia Stratiotes* con un valor de 0,107 sin embargo a medida que la concentración de cromo fue mayor las tasas disminuyeron siendo estas más bajas que la *Eichhornia crassipes* al grado de no sobrevivir a una concentración de 100 ppm.

La *Eichhornia crassipes* presenta una ligera disminución en la TCR en función al aumento creciente de la concentración existiendo diferencias significativas de TCR en comparación con la *Pistia Stratiotes* para la concentración de 10 ppm, lo que indica que la especie sigue desarrollándose como productora de material nuevo. Finalmente, a la concentración de 100 ppm se evidencian los efectos del cromo en comparación con la TCR del control, sin embargo, aunque tuvo una tasa baja, la planta aún puede evidenciar un ligero crecimiento.

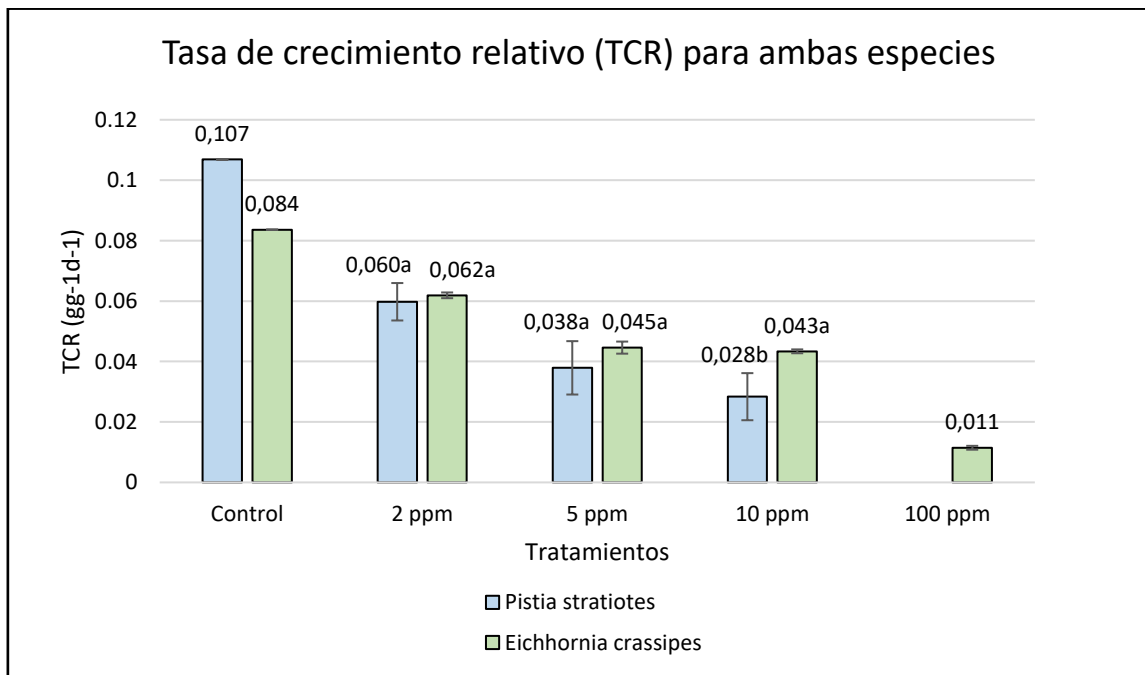


Figura 35: Valores promedio (\pm desviación estándar) de la tasa de crecimiento relativo (TCR) de la *Pistia Stratiotes* y *Eichhornia crassipes* expuestas a diferentes tratamientos. Las letras sobre las barras indican diferencias significativas ($p < 0,05$)

V. CONCLUSIONES

1. Los mayores porcentajes remoción fueron de *Eichhornia crassipes* con 95,66 por ciento y 99,82 por ciento para 5 y 10 ppm respectivamente en comparación con la *Pistia stratiotes* con 77,23 por ciento y 85,03 por ciento para las mismas concentraciones luego de un periodo de 15 días.
2. A concentraciones de 2 y 5 ppm ambas especies presentan un crecimiento aparentemente normal, es decir, exhiben alteraciones leves en sus características morfológicas, sin embargo, a 10 ppm existen daños significativos causando principalmente clorosis y necrosis. A 100 ppm de concentración *Eichhornia crassipes* fue la única especie en sobrevivir en el periodo planteado, por lo que se concluye que *Eichhornia crassipes* tiene mayor tolerancia al cromo hexavalente.
3. La especie *Eichhornia crassipes* presentó factores de bioacumulación en la parte aérea de 144,06, 148,19 y 157,31 a 2, 5 y 10 ppm respectivamente mientras que en *Pistia stratiotes* fueron de 61,11, 94,21 y 108,01 a las mismas concentraciones, por lo que se concluye que ambas especies son bioacumuladoras, teniendo a *Eichhornia crassipes* con valores más altos determinados y por tanto potencialmente aprovechable para para remover Cr(VI) en aguas contaminadas.
4. En función de las evaluaciones realizadas en los tejidos vegetales se concluye que la mayor cantidad de cromo acumulado se localiza principalmente en las raíces de ambas especies, para el caso de *Eichhornia crassipes* las concentraciones fueron de 1523,48, 4003,24 y 8364,88 mg/kg en las especies expuestas a 2, 5 y 10 ppm respectivamente, a diferencia de *Pistia stratiotes* que fueron de 1180,08, 3516,65 y 7417,07 mg/kg para las mismas concentraciones.

VI. RECOMENDACIONES

1. Las condiciones climáticas son importantes para el desarrollo de ambas especies vegetales, teniendo como rango de temperatura óptimo de 17°C a 30°C (Suarez *et al.* 2020) y preferentemente con luz solar directa, por lo que se recomienda su empleo en la estación de verano en regiones como costa y sierra. En el caso de la región selva presenta en general un clima cálido que favorece su crecimiento, razón por la cual ambas especies se encuentran ampliamente distribuidas en la amazonia peruana.
2. En función de los resultados de remoción obtenidos se recomienda aplicar dichas especies en sistemas de tratamiento para aguas residuales y comprobar su eficacia en la remoción de otros metales pesados como plomo, mercurio, cadmio, entre otros.
3. Se recomienda emplear la especie *Eichhornia crassipes* y *Pistia stratiotes* en el tratamiento de aguas con alta concentración de nitratos y fosfatos, debido a que dichas especies son efectivas en la remoción de dichos parámetros, siendo estas sustancias fundamentales para su desarrollo y crecimiento.
4. Aplicar técnicas de fitorremediación de cromo hexavalente para otras especies como por ejemplo *Lemna Minor* (lenteja de agua) y comparar su eficiencia con las obtenidas por la *Eichhornia crassipes* y *Pistia stratiotes*.
5. Se recomienda poder considerar tiempos mayores a 15 días para poder evaluar el desarrollo de las especies.
6. Realizar estudios de cinética para cada una de las especies estudiadas a fin de obtener más información del proceso de remoción de metales pesados.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Acosta, R. & Rivera, M. 2013. “Eliminación de cromo hexavalente de soluciones y sitios contaminados mediante diferentes biomasas naturales”. *Bioremediation – Active and Passive Approaches*. InTech, 209-216.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2000). Division of Toxicology and Human Health Sciences, 1, 1-8.

Ali, H., Khan, E. & Anwar, M. 2013. Phytoremediation of heavy metals-Concepts and application. *Chemosphere*, 7(1), 869-881.

Álvarez, E., García, A. & Querol, X. 2007. Adsorption of Cr(VI) from synthetic solutions and electroplating wastewaters on amorphous aluminum oxide. *J. Hazard. Mater*, 142, 191-198.

APHA-AWWA-WEF. 2017. “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater”. 23th Edition. USA, 3-67 y 3-68, Method 3500-Cr B.

Araujo, J. 2009. *Diccionario Ecológico*. Lunweg, 1, 15-25.

Ater, M., Ait Ali, N. & Kasmi, H. 2006. Tolerancia y acumulación de cobre y cromo en dos especies de lenteja de agua: *Lemna minor L* y *Lemna gibba L*. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 19(1), 57-67.

Baldeón, Q., Franco, M. & Cruz, M. 2017. Eficiencia de la especie macrófita *Eichhornia crassipes* (Jacinto de agua) para la remoción de parámetros físicoquímicos, metal pesado (Pb) y la evaluación de su crecimiento en función al tiempo y adaptación al medio en una laguna experimental, 3(1), 1-15.

Barid, C. 2009. *En Química Ambiental*. Barcelona: Reverté. Recuperado el 23 de Noviembre de 2021.

Barkat, M., Nibou, D., Chegrouche, S. & Mellah, A. 2009. Kinetic and thermodynamics studies of chromium (VI) ions adsorption onto activated carbon from aqueous solutions. *Chemical Engineering and processing*, (48), 38-47.

Barreto, Y. & Paredes, J. 2015. «Determinación del potencial de absorción de cobre en solución acuosa de las especies *Pistia Stratiotes* y *Eichhornia Crassipes*,» *Investigación y Amazonía*, 2, 9-14.

Bello, A.O., Tawabini, B.S., Khalil, A.B., Boland, C.R. & Saleh, T.A. 2018. Phytoremediation of cadmium, lead and nickel contaminated water by *Phragmites australis* in hydroponic systems. *Ecol Eng*, 120, 126-133.

Bolaños, S., Casas, J. & Aguirre, N. 2008. Análisis comparativo de la remoción de un sustrato orgánico por las macrófitas *Pistia stratiotes* y *Egeria densa* en un sistema batch. *Gestión y Ambiente*, 11(2), 39-48.

- Bonilla, S. 2013. Estudio para tratamientos de biorremediación de suelos contaminados con plomo, utilizando el método de fitorremediación. Tesis de Pregrado, Universidad Politécnica Salesiana, Quito, 1, 12-17.
- Brooks, R.R., Lee, J., Jaffre, T. & Reeves, R.D. 1976. *Sebertia acuminata*: A nickel accumulating plant from New Caledonia. *Science*, 193, 579–580.
- Carranza, V. & Luna, V. 2006. Tratamiento de Aguas Residuales Municipales empleando Plantas Acuáticas Flotantes (*Pistia stratiotes*). XII Congreso Nacional de Biotecnología y Bioingeniería. Facultad de Química de la UNAM.
- Celik, A. & Demirbas, A. 2005. Removal of heavy metal ions from aqueous solutions via adsorption onto modified lignin from pulping wastes. *Energy Sources*, 27, 1167–1177.
- Chaney, R.L., Malik, M., Li, Y.M., Brown, S.L., Brewer, E.P., Angle, J.S. & Baker, A.J. M. 1997. Phytoremediation of soil metals. *Current Opinion in Biotechnology*, 8, 279 – 284.
- Chávez, A. 2010. Descripción de la nocividad del cromo proveniente de la industria curtiembre y las posibles formas de removerlo. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, (9), 41-49.
- Chojnacka, K. 2010. Biosorption and Bioaccumulation- The Prospects for Practical Applications. *Environment International*, 36(1), 299–307.
- Cruz, V. 2009. Contaminación de agua potable por Cromo hexavalente. Caso de Estudio: Colonia Lechería, municipio de Tultitlan, Estado de México. Instituto Politécnico Nacional, 1, 1-50.
- Dube, B.K., Sinha, P., Gopal, R. & Chatterjee, C. 2005. Chromium Phytotoxicity Alters Metabolism in Radish. *Journal of Vegetable Crop Production*, 10(2), 61–71.
- Eapen, S., Singh, S. & D'Souza, S. F. 2007. Advances in development of transgenic plants for remediation of xenobiotic pollutants. *Biotechnology Advances*, 25, 442-451.
- Fahim, N.F. 2006. “Removal of chromium(III) from tannery wastewater using activated carbon from sugar industrial waste. *Journal of Hazardous Materials*. Giza: 2006, 136, 303–309.
- Farnese, F., J. Oliveira, F., Lima, G. Leão, G., Gusman, M. & Silva, L. 2014. Evaluation of the potential of *Pistia stratiotes* L. (water lettuce) for bioindication and phytoremediation of aquatic environments contaminated with arsenic. *Braz. J. Biol.*, 74(3), 103-112.
- Friberg, L. & Elinder, C.G. 1985. *Encyclopedia of Occupational Health*, third ed. International Labor Organization, Geneva, 1, 12-32.
- Friedman, M. & Waiss, A.C. 1972. Mercury uptake by selected agricultural products and by-products. *Environ. Sci. Technol*, 6, 457–458.

Galeana, L. 2011. Tesis de grado: Maestría. Evaluación de la reducción de Cr(VI) a Cr(III) por ácido ascórbico en muestras de suelo contaminado. Universidad Autónoma del Estado de México. Facultad de Química, 22-34.

Garbisu, C. & Alkorta, L. 2001. Phytoextraction: a cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. Review paper. *Bioresource Technol*, 77, 229-236.

Glass, D. 1999. "U.S. and International Markets for Phytoremediation, 1999–2000". Needham: Glass Assoc, 1, 1-15.

Gil, T.G., Manrique, P.A. & Fernández, J.M. 2003. Introducción a la dermatitis de contacto en la construcción. Historia del cromo. Facultad de Medicina. Universidad de Cádiz. España, 1, 15-29.

Ghosh, M. & Singh, S.P. 2005. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its by-products. *Applied Ecology and Environmental Research*, 3, 1-18

González, B., Velázquez, M., Amador, J., Ramírez E. & Trujillo, N. 2008. Efecto de la aplicación del cromo en el crecimiento y producción de maíz (*Zea mays*). Instituto de Ecología, Universidad del Mar. Puerto Ángel, Oaxaca. México, 1, 1-50.

Gruber, H., Wiessner, A., Kusch, P., Kaestner, M. & Appenroth, K. J. 2008. Physiological Responses of *Juncus effusus* (Rush) to Chromium and Relevance for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands. *International Journal of Phytoremediation*, 10(2), 79–90.

Guertin, J. 2005. «Toxicity and health effects of chromium (all oxidation states) ». *Chromium(VI) Handbook*. CRC Press, Boca Raton, FL, 1, 215-234.

Henry, J. R. 2000. An Overview of the Phytoremediation of Lead and Mercury Prepared By Technology Innovation office. August, 1, 1–31.

Human Rights Watch (Organización) 2012. "Toxic Tanneries: the health repercussion of Bagladesh's Hazaribagh leather". Estados Unidos: Human Rights Watch, 1, 1-50

Hunt, R. 1990. *Basic Growth Analysis: Plant growth analysis for beginners*. Springer Netherlands, 1, 1-20.

International Programme on Chemical Safety (IPCS). 1988. *Environmental Health Critical 61, Chromium*. WHO, Geneva.

Julve, E. 2001. Perspectiva general del cromado industrial: Características físicas del recubrimiento y tipos de cromado. *Anales de la Real Sociedad Española de Química*. 2, 19-27.

Kjellstrom, T., Shiroishi, K. & Erwin, P.E. 1977. Urinary beta./sub 2/- microglobulin excretion among people exposed to cadmium in the general environment. Environ. Res. 13, 318–344.

Ksheminska, H., Fedorovych, D., Babyak, L., Yanovych, D., Kaszycki, P. & Koloczek, H. 2005. Chromium (III) and (VI) Tolerance and Bioaccumulation in Yeast: A Survey of Cellular Chromium Content in Selected Strains of Representative Genera. Process Biochemistry, 40, 1565–1572.

Kurniawan, T.A., Chan, G.Y.S., Lo, W.H. & Babel, S. 2006. «Physico-chemical treatment techniques for wastewater laden with heavy metals» Chem. Eng. J, 118, 83-98.

Lasat, M. 2000. Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. J. Hazard Subst Res, 2, 5-25.

Lenntech, 2021 . Cromo, Propiedades químicas del Cromo – Efectos del Cromo sobre la salud. Efectos ambientales del Cromo.
Recuperado de <https://www.lenntech.es/periodica/elementos/cr.htm>

Lizbeth, Q.B., Betsy, A.C., Cristian, F.M.S. & Milda, C.H. 2017. Eficiencia de la especie macrófita *Eichhornia crassipes* (Jacinto de agua) para la remoción de parámetros fisicoquímicos, metal pesado (Pb) y la evaluación de su crecimiento en función al tiempo y adopción al medio en una laguna experimental. Revista de Investigación Ciencia, Tecnología y Desarrollo. Perú, 1, 25-54.

Lilia, A. 1998. Cromo. Desarrollo Sostenible y salud ambiental. Organización Panamericana de la salud, 1, 227- 248.

Lokeshwari, H. & Chandrappa, G. T. 2006. “Impact of heavy metal contamination of Bellandur Lake on soil and cultivated vegetation”

López, A. 2007. Capítulo II. Biorremediación y fitorremediación de suelos contaminados. España: Publicaciones Real Academia Nacional de Farmacia, 2, 17-50.

López, D.L., Ransom, L., Monterrosa, J., Soriano, T., Barahona, F., Olmos, R. & Bundschuh, J. 2009. “Volcanic pollution of arsenic and boron at Ilopango Lake, El Salvador”. Natural arsenic in groundwaters of Latin America. A.A. Balkema/Taylor and Francis, 1, 129-143

Lucho, C.A., Álvarez, M., Beltrán, R.I., Prieto, F. & Poggi, H. 2005. A multivariate analysis of the accumulation and fractionation of major and trace elements in agricultural soils in Hidalgo State, Mexico irrigated with raw wastewater. Environmental International, 1, 01-12.

Marelis, M.P., Julio, C.M., Elisabeth, B.Q., Gilberto, C.A., Nancy, R.L. & Cristian, A.P. 2012. Bioabsorción de Pb(II) usando la planta acuática *Pistia stratiotes*. Universidad de Zulia. Venezuela, 28(3), 01-15.

- Mc Grath, S. & Zhao, F. 2003. "Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils". *Curr. Opin. Biotechnol.*, (14), 277-282.
- Melgarejo, L. 2010. Experimentos en Fisiología Vegetal. Universidad Nacional de Colombia, 1, 63-123.
- Mendoza, I., Jhonny, I. & Perez, M. 2018. Evaluación del Aporte de las Plantas Acuáticas *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* en el Tratamiento de Aguas Residuales Municipales, 1, 1-25.
- Meza, P., Marin, J. & Colina, G. 2013. Bioabsorción de Pb (II) usando la planta acuática *Pistia stratiotes*. Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (DISA), Escuela de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería., 1, 10-50.
- Mohan, D. & Pittman, Jr. 2006. «Activated carbons and low cost adsorbents for remediation of tri- and hexavalent chromium from water» *J. Hazard. Mater.*, 137, 762-811.
- Montoya, N., Casas, P. & Wandurraga, C. 2010. Plomo, cromo III y cromo VI y sus efectos sobre la salud humana. *Ciencia & Tecnología para la salud visual y ocular*, 8(1), 77-88.
- Moreno, S.R. & Devars, S. 1999. Pesados en la biosfera. En: Contaminación ambiental por metales pesados : Impacto en los seres vivos. A. G. T. Editor, S.A, 1, 1-15.
- Mozo, V. 2012. "Determinación del nivel de cromo hexavalente en los pozos tubulares y efluentes de drenaje de las lagunas de oxidación" ,1, 36-49
- Mwinyikione, M. 2010. "Main Pollutants and Environmental Impacts of Tanning Industry". *Ecotoxicological Diagnosis in the Tanning Industry*. Nueva York: Springer Science+Business, 1 , 17-35.
- Mufarrege, M., Hadad, H. & Maine, M. 2010. Response of *Pistia stratiotes* to heavy metals (Cr, Ni, and Zn) and phosphorous. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 58, 53-61.
- Murray, R., Bender, D., Botham, K., Kennelly, P., Rodwell, V. & Well, A. 2009. *Bioquímica de Harper*. 28th Ed. Mc Graw Hill, 1, 1-35.
- Nguyen, T.A.H., Zhang, j. & Guo, W. 2013. "Applicability of Agricultural Waste and by-Products for Adsorptive Removal of Heavy Metals from Wastewater". *Bioresource Technology*. Sydney, 148, 574–585.
- Núñez, L., Meas, R., Ortega, R. & Olgúin, E. 2004. Fitorremediación: fundamentos y aplicaciones. *Ciencia.*, 55, 69-82.
- Olgúin, E., García, D., González-Portela, R. & Sánchez-Galván, G. 2017. Year-round phytofiltration lagoon assessment using *Pistia stratiotes* within a pilot-plant scale biorefinery, *Science of the Total Environment*, 592, 326-333

- Paredes, J. 2015. Optimización de la Fitorremediación de Mercurio en humedales de flujo continuo empleando *Eichhornia crassipes* "Jacinto de agua". Tesis, Universidad Nacional Agraria de la Selva, Huánuco, Tingo María, 1, 10-50.
- Pastircakova, K. 2004. Determination of trace metal concentrations in ashes from various biomass materials. *Energy Edu. Sci. Technol*, 13, 97–104.
- Pérez, M. 2009. Selección de plantas acuáticas para establecer humedales en el estado de Durango. Tesis, Centro de Investigación de Materiales Avanzados, S.C., Chihuahua, Chihuahua, 1, 30-80.
- Pieterse, AH., Delange, L. & Verhagen, L. 1981. A study on certain aspects of seed germination and growth of *P. stratiotes* L. *Acta botanica Neerlandica* , 30, 47–57.
- Pilon-Smits, E. 2005. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, 56, 15-39.
- Prieto, M., González, R., Román, G. & Prieto, G.F. 2009. Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. 10, (1), 29-44.
- Priyanka, S., Omkar, S. & Supriya, S. 2017. Phytoremediation of industrial mines wastewater using water hyacinth. *Inter. Journal of phytoremediation*, 19(1), 87-96
- Poma, R. & Valderrama, N. 2014. Estudios de parámetros fisicoquímicos para la fitorremediación de cadmio(II) y mercurio(II) con las especies *Eichhornia crassipes* (Jacinto de agua) *Rev. Soc. Química del Perú*, 80 (3), 1-9.
- Pozo, Y. 2016. Eficiencia de las plantas *Eichhornia crassipes* y *Pistia stratiotes* para la remoción de cadmio de las aguas del río Surco, 1, 10-25.
- Raskin, I. & Ensley, B.D. 2000. *Phytoremediation of toxic metals using Plants to Clean up the Environment*. John Wiley and Sons. New York, 1, 53-70.
- Rayner, G. 2000. *Química Inorgánica Descriptiva*. Prentice Hall, 1(2), 25-60.
- Rezania, S., Din, M.F.M., Taib, S., Dahalan, F., Songip, A., Singh, L. & Kamyab, H. 2016. The Efficient Role of Aquatic Plant (Water Hyacinth) in Treating Domestic Wastewater in Continuous System *International Journal of Phytoremediation*, 18 (7), 679-685.
- Romero, C. R. 1965. En 1. *Talleres Gráficos del Banco de la República (Ed.)*, Flora del Centro de Bolívar. Bogotá, Colombia, 1, 35-78.
- Sankar-Ganesh, K., L. Baskaran, K., Rajasekaran, K., Sumathi, A., Chidambaram, A.L.A. & Sundaramoorthy, P. 2008. Chromium Stress Induced Alterations in Biochemical and Enzyme Metabolism in Aquatic and Terrestrial Plants. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 63, 159–163.

Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología. SENAMHI (en línea). Consultado 10 de abril. 2022. Disponible en <https://www.senamhi.gob.pe/?&p=mapa-climatico-del-peru>

Shen, H., Pan, S., Zhang, Y., Huang, X. & Gong, H. 2012. A new insight on the adsorption mechanism of amino-functionalized nano-Fe₃O₄ magnetic polymers in Cu (II), Cr (VI) co-existing water system. *Journal Chemical Engineering*, 183, 180-191.

Suarez, P. & Leones, S. 2020. Evaluación de la capacidad de remoción de la lechuga de agua (*pistia stratiotes*) sobre efluentes contaminados con Cd en condiciones in vitro. *Universidad de San Buenaventura Cartagena*, 1, 33-43.

Sud, D., Garima, M. & Kaur M. 2008. “Agricultural Waste Material as Potential Adsorbent for Sequestering Heavy Metal Ions from Aqueous Solutions - a Review”. *Bioresource Technology*. Longowal: 2008, 99, 6017–6027.

Suresh, B. & Ravishankar, G.A. 2004. Phytoremediation-A Novel and promising Approach for Enviromental Clean-up. *Critical Reviews in Biotechno/ogy*, 24(2), 97-124.

Torres, G., Navarro, A., Languasco, J., Campos, K. & Cuizano, N. (2007). Estudio preliminar de la fitorremediación de cobre divalente mediante *Pistia Stratiotes*, *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 3 (1), 13-20

Upadhyay, R.K. & Panda, S.K. 2005. Salt tolerance of two aquatic macrophytes, *P. stratiotes* and *Salvinia*. *Biologia Plantarum*, 49, 157–159.

USEPA, 1991. Method 200.3 .Sample preparation procedure for spectrochemical tissues. Ed. William Mcdaniel.

Valiela, I. 1984. Importance of chemical composition of salt marsh litter on decay rates and feeding by detritivores. *Bulletin of Marine Science*, 35(3), 261-269.

Valko, M., Rhodes, C., Moncol, J., Izakovic, M. & Mazur, M. 2006. Mini-review Free radicals, metals and antioxidants in oxidative stress-induced cancer. *Chemico Biological Interactions*, 160, 1-40.

Víctor, R.P.L. & Ana, C.V.N. 2014. Estudio de los parámetros fisicoquímicos para la fitorremediación de cadmio (II) y mercurio (II) con la especie *Eichhornia Crassipes* (jacinto de agua). *Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Ingeniería. Lima-Perú*, 1, 30-82.

Volke, T., Velasco, J. & De la Rosa, D. 2005. Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, 1, 10-25.

Vyslouzilova, M., Tlustos, O., Szakova, J. & Pablicova, D. 2003. “As, Cd, Pb and Zn uptake by different *Salix* spp. Grown at soils enriched by high loads of these elements”.

Wang, Y.T. 1996. «Microbial reduction of chromate». En: D.R. Lovley (Ed.) *Environmental microbe-metal interactions*. ASM Press, Washington, DC,1, 225-235.

Weerasinghe, A., Ariyawansa, S. & Weerasooriya, R. (2008). Phytoremediation Potential of *Ipomoea aquatica* for Cr(VI). Mitigation. *Chemosphere*, 70, 521–524.

Wetzel, R.G. 1981. *Limnology*. W.B. Saunders (ed). Philadelphia, U.S.A, 1, 743.

Wise, S., Holmes, A., Xie, H., Thomson, D. & Wise, J. 2006. Chronic Exposure to Particulate Chromate Induces Spindle Assembly Checkpoint Bypass in Human Lung Cell, *Chemical Research in Toxicology*, 19 (11), 1492-1498.

Yadav, K.K., Gupta, N., Kumar, A., Reece, L.M., Singh, N., Rezaei, S., & Khan, S.A. 2018. Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation: A review on application and future prospect. *Ecol Eng*, 120, 274-298.

Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q. & Ma, L.Q. 2006. “Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site”, 1, 10-50.

Zhao, F.J., Hamon, R.E., Lombi, E., McLaughlin, M.J. & McGrath, S.P. 2002. “Characteristics of cadmium uptake in two contrasting ecotypes of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*” *Journal of Experimental Botany*, 53, 535–543.

VIII. ANEXOS

Anexo 1: Curvas de calibración empleadas en la parte experimental

Tabla 26: Curva de Calibración de Cr(VI) mediante espectroscopía molecular

Concentración (mg/L)	Lectura de Cr VI Absorbancia $\lambda = 540 \text{ nm}$
0,1	0,077
0,2	0,142
0,5	0,378
1	0,768
2	1,481
5	3,312

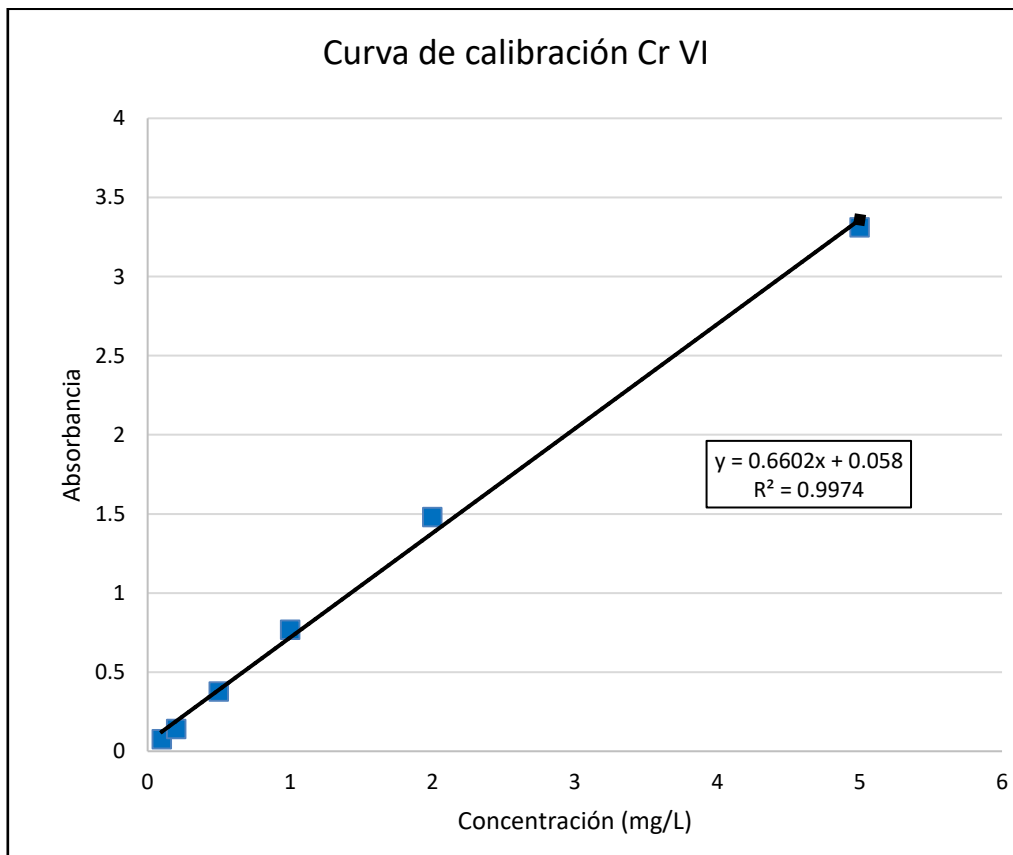
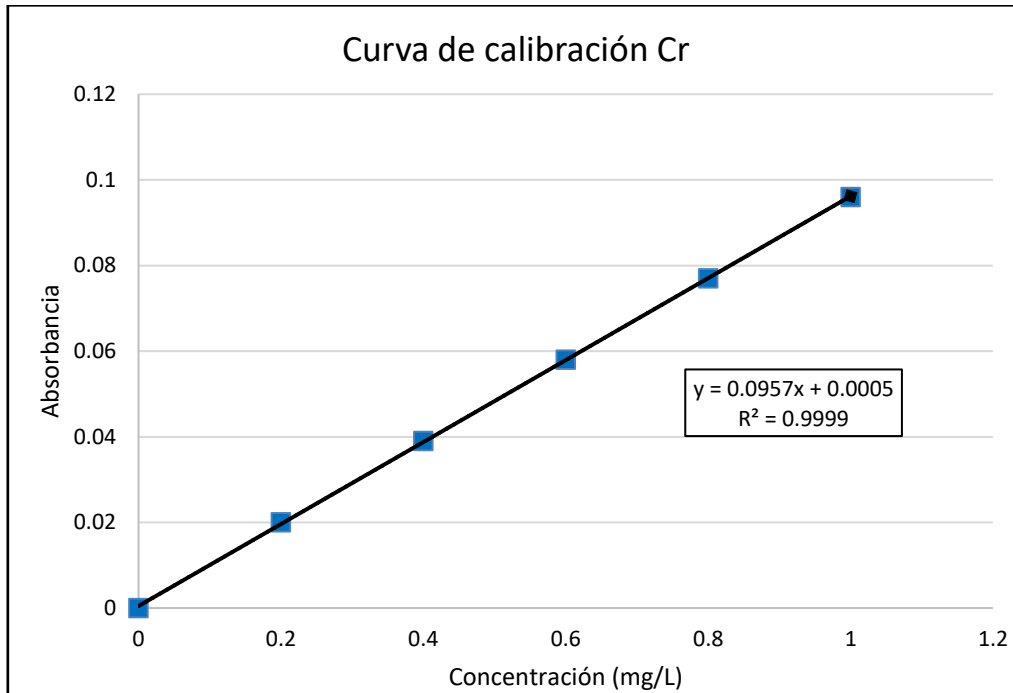


Tabla 27: Curva de Calibración de Cr (Espectroscopía de Absorción Atómica)

Concentración (mg/L)	Lectura de Cr Absorbancia $\lambda=357,9$ nm
0,0	0,00
0,2	0,02
0,4	0,039
0,6	0,058
0,8	0,077
1	0,096



Anexo 2: Pesos obtenidos en la parte experimental

Tabla 28: Identificación y pesos frescos inicial y final de las plantas empleadas en la fase experimental

Identificación de las muestras P=plantas	Tratamiento	Especie	Peso fresco Inicial (g)	Peso fresco final (g)
PS MX Control	Control	<i>Pistia stratiotes</i>	39,526	92,141
2 PS MX-1 (P)	2 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	40,278	60,917
2 PS MX-2 (P)	2 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	40,205	58,095
2 PS MX-3 (P)	2 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	39,791	58,098
2 PS MX-4 (P)	2 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	40,239	61,265
2 PS MX-5 (P)	2 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	40,654	61,125
5 PS MX-1 (P)	5 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	39,383	47,676
5 PS MX-2 (P)	5 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	40,236	47,638
5 PS MX-3 (P)	5 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	39,595	47,618
5 PS MX-4 (P)	5 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	40,996	46,585
5 PS MX-5 (P)	5 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	39,205	48,019
10 PS MX-1 (P)	10mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	40,156	37,372
10 PS MX-2 (P)	10mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	40,035	38,093
10 PS MX-3 (P)	10mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	40,436	38,011
10 PS MX-4 (P)	10mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	40,069	38,256
10 PS MX-5 (P)	10mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	39,723	37,901
100 PS MX-1 (P)	100mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	39,577	20,125
100 PS MX-2 (P)	100mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	39,917	19,253
100 PS MX-3 (P)	100mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	39,265	19,264
100 PS MX-4 (P)	100mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	39,219	18,015
100 PS MX-5 (P)	100mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	40,178	18,035
EC MX Control	Control	<i>Eichhornia crassipes</i>	119,079	336,14
2 EC MX-1 (P)	2 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	119,253	233,541
2 EC MX-2 (P)	2 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	120,089	232,504
2 EC MX-3 (P)	2 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	120,327	232,823
2 EC MX-4 (P)	2 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	120,859	231,818
2 EC MX-5 (P)	2 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	119,87	234,338
5 EC MX-1 (P)	5 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	120,894	222,524
5 EC MX-2 (P)	5 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	119,455	223,344
5 EC MX-3 (P)	5 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	120,319	224,328
5 EC MX-4 (P)	5 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	119,921	222,134
5 EC MX-5 (P)	5 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	120,765	223,165
10 EC MX-1 (P)	10mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	120,604	190,461
10 EC MX-2 (P)	10mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	120,18	191,325
10 EC MX-3 (P)	10mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	120,399	190,184
10 EC MX-4 (P)	10mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	119,186	192,568
10 EC MX-5 (P)	10mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	119,308	193,005
100 EC MX-1 (P)	100mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	120,518	122,221
100 EC MX-2 (P)	100mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	119,598	121,152
100 EC MX-3 (P)	100mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	119,735	120,235
100 EC MX-4 (P)	100mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	120,241	120,656
100 EC MX-5 (P)	100mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	119,107	119,025

Tabla 29: Identificación y pesos frescos inicial y final de las plantas empleadas en la fase experimental

Tratamiento	Especie	Peso seco inicial (g)	Peso seco final (g)
Control	<i>Pistia stratiotes</i>	2,148	10,670
Control	<i>Eichhornia crassipes</i>	10,24	35,90
2 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	2,148	5,162
2 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	2,148	5,418
2 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	2,148	4,865
2 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	2,148	4,883
2 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	2,148	6,094
2 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	10,24	25,50
2 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	10,24	26,29
2 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	10,24	26,25
2 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	10,24	25,58
2 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	10,24	25,98
5 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	2,148	4,274
5 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	2,148	3,439
5 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	2,148	4,392
5 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	2,148	3,754
5 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	2,148	3,241
5 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	10,24	20,78
5 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	10,24	20,28
5 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	10,24	20,05
5 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	10,24	19,70
5 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	10,24	19,19
10 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	2,148	3,475
10 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	2,148	3,654
10 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	2,148	3,494
10 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	2,148	3,177
10 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	2,148	2,723
10 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	10,24	20,00
10 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	10,24	19,73
10 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	10,24	19,43
10 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	10,24	19,73
10 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	10,24	19,26
100 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	2,148	-
100 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	2,148	-
100 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	2,148	-
100 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	2,148	-
100 mg/L	<i>Pistia stratiotes</i>	2,148	-
100 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	10,24	12,27
100 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	10,24	12,19
100 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	10,24	12,12
100 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	10,24	11,98
100 mg/L	<i>Eichhornia crassipes</i>	10,24	12,24

Tabla 30: Pesos secos empleados en la determinación de cromo en tejido vegetal de las muestras de *Pistia stratiotes*

Identificación de la muestra P=Planta	Zona de cada planta analizada	Peso seco (g)
PS MX Control	Parte aérea	1,0004
	Raíz	1,0006
2 PS MX-1 (P)	Parte aérea	1,0001
	Raíz	1,0004
2 PS MX-2 (P)	Parte aérea	1,0003
	Raíz	1,0005
2 PS MX-3 (P)	Parte aérea	1,0004
	Raíz	1,0002
2 PS MX-4 (P)	Parte aérea	1,0001
	Raíz	1,0011
2 PS MX-5 (P)	Parte aérea	1,0001
	Raíz	1,0011
5 PS MX-1 (P)	Parte aérea	1,0006
	Raíz	1,0001
5 PS MX-2 (P)	Parte aérea	1,0000
	Raíz	1,0006
5 PS MX-3 (P)	Parte aérea	1,0007
	Raíz	1,0006
5 PS MX-4 (P)	Parte aérea	1,0005
	Raíz	1,0007
5 PS MX-5 (P)	Parte aérea	1,0009
	Raíz	1,0001
10 PS MX-1 (P)	Parte aérea	1,0006
	Raíz	1,0002
10 PS MX-2 (P)	Parte aérea	1,0004
	Raíz	1,0003
10 PS MX-3 (P)	Parte aérea	1,0004
	Raíz	1,0003
10 PS MX-4 (P)	Parte aérea	1,0001
	Raíz	1,0004
10 PS MX-5 (P)	Parte aérea	1,0004
	Raíz	1,0001

Tabla 31: Pesos secos empleados en la determinación de cromo en tejido vegetal de las muestras de *Eichhornia crassipes*

Identificación de la muestra P=Planta	Zona de cada planta analizada	Peso seco (g)
EC MX Control	Parte aérea	1,0001
	Raíz	1,0002
2 EC MX-1 (P)	Parte aérea	1,0001
	Raíz	1,0002
2 EC MX-2 (P)	Parte aérea	1,0001
	Raíz	1,0007
2 EC MX-3 (P)	Parte aérea	1,0007
	Raíz	1,0005
2 EC MX-4 (P)	Parte aérea	1,0005
	Raíz	1,0003
2 EC MX-5 (P)	Parte aérea	1,0006
	Raíz	1,0000
5 EC MX-1 (P)	Parte aérea	1,0004
	Raíz	1,0002
5 EC MX-2 (P)	Parte aérea	1,0004
	Raíz	1,0005
5 EC MX-3 (P)	Parte aérea	1,0002
	Raíz	1,0002
5 EC MX-4 (P)	Parte aérea	1,0003
	Raíz	1,0002
5 EC MX-5 (P)	Parte aérea	1,0002
	Raíz	1,0003
10 EC MX-1 (P)	Parte aérea	1,0003
	Raíz	1,0001
10 EC MX-2 (P)	Parte aérea	1,0003
	Raíz	1,0005
10 EC MX-3 (P)	Parte aérea	1,0004
	Raíz	1,0002
10 EC MX-4 (P)	Parte aérea	1,0004
	Raíz	1,0002
10 EC MX-5 (P)	Parte aérea	1,0003
	Raíz	1,0001

Anexo 3: Lecturas obtenidas en la parte experimental de los métodos empleados

Tabla 32: Lectura de Cr(VI) en las alícuotas tomadas empleando *Pistia stratiotes*

Metal en estudio	Concentración de Cr VI en solución (mg/L)	Identificación de la muestra SR=Solución residual	volumen final de alícuota(mL)	Factor de dilución (FD)	Absorbancia Cr VI $\lambda = 540 \text{ nm}$
Cr VI	2	2 PS MX-1 (SR)	100	1	0,519
		2 PS MX-2 (SR)	100	1	0,515
		2 PS MX-3 (SR)	100	1	0,521
		2 PS MX-4 (SR)	100	1	0,514
		2 PS MX-5 (SR)	100	1	0,517
	5	5 PS MX-1 (SR)	100	1	0,725
		5 PS MX-2 (SR)	100	1	0,890
		5 PS MX-3 (SR)	100	1	0,786
		5 PS MX-4 (SR)	100	1	0,900
		5 PS MX-5 (SR)	100	1	0,747
	10	10 PS MX-1 (SR)	100	1	0,906
		10 PS MX-2 (SR)	100	1	0,996
		10 PS MX-3 (SR)	100	1	0,925
		10 PS MX-4 (SR)	100	1	1,252
		10 PS MX-5 (SR)	100	1	1,152
	100	100 PS MX-1 (SR)	100	50	0,998
		100 PS MX-2 (SR)	100	50	0,989
		100 PS MX-3 (SR)	100	50	1,025
		100 PS MX-4 (SR)	100	50	0,992
		100 PS MX-5 (SR)	100	50	1,015

Tabla 33: Lectura de Cr(VI) en las alícuotas tomadas empleando *Eichhornia crassipes*

Metal en estudio	concentración de Cr VI en solución (mg/L)	Identificación de la muestra SR=Solución residual	volumen final de alícuota(mL)	Factor de dilución (FD)	Absorbancia Cr VI $\lambda = 540 \text{ nm}$
Cr VI	2	2 EC MX-1 (SR)	100	1	0,174
		2 EC MX-2 (SR)	100	1	0,189
		2 EC MX-3 (SR)	100	1	0,179
		2 EC MX-4 (SR)	100	1	0,176
		2 EC MX-5 (SR)	100	1	0,188
	5	5 EC MX-1 (SR)	100	1	0,213
		5 EC MX-2 (SR)	100	1	0,193
		5 EC MX-3 (SR)	100	1	0,186
		5 EC MX-4 (SR)	100	1	0,197
		5 EC MX-5 (SR)	100	1	0,218
	10	10 EC MX-1 (SR)	100	1	0,063
		10 EC MX-2 (SR)	100	1	0,076
		10 EC MX-3 (SR)	100	1	0,074
		10 EC MX-4 (SR)	100	1	0,073
		10 EC MX-5 (SR)	100	1	0,063
	100	100 EC MX-1 (SR)	100	50	0,851
		100 EC MX-2 (SR)	100	50	0,929
		100 EC MX-3 (SR)	100	50	0,889
		100 EC MX-4 (SR)	100	50	0,824
		100 EC MX-5 (SR)	100	50	0,766

Anexo 4: Porcentajes de remoción (%R) obtenidos en ambas especies

Tabla 34: Resultados del porcentaje de remoción (%R) de Cr(VI) en solución residual analizada en *Pistia stratiotes*

Metal en estudio	Concentración inicial de la solución (Ci) (mg/L)	Identificación de la muestra SR=Solución residual	Concentración final obtenida (Cf) (mg/L)	Porcentaje de remoción del metal $\%R = \frac{(Ci - Cf) \times 100}{Ci}$
Cr VI	2	2 PS MX-1 (SR)	0,698	65,10
		2 PS MX-2 (SR)	0,692	65,40
		2 PS MX-3 (SR)	0,701	64,95
		2 PS MX-4 (SR)	0,691	65,45
		2 PS MX-5 (SR)	0,695	65,25
	5	5 PS MX-1 (SR)	1,010	79,80
		5 PS MX-2 (SR)	1,260	74,80
		5 PS MX-3 (SR)	1,103	77,94
		5 PS MX-4 (SR)	1,275	74,50
		5 PS MX-5 (SR)	1,044	79,12
	10	10 PS MX-1 (SR)	1,284	87,16
		10 PS MX-2 (SR)	1,421	85,79
		10 PS MX-3 (SR)	1,313	86,87
		10 PS MX-4 (SR)	1,809	81,91
		10 PS MX-5 (SR)	1,657	83,43
	100	100 PS MX-1 (SR)	71,191	28,81
		100 PS MX-2 (SR)	70,509	29,49
		100 PS MX-3 (SR)	73,235	26,77
		100 PS MX-4 (SR)	70,736	29,26
		100 PS MX-5 (SR)	72,478	27,52

Tabla 35: Resultados del porcentaje de remoción (%R) de Cr(VI) en solución residual analizada en *Eichhornia crassipes*

Metal en estudio	Concentración inicial de la solución (Ci) (mg/L)	Identificación de la muestra SR=Solución residual	Concentración final obtenida (Cf) (mg/L)	Porcentaje de remoción del metal $\%R = \frac{(Ci - Cf) \times 100}{Ci}$
Cr VI	2	2 EC MX-1 (SR)	0,176	91,20
		2 EC MX-2 (SR)	0,198	90,10
		2 EC MX-3 (SR)	0,183	90,85
		2 EC MX-4 (SR)	0,179	91,05
		2 EC MX-5 (SR)	0,188	90,60
	5	5 EC MX-1 (SR)	0,235	95,30
		5 EC MX-2 (SR)	0,204	95,92
		5 EC MX-3 (SR)	0,194	96,12
		5 EC MX-4 (SR)	0,211	95,78
		5 EC MX-5 (SR)	0,242	95,16
	10	10 EC MX-1 (SR)	0,008	99,92
		10 EC MX-2 (SR)	0,027	99,73
		10 EC MX-3 (SR)	0,024	99,76
		10 EC MX-4 (SR)	0,023	99,77
		10 EC MX-5 (SR)	0,008	99,92
	100	100 EC MX-1 (SR)	60,058	39,94
		100 EC MX-2 (SR)	65,965	34,04
		100 EC MX-3 (SR)	62,935	37,07
		100 EC MX-4 (SR)	58,013	41,99
		100 EC MX-5 (SR)	53,620	46,38

Anexo 5: Porcentajes de absorción (%A) obtenidos en ambas especies

Tabla 36: Resultados de porcentaje de absorción (%A) de cromo en *Pistia stratiotes* para cada muestra analizada

Identificación de la muestra P=Planta	Masa inicial del metal en solución (mg)	Masa de metal obtenida en <i>Pistia stratiotes</i> (mg)	Porcentaje de absorción del metal %A
2 PS MX-1 (P)	2,000	1,307	65,35
2 PS MX-2 (P)	2,000	1,320	66,00
2 PS MX-3 (P)	2,000	1,295	64,75
2 PS MX-4 (P)	2,000	1,303	65,15
2 PS MX-5 (P)	2,000	1,316	65,80
5 PS MX-1 (P)	5,000	3,989	79,78
5 PS MX-2 (P)	5,000	3,994	79,88
5 PS MX-3 (P)	5,000	3,963	79,26
5 PS MX-4 (P)	5,000	4,005	80,10
5 PS MX-5 (P)	5,000	3,994	79,88
10 PS MX-1 (P)	10,000	8,506	85,06
10 PS MX-2 (P)	10,000	8,485	84,85
10 PS MX-3 (P)	10,000	8,527	85,27
10 PS MX-4 (P)	10,000	8,527	85,27
10 PS MX-5 (P)	10,000	8,506	85,06

Tabla 37: Resultados de porcentaje de absorción (%A) de cromo en *Eichhornia crassipes* para cada muestra analizada

Identificación de la muestra P=Planta	Masa inicial del metal en solución (mg)	Masa de metal obtenida en <i>Eichhornia crassipes</i> (mg)	Porcentaje de absorción del metal %A
2 EC MX-1 (P)	2,000	1,800	90,00
2 EC MX-2 (P)	2,000	1,821	91,05
2 EC MX-3 (P)	2,000	1,805	90,25
2 EC MX-4 (P)	2,000	1,810	90,50
2 EC MX-5 (P)	2,000	1,826	91,30
5 EC MX-1 (P)	5,000	4,744	94,88
5 EC MX-2 (P)	5,000	4,754	95,08
5 EC MX-3 (P)	5,000	4,734	94,68
5 EC MX-4 (P)	5,000	4,754	95,08
5 EC MX-5 (P)	5,000	4,744	94,88
10 EC MX-1 (P)	10,000	9,990	99,90
10 EC MX-2 (P)	10,000	9,927	99,27
10 EC MX-3 (P)	10,000	9,927	99,27
10 EC MX-4 (P)	10,000	9,969	99,69
10 EC MX-5 (P)	10,000	9,906	99,06

Anexo 6: Reporte de composición de efluentes de industrias de curtiembre

Tabla 38: Resumen de composición de efluentes de curtiembres de Arequipa (2006)

NOMBRE EMPRESA	pH	DBO5 (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	Sulfuro (mg/L)	Cromo VI (mg/L)
Curtiembre Herbert Martínez	4,60	475,00	1131,00	50,00	3,64	9,10
Los Ángeles EIRL	4,40	840,00	1863,40	36,00	14,18	210,55
Curtiembre Feliciano Livise	4,70	870,00	2031,90	38,00	31,64	10,52
Curtiembre Gorky Sosa Gómez	12,20	350,00	867,10	92,50	59,27	0,77
Curtiembre Kero	9,20	197,50	418,00	32,00	3,64	3,50
Curtiembre las Mercedes	8,50	1320,00	2975,90	660,00	75,20	53,21
Curtiembre Leoncio Flores Vilca	3,70	1785,00	4137,90	28,00	22,18	<0,01
Los Angeles EIRL	6,10	2055,00	4508,80	50,50	96,73	637,45
Industria del cuero Austral SRL	10,20	1100,00	2456,80	48,00	50,18	1,92
Curtiembre Pacheco SRL	3,90	1905,00	4336,70	58,00	75,27	372,05
Curtiembre PRODECUR	5,50	1575,00	3544,60	950,00	38,55	363,64
Curtiembre Rosario SAC	3,70	2145,00	4311,00	275,00	58,55	15,40
Curtiembre Erick el Picha	12,00	7800,00	16100,50	19621,60	173,82	<0,01
Sur Leder SA	11,70	1250,00	3124,30	58,00	143,20	2,05
Promedio	7,17	1690,54	3700,56	1571,26	60,43	140,01

Fuente: Mozo (2012)