

Universidad Católica de Santa María
Facultad de Arquitectura e Ingenierías Civil y del
Ambiente
Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental



IMPLEMENTACION DE HUMEDALES ARTIFICIALES PARA MEJORAR LA CALIDAD DE LAS AGUAS RESIDUALES PRE-TRATADAS DE LA INDUSTRIA DEL CURTIDO DE CUERO EN EL PARQUE INDUSTRIAL RIO SECO – AREQUIPA, 2017

Tesis presentada por el Bachiller:

Arizábal Tejada, Vanny Kelly

Para optar el Título Profesional de

Ingeniera Ambiental

Asesora:

Mg. Paredes Zavala, Joshelyn

Arequipa- Perú

2018

INFORME DICTAMEN BORRADOR DE TESIS

VISTO

EL BORRADOR DE TESIS TITULADO:

Implementación de humedales artificiales para mejorar la calidad
de aguas residuales pre-tratadas de la industria del curtido de cuero en

Presentado por el (los) Bachiller (es): el Parque Industrial Río Seco - Arequipa, 2017.

Vanny Kelly Arizábal Tejada

Nuestro DICTAMEN es:

FAVORABLE

OBSERVACIONES:

Arequipa

DICTAMINADOR
Dr. Ing. Francisco J. Rosque Rodríguez
Cod. 2028

DICTAMINADOR
MSc. Arnaldo Arenaz Rodríguez
Cod. 2829.

DICTAMINADOR
MSc Ing Joshelyn M. Paredes Zavala
Cod. 3043

DEDICATORIAS

A Dios, por guiar mi vida en que verdaderamente me apasiona la Ingeniería Ambiental y darme una familia maravillosa, que son mi alegría y mi fortaleza.

A mis padres, que son mi bendición y mi ejemplo de vida, por todo el trabajo y sacrificio que realizan día a día para que pueda cumplir mis sueños y metas.

A mis hermanas, Mildred y Analía que son una de las razones de mí existir.

A mi mejor amigo, Luis Alonzo por su apoyo incondicional durante el desarrollo de mi investigación, por motivarme a seguir adelante y por sus buenos consejos. A mi amigo Abel Yapo por darme la oportunidad de realizar mi investigación y compartir conmigo toda su experiencia.

Vanny Kelly Arizábal Tejada.

AGREDECIMIENTO



Agradezco a la Asociación de Pequeñas y Microempresarios de Curtiembres y Derivados de Arequipa por financiar mi investigación y darme la oportunidad de participar en el proyecto de tratamiento de aguas residuales; en especial al Sr. Alejandro Cespedes, presidente de la asociación y al Sr. Feliciano Libisi, dueño de CUR. LIB S.A.C. Por brindarme todas las facilidades para realizar la investigación.

A mis Profesores que estuvieron a lo largo de mi formación profesional; en especial a la Ing. Joshelyn Paredes, Blgo. Armando Arenaza y al Ing. Francisco Roque les agradezco por el conocimiento impartido que sirvió de mucho para el desarrollo de mi investigación.

INTRODUCCIÓN

La Autoridad Regional del Medio Ambiente Arequipa (ARMA) comunicó que como consecuencia del reboce de las lagunas de oxidación de aguas residuales industriales del Parque Industrial de Río Seco, se ha generado un pasivo ambiental de alto impacto, ocasionado por las malas prácticas en la eliminación de los efluentes de las empresas de curtiembre y la inadecuada red de desagüe de los usuarios del Parque Industrial de Río Seco; asimismo, que las lagunas de oxidación que son abastecidas con efluentes de las curtiembres a la fecha se encuentran colmatadas y no cumplen con el tratamiento de los efluentes de las empresas de curtiembre; por lo cual se puede concluir que el incremento del número de empresas de la industria del cuero en los terrenos del Parque Industrial de Río Seco incrementaría el volumen de los efluentes industriales y las aguas servidas no tratadas, agudizándose los problemas ambientales en dicho sector (GRA, 2017).

Debido a que el Gobierno Regional de Arequipa no puede hacerse cargo de las aguas residuales industriales ha propuesto prohibir la instalación de nuevas curtiembre en el Parque Industrial Río Seco (PIRS) y reubicar a las curtiembres existentes que no cumplan con el tratamiento de sus aguas residuales según la Ordenanza Regional N° 378-AREQUIPA; del mismo modo el Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA) clausurará a las empresas que no cumplan con la legislación Ambiental del sector.

La Asociación de Pequeñas y Microempresarios de Curtiembres y derivados de Arequipa (ASPEMYCUR-AQP), la constituyen 69 socios, dicha asociación concursó y ganó un presupuesto de 270 mil soles del programa Innóvate Perú del Ministerio de la Producción para investigar e implementar una planta modelo de tratamiento de aguas residuales de curtiembre, que consta de un tratamiento primario físico-químico seguidamente de un sistema de humedales artificiales como proceso final de depuración. Los datos generales y ubicación del proyecto se detallan en las Tablas N°19 y 20 del Anexo N°1.

RESUMEN

Las aguas residuales de la industria del curtido de pieles son muy complejas y conducen a la contaminación del agua, suelo y aire, si se descargan sin tratamiento, especialmente por su alta carga orgánica, químicos residuales y contenido de cromo. El proyecto de investigación se realizó en la curtiembre CUR LIB S.A.C en el Parque Industrial Río Seco - Arequipa a condiciones reales, ejecutando previo tratamiento primario y buscó evaluar la capacidad de los humedales artificiales para mejorar la calidad del agua residual, remover cromo y contaminantes orgánicos a diferentes concentraciones, analizar la distribución y destino del cromo dentro de un humedal y seleccionar la especie más adecuada para un humedal de flujo sub-superficial utilizando *Eleocharis palustris* o *Chenopodium album*. Se caracterizó los efluentes de curtido, pelambre, desenchalado, la combinación de los mismos con tratamiento fisicoquímico de acuerdo a los parámetros del Valor Máximo Admisible de las descargas de aguas residuales no domésticas (VMA). Se determinó que a una dilución del 40% de agua residual tratada *Chenopodium album* no sobrevivió, mientras *Eleocharis palustris* si sobrevivió a la misma concentración.

El efluente tratado fue suministrado a los humedales de *Eleocharis palustris* en diluciones de 25%, 50% y 75% con un tiempo de retención hidráulico (THR) de 4 días, Se monitoreo los parámetros: cromo total, cromo VI, pH, DBO₅, DQO, sulfatos y nitrógeno amoniacal; Obteniendo mejores porcentajes de remoción al 25% de dilución de agua residual. En la evaluación de la distribución del cromo, la mayor cantidad de cromo total fue retenida en la grava debido a que poseía el mayor volumen en la composición del humedal, sin embargo, las mayores concentraciones de cromo total se registraron en las raíces de *Eleocharis palustris* con un valor máximo de 2.53gr /Kg.

Palabras claves:

Humedal artificial, tratamiento de aguas residuales, curtiembre, cromo, *Eleocharis palustris*, *Chenopodium album*.

ABSTRACT

The tannery wastewater is very complex and it pollutes water, soil and air if discharged without treatment, because it has a high organic load, chemical residual products and chromium content. The investigation project was in the tannery CUR LIB S.A.C in the Rio Seco Industrial Park - Arequipa to real conditions, with previous primary treatment and its research searched evaluate the capacity of artificial wetlands to improve wastewater quality, remove chromium and organic pollutants at different concentrations, analyze the distribution and destination of the chromium in a wetland environment and select the most appropriate species *Eleocharis palustris* or *Chenopodium album* to conformation the sub-surface flow wetland. The effluents of tanning, peeling, deliming, and the combination of them with physicochemical treatment according to the Maximum Allowable Value parameters of the non-domestic wastewater discharges (MAV). *Chenopodium album* didn't survive at 40% dilution of wastewater while *Eleocharis palustris* survived at the same concentration.

The treated effluent has given to the *Eleocharis palustris* wetlands in dilutions of 25%, 50% and 75% of wastewater with a hydraulic retention time (HRT) of 4 days. The parameters monitored: Total Chromium, Chromium VI, pH, BOD₅, COD, Sulfates and Ammonia Nitrogen; the highest percentages of removal was at 25% dilution of wastewater. In the evaluation of the chromium distribution in the wetland, most of total chromium was retained in the gravel because it had most volume in the composition of the wetland, however the highest concentrations of chromium total has recorded in the roots of *Eleocharis palustris* with a maximum value of 2.53gr / Kg.

Key words:

Constructed wetland, wastewater treatment, tannery, chrome, *Eleocharis palustris*, *Chenopodium album*.

ÍNDICE

DEDICATORIAS

AGRADECIMIENTO

INTRODUCCIÓN

RESUMEN

CAPITULO I : PLANTEAMIENTO TEÓRICO	1
1.1 ANTECEDENTES	1
1.2 FORMULACIÓN DEL PROBLEMA	3
1.3 HIPÓTESIS:	5
1.4 OBJETIVOS:.....	6
1.4.1 Objetivo General:	6
1.4.2 Objetivos Específicos:.....	6
1.5 VARIABLES DE ESTUDIO:	7
1.6 JUSTIFICACIÓN:.....	7
CAPITULO II: MARCO TEÓRICO.....	9
2.1 EL PROCESO DE CURTIEMBRE Y CARACTERÍSTICAS DE SU AGUA RESIDUAL	9
2.1.1 Recepción de Pieles.....	9
2.1.2 Remojo	9
2.1.3 Pelambre.....	9
2.1.4 Descarnado y dividido.....	10
2.1.5 Desencalado	10
2.1.6 Purga.....	11
2.1.7 Piquelado.....	11
2.1.8 Curtido.....	11
2.1.9 Rebajado.....	11
2.1.10 Neutralizado	12
2.1.11 Teñido.....	12
2.1.12 Engrase	12
2.2 LA FUENTE DE CROMO EN AGUAS RESIDUALES DE CURTIEMBRE.....	13
2.3 QUÍMICA DEL CROMO	13

2.4 IMPACTOS AMBIENTALES DEL CROMO	13
2.4.1 Cromo en plantas.....	15
2.4.2 Cromo en el suelo.....	16
2.4.3 Toxicidad del Cromo.....	18
2.5 MARCO LEGAL PERUANO	19
2.5.1 Estándares de comparación de los efluentes industriales de curtiembres	21
2.6 MÉTODOS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES DE CURTIEMBRE	24
2.6.1 Métodos de tratamiento físico-químicos	24
2.6.2 Métodos de tratamiento biológicos	24
2.6.3 Tecnología de humedales	26
2.7 MÉTODO DE TRATAMIENTO PROPUESTO PARA LA PLANTA PILOTO DE ASPEMYCUR – AQP.....	32
2.7.1 Cámara de separación y filtrado.....	32
2.7.2 Unidad de rehuso y reconstitución de baños de Cromo	32
2.7.3 Trampa de Grasas.....	33
2.7.4 Tanque de Ecuilización y Oxidación.....	33
2.7.5 Tanque de coagulación y sedimentación.....	34
2.7.6 Tratamiento Biológico – Humedales Artificiales.....	34
2.7.7 Tanque de Almacenamiento de lodos	35
2.8 MECANISMOS DE REMOCIÓN DE CONTAMINANTES Y TRANSFORMACIONES EN HUMEDALES	36
2.8.1 Eliminación de sólidos en suspensión.....	36
2.8.2 Eliminación de materia orgánica.....	36
2.8.3 Eliminación de metales pesados.....	37
2.8.4 Eliminación de nitrógeno	37
2.9 PAPEL DE LAS PLANTAS EN HUMEDALES CONSTRUIDOS	39
2.10 TRANSLOCACIÓN Y ABSORCIÓN DE CR EN PLANTAS	41
2.11 HIPERACUMULACIÓN EN PLANTAS	41
2.12 TOLERANCIA A CONDICIONES ANAEROBIAS DE LAS PLANTAS.....	42
2.13 SELECCIÓN DE PLANTAS DE HUMEDALES PARA LA FITOEXTRACCIÓN	42
2.14 CARACTERÍSTICAS DE LA PLANTA SELECCIONADA PARA EL HUMEDAL.	43

2.14.1 <i>Chenopodium album</i>	43
2.14.2 <i>Eleocharis palustris</i>	44
2.15 MÉTODO DE ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	45
2.15.1 ANOVA de medidas repetidas	45
CAPITULO III: MATERIALES Y METODOS.....	46
3.1. MATERIALES.....	46
3.1.1. Equipos.....	46
3.1.2. Reactivos e Insumos.....	46
3.1.3. Material de vidrio	46
3.1.4. Otros	46
3.2. METODOS.....	47
3.2.1. Caracterización de los parámetros físico-químicos de los efluentes.....	47
3.2.2 Tratamiento primario de las aguas residuales de la industria del curtido de cuero...49	
3.2.3 Implementación del sistema de humedales artificiales para la selección de la especie más adecuada <i>Eleocharis palustris</i> o <i>Chenopodium album</i>	53
3.2.4 Evaluación de la capacidad de los humedales artificiales para mejorar la calidad de las aguas residuales de la industria del curtido de cuero	57
3.2.5 Analizar la distribución y destino del cromo dentro de un ambiente de humedal	58
CAPITULO IV: RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	60
4.1 CARACTERIZACIÓN DE LOS EFLUENTES DE CURTIDO, PELAMBRE Y DESENCALADO SEGÚN LOS PARÁMETROS DE VMA.....	60
4.2 REALIZACIÓN DEL TRATAMIENTO PRIMARIO DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA DEL CURTIDO DE CUERO.....	65
4.3 DISEÑO E IMPLEMENTACIÓN DEL SISTEMA DE HUMEDALES ARTIFICIALES DE FORMA HORIZONTAL Y FLUJO SUB-SUPERFICIAL PARA <i>Eleocharis palustris</i> y <i>Chenopodium album</i>	68
4.3.1. Implementación de los humedales artificiales:	68
4.3.1. Selección de la especie más adecuada <i>Chenopodium álbum</i> o <i>Eleocharis palustris</i> :.....	69
4.4 EVALUACIÓN LA CAPACIDAD DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES PARA MEJORAR LA CALIDAD DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA DEL CURTIDO DE CUERO A DIFERENTES CONCENTRACIONES DE CONTAMINANTES.....	72
4.4.1 Evaluación de Cromo Total.....	72
4.4.2 Evaluación de Cromo VI.....	75

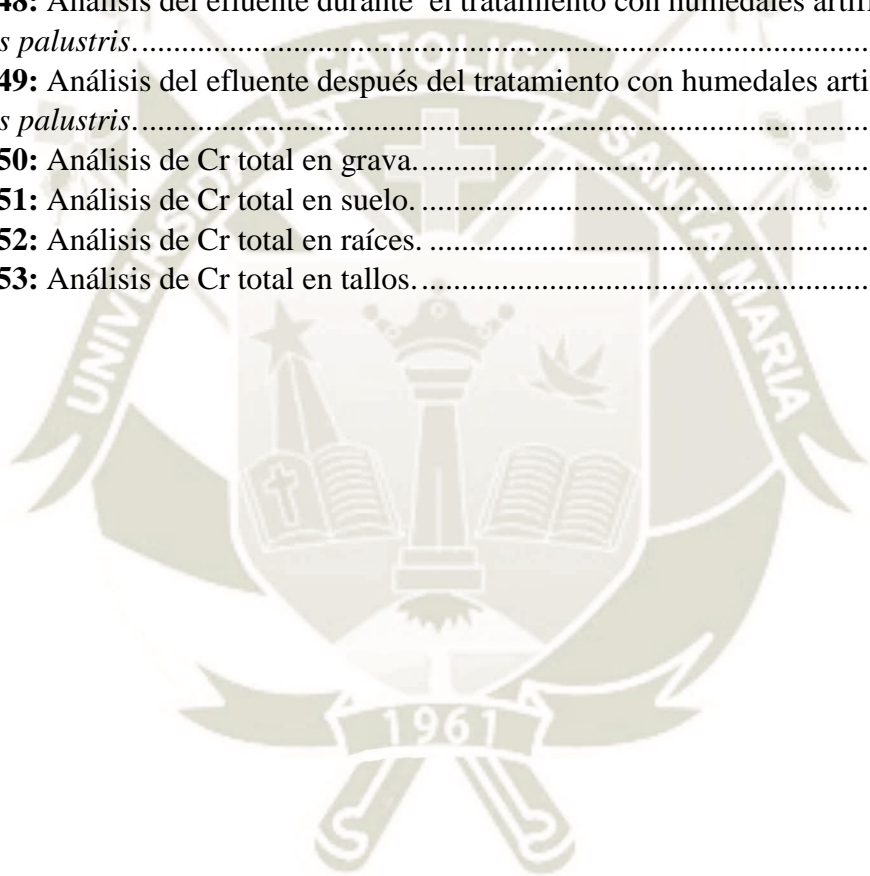
4.4.3 Evaluación de Sulfatos	78
4.4.4 Evaluación de Nitrógeno Amoniacal	81
4.4.5 Evaluación de pH	84
4.4.6 Evaluación de DBO ₅	87
4.4.7 Evaluación de DQO	90
4.5 DISTRIBUCIÓN DEL CROMO TOTAL DENTRO DE UN AMBIENTE DE HUMEDAL	93
CONCLUSIONES	98
RECOMENDACIONES	100
BIBLIOGRAFÍA	101
ANEXOS	113
ANEXO N°1: Información complementaria del proyecto.	113
ANEXO N°2: Promedios y desviaciones estándar de la concentración de Cr total, Cr VI, sulfatos, nitrógeno amoniacal, pH, DBO ₅ y DQO residual presente durante y después del tratamiento con humedales.	119
ANEXO N°3: Prueba estadística de ANOVA de medidas repetidas para los parámetros Cr total, Cr VI, sulfatos, nitrógeno amoniacal, pH, DBO ₅ y DQO.....	123
ANEXO N°4: Balance de Materia y distribución en % de Cr Total en los humedales artificiales ensayados con agua residual tratada de curtiembre al 25%, 50% y 75%.	127
ANEXO N°5: Análisis de la caracterización de los efluentes crudos de curtido, pelambre, desencalado y después del tratamiento primario fisicoquímico.	130
ANEXO N°6: Análisis del efluente después del tratamiento con humedales artificiales con <i>Chenopodium álbum</i>	132
ANEXO N°7: Análisis del efluente durante y después del tratamiento con humedales artificiales con <i>Eleocharis palustris</i>	133
ANEXO N°8: Análisis de la concentración de Cr total en los componentes del humedal artificial.	136

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla N°1: Operacionalización de variables e indicadores	7
Tabla N°2: Límites Máximos Permisibles para el sector curtiembre.....	21
Tabla N°3: Valores Máximos Admisibles de las descargas de aguas residuales No domésticas	22
Tabla N°4: ECA - Categoría 3: Riego de vegetales y bebida de animales.	23
Tabla N°5: Ventajas y desventajas de un sistema de humedal artificial de flujo subsuperficial.....	31
Tabla N°6: Metodología empleada por el laboratorio LAS para el análisis de la muestra.	47
Tabla N°7: Metodología empleada para el análisis de cromo total en los componentes del humedal.	59
Tabla N°8: Resultados de la caracterización de los tipos de efluentes según los parámetros del VMA.....	62
Tabla N°9: Resultados del tratamiento primario en comparación con el VMA y ECA.	66
Tabla N°10: Resultados del ensayo realizado con <i>Chenopodium álbum</i>	70
Tabla N°11: Evaluación y comparación del Porcentaje de Remoción de Cromo Total después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales del PIRS- Arequipa.....	74
Tabla N°12: Evaluación y comparación del Porcentaje de Remoción de Cromo VI después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales del PIRS-Arequipa.	77
Tabla N°13: Evaluación y comparación del Porcentaje de Remoción de Sulfatos después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales del PIRS-Arequipa.	80
Tabla N°14: Evaluación y comparación del Porcentaje de Remoción de nitrógeno amoniacal después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales del PIRS- Arequipa.	83
Tabla N°15: Evaluación y comparación de Porcentaje de Remoción de pH después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales del PIRS-Arequipa.	86
Tabla N°16: Evaluación y comparación del Porcentaje de Remoción de DBO5 después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales del PIRS-Arequipa.	89
Tabla N°17: Evaluación y comparación del Porcentaje de Remoción de DQO después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales del PIRS-Arequipa.	92
Tabla N°18: Concentración de Cromo Total analizada en cada uno de los componentes de los humedales artificiales a diferentes concentraciones (25%, 50% y 75%).	93
Tabla N°19: Datos Generales y Ubicación del Proyecto.	113
Tabla N°20: Coordenadas de Ubicación del proyecto UTM - Datum WGS 84	114
Tabla N°21: Cantidad de insumos químicos utilizados en la producción.	115
Tabla N°22: Volumen de efluentes y/o residuos líquidos de la Curtiembre CUR LIB S.A.C.	116
Tabla N°23: Consumo de Servicios Básicos de la Curtiembre CUR LIB S.A.C.	116
Tabla N°24: Composición del sustrato de germinación.....	118

Tabla N°25: Evaluación de Cromo Total residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.	119
Tabla N°26: Evaluación de Cromo VI residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.	120
Tabla N°27: Evaluación y comparación del Porcentaje de Remoción de Sulfatos después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales del PIRS-Arequipa.	120
Tabla N°28: Evaluación de nitrógeno amoniacal residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.	121
Tabla N°29: Evaluación de pH después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.	121
Tabla N°30: Evaluación de DBO ₅ residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.	122
Tabla N°31: Evaluación de DQO residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.	122
Tabla N°32: Comparación según el tiempo de evaluación de la concentración de cromo total residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.	123
Tabla N°33: Comparación según el tiempo de evaluación de la concentración de Cr VI residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.	124
Tabla N°34: Comparación según el tiempo de evaluación de la concentración de sulfatos residuales después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.	124
Tabla N°35: Comparación según el tiempo de evaluación de la concentración de nitrógeno amoniacal residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.	125
Tabla N°36: Comparación según el tiempo de evaluación de la concentración de pH después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.	125
Tabla N°37: Comparación según el tiempo de evaluación de la concentración de DBO ₅ residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.	126
Tabla N°38: Comparación según el tiempo de evaluación de la concentración de DQO residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.	126
Tabla N°39: Balance de Materia y distribución en % de Cr Total en el humedal ensayado con agua residual de curtiembre al 25%.	127
Tabla N°40: Balance de Materia y distribución en % de Cr Total en el humedal ensayado con agua residual de curtiembre al 50%.	128

Tabla N°41: Balance de Materia y distribución en % de Cr Total en el humedal ensayado con agua residual de curtiembre al 75%.....	129
Tabla N°42: Análisis del agua residual de curtido.....	130
Tabla N°43: Análisis del agua residual de pelambre	130
Tabla N°44: Análisis del agua residual de desencalado.....	131
Tabla N°45: Análisis del agua residual después del tratamiento primario.....	131
Tabla N°46: Análisis del efluente después del tratamiento con humedales <i>Chenopodium álbum</i>	132
Tabla N°47: Análisis del efluente durante el tratamiento con humedales artificiales día 1 <i>Eleocharis palustris</i>	133
Tabla N°48: Análisis del efluente durante el tratamiento con humedales artificiales día 2 <i>Eleocharis palustris</i>	134
Tabla N°49: Análisis del efluente después del tratamiento con humedales artificiales día 4 <i>Eleocharis palustris</i>	135
Tabla N°50: Análisis de Cr total en grava.....	136
Tabla N°51: Análisis de Cr total en suelo.....	137
Tabla N°52: Análisis de Cr total en raíces.....	138
Tabla N°53: Análisis de Cr total en tallos.....	139



ÍNDICE DE GRÁFICOS

Gráfico N°1: Comportamiento biogeoquímico del Cr en el sistema suelo-planta.	17
Gráfico N°2: Diagrama de pe vs pH de los sistemas acuosos y del cromo.	18
Gráfico N°3: Humedal de flujo superficial.	28
Gráfico N°4: Humedal de flujo Sub Superficial.	30
Gráfico N°5: Diagrama de flujo de los procesos y operaciones para el tratamiento físico-químico de las aguas residuales de curtiembre.	49
Gráfico N°6: Fotografía del precipitado de Cr.	50
Gráfico N°7: Fotografía del proceso de oxidación de sulfuros.	51
Gráfico N°8: Fotografía del potenciómetro en el proceso de neutralización.	52
Gráfico N°9: Fotografía del ensayo jarras a 20 ml, 15ml, 10 ml y 5ml de Al ₂ O ₃	53
Gráfico N°10: Esquema de la configuración del sistema de humedales.	54
Gráfico N°11: Fotografía de la estructura interna de las unidades de los humedales.	55
Gráfico N°12: Esquema de la estructura y composición de la unidad del sistema de humedales artificiales.	55
Gráfico N°13: Fotografía del sistema de <i>Chenopodium álbum</i> con 96 plántulas por unidad. .	56
Gráfico N°14: Esquema de la localización de Puntos de Muestreo en una Área rectangular de contaminación.	58
Gráfico N°15: Esquema de la partición para la toma de muestras.	59
Gráfico N°16: Fotografía del agua residual del proceso de curtido.	60
Gráfico N°17: Fotografía del agua residual del proceso de pelambre.	61
Gráfico N°18: Fotografía del agua residual del proceso de desencalado.	61
Gráfico N°19: Fotografía del agua residual con tratamiento primario.	65
Gráfico N°20: Deterioro paulatino de <i>Chenopodium album</i> durante el ensayo.	69
Gráfico N°21: Fotografía de las condiciones de <i>Eleocharis palustris</i> después del ensayo.	71
Gráfico N°22: Evaluación de Cromo Total residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa. .	72
Gráfico N°23: Prueba de especificidad de Tukey, hasta los 4 días de evaluación para Cr Total.	73
Gráfico N°24: Evaluación de Cromo VI residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa. .	75
Gráfico N°25: Prueba de especificidad de Tukey, hasta los 4 días de evaluación para Cr VI. .	76
Gráfico N°26: Evaluación de Sulfatos residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa. .	78
Gráfico N°27: Prueba de especificidad de Tukey hasta los 4 días de evaluación para sulfatos.	79
Gráfico N°28: Evaluación de nitrógeno amoniacal residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.	81
Gráfico N°29: Prueba de especificidad de Tukey, hasta los 4 días de evaluación para nitrógeno amoniacal	82

Gráfico N°30: Evaluación de pH durante y después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.....	84
Gráfico N°31: Prueba de especificidad de Tukey, hasta los 4 días de evaluación para pH.	85
Gráfico N°32: Evaluación de DBO5 residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa. .	87
Gráfico N°33: Prueba de especificidad de Tukey, hasta los 4 días de evaluación para DBO5.	88
Gráfico N°34: Evaluación de DQO residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa. .	90
Gráfico N°35: Prueba de especificidad de Tukey, hasta los 4 días de evaluación para DQO. .	91
Gráfico N°36: Distribución del Cr total en el humedal ensayado al 25%.....	94
Gráfico N°37: Distribución del Cr total en el humedal ensayado al 50%.....	95
Gráfico N°38: Distribución del Cr total en el humedal ensayado al 75%.....	96
Gráfico N°39: Diagrama de Flujo de Proceso Productivo de la Curtiembre CUR LIB S.A.C.	¡Error! Marcador no definido.117



CAPITULO I

PLANTEAMIENTO TEÓRICO

1.1 ANTECEDENTES

El problema de la contaminación ambiental por la industria del curtido de pieles es de hacía varias décadas atrás. Inicialmente las curtiembres se ubicaban en las riberas del río Chili, que recibía todas sus descargas. Ante este problema las curtiembres fueron reubicadas en el Parque Industrial Río Seco hace aproximadamente 33 años. El compromiso del Gobierno Regional fue construir seis lagunas de oxidación y una planta de tratamiento con el dinero obtenido de la venta de terrenos. Pero nada de eso ocurrió. El gobierno regional de Arequipa sólo construyó dos lagunas completas impermeabilizadas y los industriales no cumplieron con sus pagos (GRA, 2015).

En Río Seco sólo había una laguna de oxidación terminada, su capacidad, de casi 28 mil metros cúbicos de agua, está al tope de su capacidad, la laguna ha estado al borde del colapso en más de una ocasión. Como era la única, las aguas fueron derivadas hacia la quebrada de Añashuayco, dañando seriamente la cantera más importante de sillar de Arequipa. Se empezó con descargas de 4 a 5 litros por segundo y llegó a descargarse hasta 30 litros por segundo. Por estas condiciones, la OEFA amenazó con denunciar al Gobierno Regional y a las empresas del Parque Industrial Río Seco. Ante ello se ha acondicionado una segunda laguna por donde se están derivando estas aguas negras. Pero esta laguna no ha sido culminada y tampoco podrá resistir mucho. No obstante, sólo sirven como depósitos de aguas negras, pues no hay tratamiento. El parque de Río Seco usa el agua de regadío del canal de Zamácola a costo muy bajo (Zevallos, 2014).

Dado que la situación actual es alarmante OEFA ha tomado medidas correctivas, una de las cuales es que si no se tratan las aguas residuales de su producción hasta Julio del 2017, las curtiembres serán cerradas según lo dispone la Ley 30230 del Ministerio del Ambiente. Es por eso que la Asociación de Pequeñas y Microempresarios de Curtiembres y derivados de Arequipa

(ASPEMYCUR-AQP), que comprenden 69 socios, concursó y ganó un presupuesto de 270 mil soles del programa Innóvate Perú del Ministerio de la Producción para investigación, tratar sus efluentes y desechos sólidos.

El Proyecto empezó en Julio del 2015 y consistió en la implementación de una planta de tratamiento de aguas residuales industriales en las instalaciones de uno de los socios. La cual está diseñada para tratar 25 m³ cada 10 h de efluente, que es el agua residual proveniente de producir 800 cueros al mes. Una curtiembre de este tamaño utiliza en promedio 20 m³ de agua cada 2 horas. La planta de tratamiento de aguas residuales fue diseñada para operar en base a métodos físico-químicos y biológicos (PRODUCE, 2015). El tratamiento biológico planteado fue humedales artificiales donde surgió la necesidad de la presente investigación.

En la Universidad Católica de Santa María se han investigado tratamientos biológicos para la remediación del Cr VI y Cr III de los efluentes de curtido. investigaron la Factibilidad de Biosorción de Cr III y VI en Aguas Residuales Industriales contaminadas utilizando microflora nativa aislada y caracterizada en su hábitat proveniente del PIRS, determinaron la degradación de Cr III y VI, siendo los microorganismos de mejor desempeño el *Streptococcus* y *Corynebacterium aquaticus*, los cuales lograron depurar un 44.42% y 40.47% respectivamente del Cr VI en solución en 3 días, mientras para el Cr III se logró obtener una depuración mayor al 65% para todos los microorganismos. Estos microorganismos fueron usados para simular una laguna de oxidación del PIRS empleando 30L de agua residual donde se obtuvieron mejores porcentajes de remoción (Prado & Ruiz de Somocurio, 2013).

Los humedales artificiales son métodos de tratamiento de aguas residuales rentables y respetuosos con el medio ambiente, por lo que pueden utilizarse como un método de tratamiento alternativo en los países en desarrollo (Kadlec et al., 2000). A nivel Internacional se han desarrollado numerosas investigaciones sobre el tratamiento de efluentes de curtiembre con humedales artificiales, algunas con muestras sintéticas exclusivamente para cromo, otras con efluentes reales complejos, mostrando resultados favorables; también se han evaluado

diferentes especies vegetales y diferentes tipos de humedal según su flujo, siendo el humedal horizontal de flujo sub-superficial el que mejores resultados posee (Papaevangelou et al., 2017).

También se investigó la eficacia de fitorremediación de especies de plantas de humedal seleccionadas en humedales construidos con flujo subsuperficial (FSS) que reciben aguas residuales de curtiduría. En cuatro unidades piloto se plantaron con *C. alternifolius*, *T. domingensis*, *P. Karaka* y *B. aethiopium* y una quinta unidad se dejó sin tratar (control). El rendimiento del tratamiento de los sistemas para Cr total, DQO, DBO₅ y nutrientes en un THR de 5 días. El análisis de aguas residuales mostró que el Cr en el efluente se redujo a una tasa de 99.3% de 40 mg/L la DQO se redujo en un 56-80% para una carga orgánica de entrada que varió entre 2202 y 8100 mg/L y la DBO₅ se redujo en un 66-77% para una carga de entrada orgánica que varió entre 650 y 1950 mg/L. La eliminación de nitratos oscila entre 30% y 57% y la eliminación de nitrógeno amoniacal varía de 53% a 82%. *P. karake* y *B. aethiopium* fueron las plantas que se establecieron con éxito y mostraron una mayor DBO₅, DQO y eliminación de nutrientes. El análisis de la planta mostró que las raíces acumulan Cr significativamente más alto en todas las especies de plantas en comparación con los brotes. Las raíces de *T. domingensis* mostraron una alta capacidad de acumulación de Cr por gramo de peso seco (1848 mg/Kg DW) seguido por *C. alteroifolius* (1472 mg/Kg DW), *B. aethiopium* (180.9 mg/Kg DW) y *P. karaka* (62.24 mg/Kg DW) y *B. aethiopium* y *P. karaka* muestran un mayor factor de translocación de Cr (Alemu, 2010).

1.2 FORMULACIÓN DEL PROBLEMA

La contaminación por metales pesados constituye uno de los problemas ambientales más graves en todo el mundo. El uso extensivo de Cr en varias actividades industriales, ha llevado a la contaminación de los suelos y de las aguas superficiales y subterráneas. El cromo hexavalente, Cr VI, es uno de los metales pesados más peligrosos que contaminan los recursos hídricos ya que tiene un largo tiempo de residencia en el agua (Harrison, 2003).

En Arequipa las curtiembres del PIRS producen residuos líquidos y sólidos, dentro de los cuales se encuentran residuos orgánicos como grasas, y proteínas solubles liberadas por los

cueros que contienen remanentes químicos de los productos utilizados, tales como: sulfuros, sulfatos, nitrógeno amoniacal, cloruros y principalmente cromo. Estos efluentes son vertidos a dos lagunas de oxidación con capacidad de 28 mil m³ de efluente. Pero estas lagunas ahora solo sirven de estanque ya que se colmataron rápidamente y el agua residual es vertida al medio ambiente sin ningún tratamiento, originando un gran impacto por contaminación (agua, suelo y aire), que repercute en la salud humana y en cultivos de zonas aledañas, cuyos productos cosechados están contaminados con concentraciones elevadas de materia orgánica y metales pesados como el cromo. El asentamiento humano Señor del Gran Poder es una invasión en la segunda etapa del PIRS, casi tiene 10 años de antigüedad, cuenta con servicios de agua y electricidad; pero el lugar es un área pestilente donde viven aproximadamente de 300 familias, cercadas por elementos tóxicos y cancerígenos entre ellos el cromo VI (Lazo, 2017).

El PIRS tiene más de 30 años, cerca de 200 hectáreas y está dividido en tres etapas. En la primera etapa, la mayor presencia es de dos asociaciones de pequeñas y microempresas de curtiembre las cuales en su totalidad no tratan sus efluentes y las grandes empresas del curtido que han contratado a empresas extranjeras para tratar sus efluentes. Una pequeña curtiembre por lote de cuero (200 a 400 cueros) a tratar puede emitir entre 7 a 14 m³ de efluente que son dirigidos a las lagunas de oxidación vertidos en el punto con condenadas Universal Transversal de Mercator UTM: 232763 – 8189559 (FCISA, 2017).

La Curtiembre CUR LIB S.A.C donde se realizó la investigación por transformar 1 500 Kg de cuero bovino que equivale a 60 cueros aproximadamente requiere 327.3 Kg de insumos químicos como se detalla en la Tabla N°21 del Anexo N°1 y mensualmente produce 400 unidades de cuero y 200 unidades de gamuza. La producción mensual genera 250 m³ de aguas residuales industriales que no son tratadas como se muestra en la Tabla N°22 del Anexo N°1 y las fuentes de suministro de agua y servicios básicos se detallan en la Tabla N°23 del Anexo N°1 (FCISA, 2017).

El estudio para la determinación de parámetros fisicoquímicos en los efluentes industriales de la Asociación de pequeñas y medianas empresas de curtiembres (ASPEMYCUR) ubicada en el PIRS indicó que el parámetro cromo total es el que más veces supera el LMP (D.S. N° 003-

2002-PRODUCE) en el estudio ya que el resultado más alto fue $2\ 127\ \text{mg}/\text{L}$ cuando el LMP es de $5\ \text{mg}/\text{L}$, por lo tanto el este LMP ha sido superado en 425 veces y los valores de DQO llegan hasta $44\ 352\ \text{mg}\ \text{O}_2/\text{L}$ superando en 17.7 veces el LMP y los valores de DBO_5 llegan hasta $11\ 250\ \text{mg}/\text{L}$ superando en 11 veces el LMP, estos parámetros están asociados principalmente a la presencia del pelo, las proteínas y sus productos de degradación así como también a los tenso activos de los cuales es responsable 80% el proceso de pelambre. Además los parámetros de pH, aceites y grasas, DBO_5 , DQO, SST, cromo total y nitrógeno amoniacal están sobre la norma para efluentes de curtiembre y Valores Máximos Admisibles para efluentes no domésticos (Zevallos, 2014).

Muchas industrias, en los países en vías de desarrollo, no pueden permitirse los costos de inversión en las tecnologías de remediación de la contaminación, debido a su bajo margen de beneficio. El sector industrial de la región es ahora el sector de más rápido crecimiento, y si este crecimiento no va acompañado de las tecnologías de tratamiento adecuadas, tendrá efectos adversos sobre el ambiente y la salud pública. Por lo tanto el desafío es desarrollar una tecnología confiable y apropiada que esté dentro de las capacidades económicas y tecnológicas del país para satisfacer los requisitos de sostenibilidad ambiental, las industrias y los municipios necesitan emplear procesos eficientes de tratamiento de aguas residuales (CEPAL, 2006).

DEFINICIÓN DEL PROBLEMA:

De acuerdo a lo expuesto anteriormente cabe cuestionarse:

¿La implementación de un sistema de humedales artificiales tendrá buena capacidad para mejorar la calidad de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles en PIRS?

1.3 HIPÓTESIS:

Dado que los humedales artificiales pueden disminuir los contaminantes orgánicos de aguas residuales domésticas y biorremediar metales pesados; se postula que la implementación de humedales artificiales podrá descontaminar el cromo, remanentes de productos químicos y compuestos orgánicos, disminuir la DBO_5 y DQO de forma total o parcial del agua residual industrial de curtiembre.

1.4 OBJETIVOS:

1.4.1 Objetivo General:

Implementar humedales artificiales para la mejora de la calidad de las aguas residuales de la industria del curtido de cuero.

1.4.2 Objetivos Específicos:

- Caracterizar los efluentes crudos de curtido, pelambre y desencalado según los parámetros de VMA.
- Realizar el tratamiento primario fisicoquímico de las aguas residuales de la industria del curtido de cuero.
- Implementar el sistema de humedales artificiales de forma horizontal con flujo sub-superficial con efluentes pre-tratados para seleccionar la especie más adecuada *Eleocharis palustris* o *Chenopodium album*.
- Evaluar la capacidad de los humedales artificiales para mejorar la calidad de las aguas residuales de la industria del curtido de cuero a diferentes concentraciones de contaminantes.
- Analizar la distribución del cromo dentro de un ambiente de humedal.

1.5 VARIABLES DE ESTUDIO:

Las variables de estudio y sus indicadores se detallan en la Tabla N°1.

Tabla N°1: Operacionalización de variables e indicadores

	Variables	Indicadores	Unidades
Independiente	Concentración de la carga	25%	L
	contaminante de la muestra.	50%	L
		75%	L
Independiente	Especie vegetal utilizada en el humedal	<i>Chenopodium álbum</i>	# individuos
		<i>Eleocharis palustris</i>	# individuos
Dependiente	Calidad del agua tratada	Concentración de Cr (III)	mg/L
		Concentración de Cr (VI)	mg/L
		Concentración de Sulfatos	mg/L
		Concentración de Nitrógeno amoniacal	mg/L
		DBO ₅	mg/L
		DQO	mg/L
	pH		

Fuente: Elaboración Propia

1.6 JUSTIFICACIÓN:

Los impactos ambientales de la descarga directa de los efluentes procedentes de la industria del curtido al ambiente son la pérdida de la calidad ambiental (contaminación de suelos, agua y aire), pérdida de los servicios ecosistémicos y deteriora el paisaje. Al implementar un sistema de humedales artificiales mejorará el paisaje y contribuirá a la conservación de los ecosistemas y la biodiversidad. Del mismo modo, las cuales pueden ser destinadas para uso agrícola o pueden ser recirculadas en el mismo proceso, ya que existe un déficit hídrico global y es preciso adquirir una eficiencia en el uso del recurso hídrico por parte de la industria que es uno de los

sectores más demandantes. A la vez el sistema de humedales artificiales no genera lodos ni residuos tóxicos en comparación a los tratamientos físico-químicos (Pérez & Camacho, 2011).

En cuanto a los aspectos sociales y de salud pública las descargas de agua residual de las curtiembres del Parque Industrial Río Seco son dirigidos a dos lagunas de oxidación improvisadas no impermeabilizadas, que colapsan y el efluente contaminante sigue un curso natural atravesando por el Asentamiento Humano Señor del Gran Poder donde los pobladores y animales domésticos (vectores de contaminación) están expuestos a diario a los efectos tóxicos del cromo VI y a malos olores, alterando la calidad de vida de los pobladores. También tiene un impacto negativo en la quebrada de Añashuayco, donde se desarrollan actividades económicas (extracción de sillar) y turísticas (esculturas talladas en sillar), la quebrada está muy contaminada por los efluentes de aguas industriales con altos contenidos de químicos provenientes de las curtiembres ubicadas en el parque industrial de Río Seco, principalmente de cromo y sulfuros de sodio (Trujillo, 2007).

El sistema pasivo de remediación por humedales artificiales es económicamente más rentable debido a que son autónomos, una vez establecidos funcionan por si solos y no requiere uso de energía, tiene bajos costos de operación y mantenimiento, con una vida útil entre 15 y 20 años (Fernández, 2006).

El aporte científico del trabajo de investigación es probar el desempeño de *Chenopodium album* en humedales artificiales (una especie no convencional en humedales) y evaluar por primera vez en el Perú la eficiencia de remoción de contaminantes procedentes de la industria del curtido por medio de humedales artificiales, trabajando con efluentes reales y a condiciones ambientales de Río Seco.

La investigación será el respaldo para que ASPEMYCUR-AQP pueda implementar un humedal artificial como uno de los componentes de la planta de tratamiento de aguas residuales industriales y así cada miembro de la asociación pueda replicar dicha planta de tratamiento en sus instalaciones para cumplir con las disposiciones de la OEFA y Sedapar.

CAPITULO II: MARCO TEÓRICO

2.1 EL PROCESO DE CURTIEMBRE Y CARACTERÍSTICAS DE SU AGUA RESIDUAL

En el Perú las pequeñas empresas de curtiembre poseen un proceso productivo muy variado en cuanto a tipos de productos químicos y la cantidad de los mismos que suministran; lo cual dificulta el tratamiento de las aguas residuales. A continuación se describe el proceso productivo de la empresa CUR LIB S.A.C ubicada en el PIRS – Arequipa y el diagrama de flujo de su proceso productivo se detalla en el Gráfico N°39 del Anexo N°1; de la cual se tomaron las muestras de agua residual para la investigación:

2.1.1 Recepción de Pielés

La materia prima está constituida principalmente por piel vacuna, la cual es conservada con bactericidas o sal común, dependiendo del proveedor luego pasa por un proceso de selección, Finalmente acopiadas hasta que se ingresen como materia prima a la producción (FCISA, 2017).

2.1.2 Remojo

El remojo tiene como objetivo, devolver a las pieles conservadas por deshidratación, las cualidades de suavidad y flexibilidad que poseían. Además, sirve para eliminar restos de sangre, suciedad y bacterias las pieles pasan por un proceso de remojo con agentes desengrasantes, humectantes y bactericidas. En el caso de pieles saladas, el remojo permite también eliminar la sal y rehidratar las fibras de piel, acondicionándolas para la siguiente etapa (FCISA, 2017).

2.1.3 Pelambre

En el pelambre se retiran los pelos de la piel para obtener una superficie lisa y homogénea. En la empresa se usa principalmente sulfuro de sodio (Na_2S) para este propósito. El pH del sistema es ajustado a 12 utilizando $\text{Ca}(\text{OH})_2$ como agente encalante pues el proceso necesita un medio básico para hidrolizar la queratina del pelo y hacer más fácil su remoción. Durante la hidrólisis se exponen nuevos grupos funcionales proteicos que aumentan la reactividad de la

piel y promueven la adsorción de agua. El hinchamiento de las pieles aumenta el espacio entre las fibras de colágeno para que luego otros agentes químicos puedan penetrar en la estructura. De no lograrse una apertura óptima, las fibras se adhieren entre ellas y se obtiene una piel dura y quebradiza. La temperatura del agua es de 28° C (FCISA, 2017).

Los efluentes de pelambre representan un gran peligro para el ambiente y la salud ocupacional pues contienen altas concentraciones de iones sulfuro. A pH ácido, estos pueden protonarse para producir el gas H₂S que, en adición a su fuerte hedor, es sumamente tóxico con una concentración letal 50 (LC₅₀) de 600 ppm por 30 minutos. Asimismo, las proteínas ya degradadas aumentan la carga orgánica de los efluentes, incrementando los valores de DBO₅ y DQO (Rosas, 2013).

2.1.4 Descarnado y dividido

En éste proceso se elimina el tejido subcutáneo (restos de músculos y nervios), las grasas o cualquier otro elemento indeseado, mediante cuchillas. El dividido separa las pieles en flor (parte externa) y descarnado (parte interna) (FCISA, 2017).

2.1.5 Desencalado

Su propósito es eliminar la cal y productos alcalinos del interior del cuero, para evitar posibles interferencias en las etapas posteriores del curtido, para ello se reduce el pH para empezar el proceso de desencalado, donde se agrega sulfato de amonio para extraer los restos de agentes encalantes utilizados previamente. Los agentes desencalantes son sales hidrolizables ácidas que reaccionan con los agentes encalantes, neutralizándolos y formando sales solubles que son arrastradas con el flujo de agua. Asimismo, se añade hidrógenosulfito de sodio para desengrasar las pieles y dar un lavado profundo. Para una adecuada respuesta, se utiliza agua a 38° C (FCISA, 2017).

2.1.6 Purga

Es un proceso enzimático con agentes desengrasantes y humectantes que permite un aflojamiento y ligera peptización de la estructura del colágeno, al mismo tiempo que limpia la piel de restos de proteínas, pelo y grasa que hayan quedado de los procesos anteriores. Su objetivo es eliminar los componentes proteínicos no susceptibles de curtición (FCISA, 2017).

2.1.7 Piquelado

Proceso en el cual se acidifica la piel hasta un pH aproximado de 2.8 con lo cual se la acondiciona para permitir que los agentes curtientes penetren debidamente en su estructura. Para dicha tarea se utiliza H_2SO_4 al 1,2% o en su defecto, ácido fórmico $HCOOH$, así como una cantidad dada de $NaCl$. Este proceso suele durar entre 2 a 3 horas y es seguido por 2 horas adicionales de lavado tras lo cual se mantienen los baños del piquelado para seguir hacia la etapa del curtido. La proporción de $NaCl$ y ácido debe ser la adecuada, pues un exceso de cualquiera de estos insumos puede afectar la calidad del cuero producido. Si el pH baja demasiado, la piel tenderá a hincharse irreversiblemente, mientras que si se usa demasiada sal, la piel se deshidratará y producirá cueros planos y sin llenura (EPA, 2006).

2.1.8 Curtido

En el proceso de curtido se utilizan diferentes agentes curtientes que penetran la estructura para estabilizar las fibras de colágeno. Se pueden usar agentes curtientes minerales o vegetales, aunque la producción mundial de cuero utiliza mayoritariamente las sales minerales a base de cromo sulfato de cromo $Cr_2(SO_4)_3$, sulfato básico de cromo $Cr(OH)SO_4$ u óxido de cromo Cr_2O_3 que hidrolizan en medio acuoso para producir diversas especies dependiendo del pH. Gracias a la estabilización del colágeno, las fibras ya no se adhieren tan estrechamente entre sí con lo que la piel adquiere flexibilidad y mayor suavidad. Asimismo, se vuelve capaz de resistir temperaturas mayores a $80^\circ C$ sin gelatinizarse o descomponerse (FCISA, 2017).

2.1.9 Rebajado

Es la operación mecánica que torna uniforme el grosor del cuero y produce aserrín o viruta de cuero. Se realiza en máquinas denominadas rebajadoras (FCISA, 2017).

2.1.10 Neutralizado

El tiempo promedio que se deja el cuero en reposo después del curtido es de 24 horas, logrando en el cuero una mayor fijación de cromo después de estar curtido el cuero, éste se encuentra en medio ácido (pH= 3.0 – 4.0). Es necesaria la neutralización, para que los productos utilizados en las siguientes etapas penetren despacio y uniformemente al cuero. Ésta operación se inicia dando un lavado al cuero ya rebajado por diferentes factores, como son: darle al cuero la humedad suficiente, eliminar las rebajaduras que pueda contener el cuero, la eliminación de las sales neutras que contiene la piel y sales de cromo no fijadas al cuero. Es una pre-neutralización. Después de efectuar el lavado, el cuero rebajado se trata en el botal con sales alcalinas como formiato y bicarbonato de sodio, y bicarbonato de amonio y agua a 35 °C para continuar separando las sales neutras y preparar al cuero para las fases siguientes: recurtido, teñido y engrase (FCISA, 2017).

2.1.11 Teñido

Es la operación cuyo objeto es dar un color determinado al cuero. Se emplea colorantes sintéticos ácidos y básicos además se utiliza ácido fórmico y agua con 20 – 65°C de temperatura (FCISA, 2017).

2.1.12 Engrase

El cuero obtenido es duro, con muy poca flexibilidad y nada agradable al tacto por ello es necesario engrasarlo para recuperar tales propiedades. El engrase es el último proceso en fase acuosa en la fabricación del cuero y precede al secado. Junto a los trabajos de ribera y de curtición es el proceso que sigue en importancia, influenciando las propiedades físicas y químicas del cuero.

Si el cuero se seca después del curtido se hace duro porque las fibras se han deshidratado y se han unido entre sí, formando una sustancia compacta. A través del engrase se incorporan sustancias grasas en los espacios entre las fibras, dónde son fijadas, para obtener entonces un cuero más suave y flexible. Para ello se utilizan grasas sintéticas y naturales con agua a 65°C. Éste proceso exige un determinado control para obtener partidas uniformes (FCISA, 2017).

2.2 LA FUENTE DE CROMO EN AGUAS RESIDUALES DE CURTIEMBRE

Las aguas residuales de curtiduría se caracterizan por ser fuertemente alcalinas con un alto contenido de sal, una de las cuales es el cromo (Bajza & Vreck, 2001). La práctica actual de curtido al cromo solo toma del 50 al 60% de cromo aplicado en el cuero y el resto se descarga como residuo. Este cromo fue producido a partir de la operación de curtido. Dos formas de cromo asociadas a la industria del curtido son trivalentes y hexavalentes (Rajamanickam, 2000).

El cromo trivalente se encuentra principalmente en los desechos del proceso de curtido al cromo; ocurre como parte del sistema de curtido y recurtido. Este cromo se descarga de procesos en forma soluble; sin embargo, cuando se mezcla con aguas residuales de curtiduría de otros procesos, si hay proteínas presentes, la reacción es muy rápida. Se forman precipitados, principalmente proteína-cromo, que se suman a la generación de lodo. Es poco probable que los efluentes de curtiduría contengan cromo hexavalente. Los dicromatos son tóxicos para la vida de los peces ya que penetran rápidamente en las paredes celulares. Se absorben principalmente a través de las branquias y el efecto es acumulativo (Perk, 2006).

2.3 QUÍMICA DEL CROMO

El Cromo (Cr) con número atómico 24, peso molecular 51.1 y densidad 7.19 g/cm³ es un metal duro de color plateado. Cromo es el 7th elemento más abundante (Nriagu, 1988), y 21st metal más abundante en la corteza terrestre (Sinha et al., 2005). El Cromo tiene una compleja química electrónica respecto a sus valencias y un alto potencial para convertir fácilmente de un estado de oxidación a otro (Prado et al., 2016). El cromo tiene diferentes estados de oxidación (-2 hasta +6), pero el cromo hexavalente Cr VI y el cromo trivalente Cr III son los más comunes y estables en la naturaleza. Ambas formas Cr III y Cr VI tienen diferente química, diferentes características epidemiológicas y toxicológicas; están regulados por separado según Environmental Protection Agency (EPA) (Ashraf et al., 2017).

2.4 IMPACTOS AMBIENTALES DEL CROMO

La contaminación de Cr ha ganado sustancial consideración en todo el mundo debido a sus altos niveles en el agua y suelo proveniente de numerosas actividades naturales y antropogénicas (Ashraf et al., 2017). El cromo se acumula en suelos contaminados de cultivos,

e imparte severos riesgos para la salud en humanos a través de la contaminación de la cadena alimentaria (Ahmed et al., 2016).

Las dos especies Cr III y Cr VI difieren en gran medida con respecto a su sorción y biodisponibilidad en el suelo, absorción y translocación a partes aéreas y toxicidad en el interior de las plantas (Amin & Kassem, 2012; Choppala et al., 2010; Elzinga & Cirimo, 2010). La transferencia suelo-planta de Cr es controlada por numerosos factores relacionados con la fisiología de la planta (tipo de planta, tipo y tasa de segregación de la raíz, área superficial de la raíz y transpiración) y propiedades del suelo (textura, pH, capacidad de intercambio catiónico) (Banks et al., 2006; Santos & Rodriguez, 2012; Zeng et al., 2011). En la mayoría de plantas Cr es pobremente translocado hacia las partes aéreas de las plantas y es principalmente retenido en los tejidos de las raíces (Jaison & Muthukumar, 2016). Sin embargo plantas hiperacumuladoras de Cr pueden captar y translocar altos niveles de cromo en los tejidos de los brotes (Oliveira et al., 2016).

El cromo también es tóxico para las plantas agronómicas en aproximadamente 5 a 100 $\mu\text{g}/\text{g}$ de Cr disponible en el suelo (Perk, 2006). Las plantas absorben Cr VI mejor que Cr III; Mientras que el Cr VI es más tóxico, Los estudios de crecimiento de plantas de cultivos en solución con bajos niveles de Cr han indicado que el cromo no es un componente esencial de la nutrición de las plantas. Aunque algunos cultivos no se ven afectados por la baja concentración de Cr, es tóxico a alta concentración o puede reducir el rendimiento de la planta (Kirkby & Romheld, 2007). Se observó que los cultivos podían tolerar niveles de Cr de hasta 5 mg/L y una reducción del rendimiento de 75%. Una mayor aplicación de cromo a los medios de cultivo del suelo de la planta tuvo efectos de mala calidad y pobre crecimiento de las plántulas (Mehari, 2006).

Las concentraciones de cromo en agua natural que no ha sido afectada por la eliminación de desechos varía normalmente entre 0,1-0,6 $\mu\text{g}/\text{mL}$ (Perk, 2006). La norma de la Organización Mundial de la Salud (OMS) para la cantidad aceptable de cromo en el agua potable es de 0.05 mg/L y 0.2 mg/L en agua de río. La norma EPA para la cantidad aceptable de cromo en

efluentes de aguas residuales industriales es de 2 mg/L . La ingesta diaria promedio es de $50 - 200 \text{ } \mu\text{g/día}$ de Cr III es segura y adecuada para adultos (García, 2006).

2.4.1 Cromo en plantas

El cromo no tiene algún rol biológico conocido en la fisiología y metabolismo bioquímico de las plantas (Reale et al., 2016). Excesivos niveles de cromo en los tejidos de las plantas pueden provocar numerosos efectos tóxicos fisiológicos, morfológicos y bioquímicos (Kamran et al., 2016; UdDin et al., 2015). La toxicidad del metal es atribuida a un complejo sistema de interacción del metal con procesos genéticos, rutas metabólicas de macromoléculas (Eleftheriou et al., 2014; Kumari et al., 2016; Santos & Rodriguez, 2012). La toxicidad del Cromo se manifiesta en la reducción del crecimiento, causa modificaciones ultra estructurales en la membrana celular y cloroplastos, similar aspecto a clorosis en las hojas, daño en las células de la raíz, reduce el contenido del pigmento, disturbios en la relación de agua y nutrición de minerales y altera la actividad enzimática (Ali et al., 2015; Farooq et al., 2016; Reale et al., 2016).

Altos niveles de Cr en plantas también induce cambios fisiológicos y morfológicos de las plantas debido a una mayor generación de especies reactivas del oxígeno (ROS) (Eleftheriou et al., 2014; Gill et al., 2012; Islam et al., 2014). ROS, cuando son generadas en altos niveles, pueden provocar muerte celular debido a que el proceso oxidativo es como una mutilación de ácido desoxirribonucleico (ADN) y ácido ribonucleico (ARN) como se muestra en la Gráfica N°1, inhibición de enzimas, peroxidación de lípidos y oxidación de proteínas (Shahid et al. 2015a). Numerosos estudios reportan que la toxicidad del cromo suprime la función y regulación de varias proteínas (Dotaniya et al., 2014) y causa aberraciones cromosómicas en los tejidos de las plantas (Kranter & Colville, 2011). Para hacer frente a altos niveles de ROS producidos bajo estrés biótico y abiótico, las plantas desarrollan numerosas estrategias complejas adaptativas, incluye quelación por moléculas orgánicas seguida de secuestro dentro de vacuolas (Prado et al., 2016; Shahid et al., 2015b). Las plantas además poseen un mecanismo secundario de producción de enzimas antioxidantes para limpiar los ROS generadas por la toxicidad del cromo., Por lo tanto, es muy importante comprender la biogeoquímica del Cr en

el ambiente suelo-planta, y los impactos que los altos niveles de Cr perdurarán en el ecosistema (Pourrut et al., 2011; Yadav et al., 2010).

2.4.2 Cromo en el suelo

Cromo mayormente existe en varios estados de valencia, varía del 0 al VI, pero el cromo trivalente Cr III y hexavalente Cr VI son más estables y predominan en la naturaleza (Elzinga & Cirimo, 2010). Cr III mayormente está como cationes, mientras que el Cr VI generalmente ocurre como oxianiones de cromato (HCrO_4^-), dicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) y cromato (CrO_4^{2-}) iones (Shadreck, 2013). Los estados transicionales: Cr II, Cr IV, Cr V son usualmente productos inestables durante el proceso de oxidación y reducción del Cr III al Cr IV (Metze et al., 2005; Santos & Rodríguez, 2012).

Hoy en día, la especiación del Cr se considera un tema de gran importancia, debido a las altas variaciones en el comportamiento biogeoquímico de sus diferentes especies químicas (Markiewicz et al., 2015; Shahid et al., 2014; Shahid et al., 2012), y la alta movilidad que tiene en el suelo como se muestra en el Gráfico N°1.

El Cr VI es altamente reactivo con otros elementos, lo que lo hace más tóxico que el Cr III (Amin & Kassem, 2012; Elzinga & Cirimo, 2010; Landrot et al., 2012). La toxicidad del Cr VI ha sido observada en suelos incluso a niveles muy bajos $< 1 \text{ mg Kg}^{-1} \text{ Cr VI}$ (Martí et al., 2013). Por el contrario, Cr III es menos tóxico y menos móvil porque precipita fácilmente a valores de pH naturales. Por lo tanto, la especiación del Cr debe precisarse para estimar el potencial riesgo ecológico por Cr (Shahid et al., 2015b).

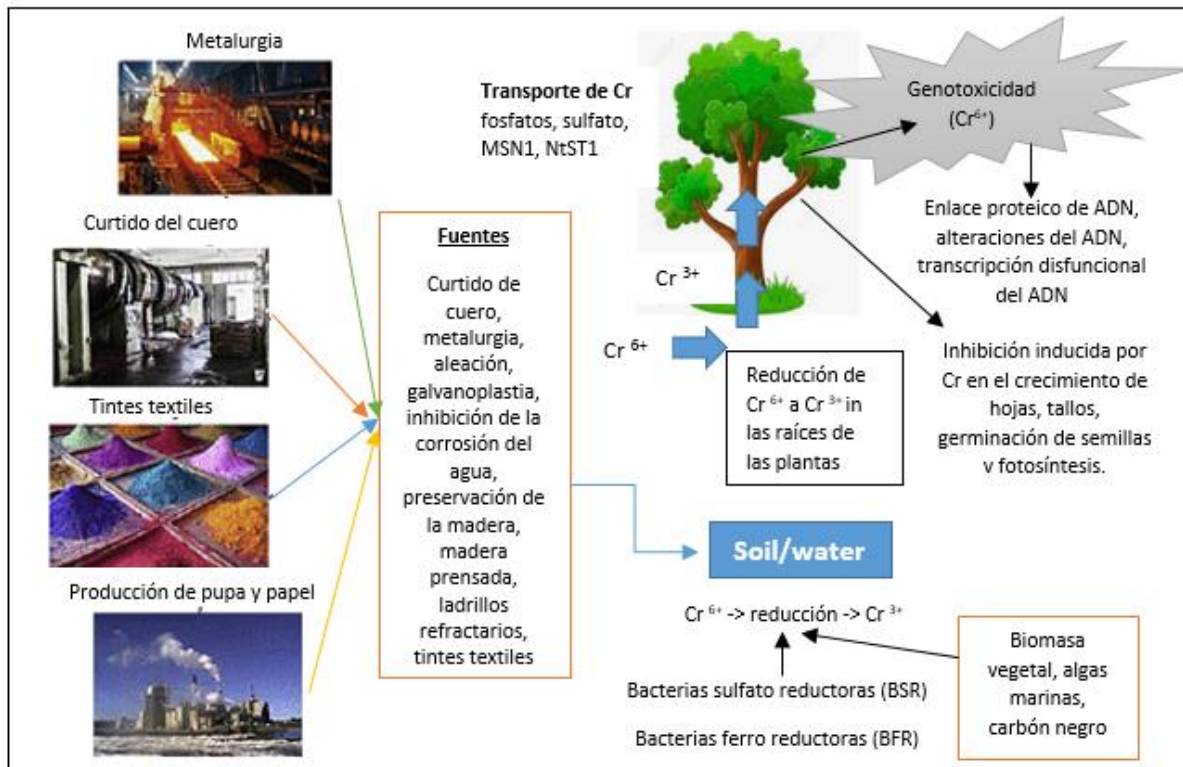


Gráfico N°1: Comportamiento biogeoquímico del Cr en el sistema suelo-plantas.

Fuente: (Muhammad, 2017)

Ambas especies químicas coexisten en el ambiente. Los procesos de oxidación/reducción del Cr VI y Cr III son termodinámicamente espontáneos, y pueden tener lugar simultáneamente. El cromo añadido al suelo por diferentes recursos se someterá a procesos de oxidación y reducción para producir ambas especies Cr III y Cr VI. En general, la perturbación del equilibrio químico entre especie específica depende en gran medida de diversas reacciones químicas que puede causar conversiones de Cr en suelos como hidrólisis y oxidación (Muhammad, 2017).

En el suelo las reacciones redox afectan principalmente al O, N, Fe, Mn, S, C y en el caso de los suelos contaminados, puede afectar al Se y Cr. El agente reductor más importante del suelo es la materia orgánica, en suelos bien aireados el oxígeno actúa como el aceptor de electrones más fuerte, seguido de metales como el hierro y el cromo. El potencial redox del suelo afecta el tipo de especies de metales en la solución del suelo alterando su solubilidad (Kabata-Pendias, 2000).

En el Gráfico N°2 muestra el diagrama pe-ph para el cromo está dentro del campo de estabilidad de un sistema acuoso y depende del potencial redox, del pH y de la composición del suelo. Estos cambios principalmente son transformaciones de los óxidos e hidróxidos de cromo en el suelo (Lindsay,1979).

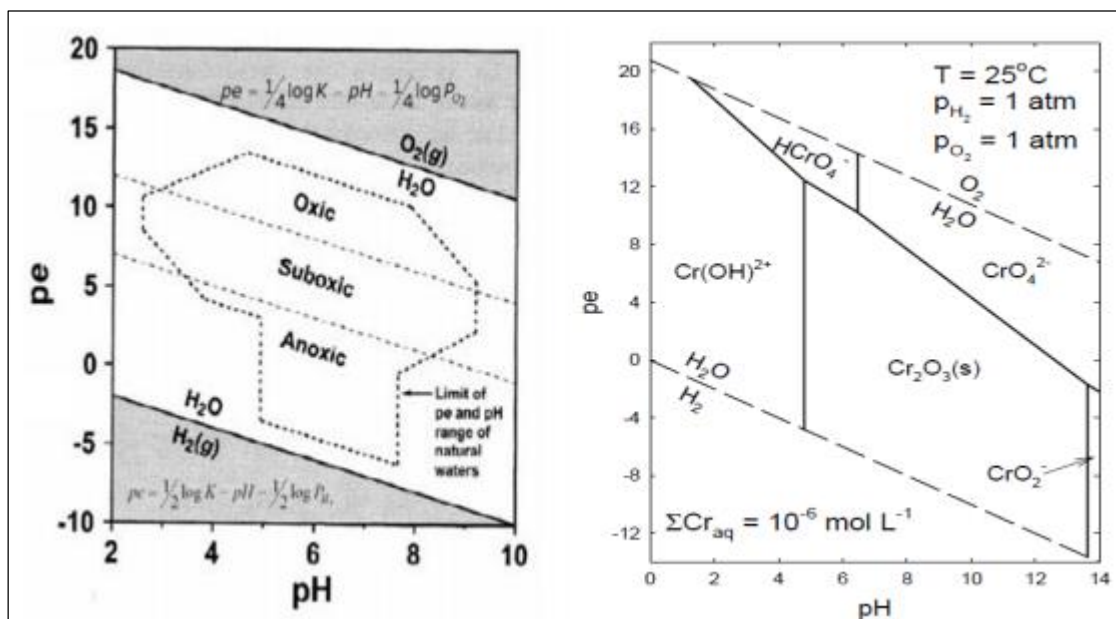


Gráfico N°2: Diagrama de pe vs pH de los sistemas acuosos y del cromo.

Fuente (Lindsay, 1979).

2.4.3 Toxicidad del Cromo

El cromo es uno de los 18 principales contaminantes peligrosos del aire, está entre los 33 tóxicos del aire urbano y ha sido clasificado como el séptimo entre las 20 principales sustancias peligrosas por la Agencia de Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades (Oh at el., 2007). El cromo es categorizado como número 1 carcinógeno de acuerdo a la Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (IARC, 2012). Por lo tanto, este metal requiere una comprensión detallada y monitoreo en el ambiente, especialmente en el sistema de suelo-planta.

El Cr III es necesario para el metabolismo de lípidos y azúcares (Bai et al., 2015), es un elemento traza esencial para la salud de humanos y animales (Eskin, 2016; Prasad, 2013), sin embargo, no es requerido por las plantas (Shanker et al., 2005). La ingestión de pequeñas cantidades de Cr III y Cr VI generalmente es dañina, sin embargo, la ingestión por encima de los niveles recomendados durante largos períodos de tiempo puede resultar en efectos adversos

para la salud, incluyendo irritación gastrointestinal, úlceras estomacales, infección del tracto respiratorio, tos severa, fiebre y pérdida de la vista. El cáncer de pulmón y la insuficiencia renal fueron las causas de muerte reportadas en muchos casos (Perk, 2006).

El contacto con la piel puede resultar en envenenamiento sistémico, daños o incluso quemaduras graves, también interfiere en la cicatrización de cortes o raspones que, si no se tratan adecuadamente, pueden provocar ulceración y alergias crónicas severas. La exposición ocular puede causar daños permanentes. En general, Cr VI es más tóxico, más soluble, más móvil y por lo tanto absorbido en las células más fácilmente que Cr III. El Cr VI puede reemplazar a otros metales en sistemas biológicos con efectos tóxicos y su acumulación en toda la cadena alimenticia conduce a graves problemas ecológicos y de salud (Soto et al., 2010).

2.5 MARCO LEGAL PERUANO

El Derecho, tanto peruano como extranjero, hace pocos años ha reaccionado frente a la protección del medio ambiente, al considerarlo un bien jurídico autónomo; esto quiere decir, que a partir de esta concepción legal del medio ambiente, su protección ya no depende de la afectación de otros bienes jurídicos que puedan tener relación con él, como la salud de las personas o la propiedad privada; fundamentado en los conocimientos científicos que llevaron a considerar al medio ambiente y sus ecosistemas, como sustento indispensable de la vida del hombre sobre la Tierra (Hernández, 2010).

Consecuentemente se han establecido mecanismos legales de evaluación y protección ambiental; hoy el medio ambiente es considerado un bien jurídico de naturaleza universal cuyo titular es toda la sociedad. Así, pues, el Derecho entiende que el patrimonio natural de la nación peruana pertenece a todos quienes la componen y debe ser protegido por el Estado y por los ciudadanos; sin perder de vista que el aprovechamiento de este patrimonio natural puede ser otorgado a personas individuales, bajo el régimen legal vigente (Hernández, 2010).

La normativa ambiental aplicada en el monitoreo de efluentes residuales industriales y el sector curtiembre, se detalla a continuación:

- **Constitución Política del Perú, 1993.**

Artículo 2º “Toda persona tiene derecho a la paz, a la tranquilidad, al disfrute del tiempo libre y al descanso, así como a gozar de un ambiente equilibrado y adecuado al desarrollo de su vida”.

Artículo 195º “Los gobiernos locales promueven el desarrollo y la economía local, y la prestación de los servicios públicos de su responsabilidad, en armonía con las políticas y planes nacionales y regionales de desarrollo. Son competentes para: Desarrollar y regular actividades y/o servicios en materia de educación, salud, vivienda, saneamiento, medio ambiente, sustentabilidad de los recursos naturales, transporte colectivo, circulación y tránsito, turismo, conservación de monumentos arqueológicos e históricos, cultura, recreación y deporte, conforme a ley”.

- **Ley 28611 Ley General del Ambiente**, la cual establece los principios y normas básicas para asegurar el efectivo ejercicio del derecho a un ambiente saludable, equilibrado y adecuado para el pleno desarrollo de la vida, así como el cumplimiento del deber de contribuir a una efectiva gestión ambiental y contribución a la protección del ambiente, con el objetivo de mejorar la calidad de vida de la población y lograr el desarrollo sostenible del país.
- **Ley N° 29338 - Ley de Recursos Hídricos**, ley que regula el uso y gestión de los recursos hídricos. Comprende el agua superficial, subterránea, continental y los bienes asociados a esta. Se extiende al agua marítima y atmosférica en lo que resulte aplicable.
- **D. S. N° 001-2015-VIVIENDA:** modifican diversos artículos del D.S. N° 021-2009 VIVIENDA, que aprobó los Valores Máximos Admisibles (VMA) de las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario así como de su Reglamento, aprobado mediante D.S. N° 003-2011 VIVIENDA y modificado por el D. S. N° 010-2012-VIVIENDA.
- **D.S. N° 021-2009-VIVIENDA**, se aprobaron los Valores Máximos Admisibles (VMA).
- **D.S. N°004-2017 MINAM** Aprueban Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua.

- **D.S. N° 003-2002-PRODUCE** Aprueban límites máximos permisibles y valores referenciales para las actividades industriales de cemento, cerveza, curtiembre y papel.
- **D.S. N° 017-2015-PRODUCE** Reglamento de Gestión Ambiental para la Industria Manufacturera y Comercio Interno.
- **Resolución ministerial 026-2000-ITINCI/DM**, protocolos de monitoreo de efluentes líquidos y emisiones atmosféricas, pub.

2.5.1 Estándares de comparación de los efluentes industriales de curtiembres

Límites Máximos Permisibles (LMP) para efluentes del Sector Curtiembre:

El Decreto Supremo N° 003-2002-PRODUCE, se aprueban los LMP y Valores Referenciales aplicables por la Autoridad Competente, a las actividades industriales manufactureras de cemento, curtiembre y papel como se muestra en la Tabla N°2.

Tabla N°2: Límites Máximos Permisibles para el sector curtiembre.

PARAMETROS	UNIDADES DE MEDIDA	LMP
pH		6 - 9
Temperatura	°C	< 35
Solidos Suspendidos Totales	mg/L	500
Aceites y Grasas	mg/L	50
DBO ₅	mg/L	500
DQO	mg/L	1500
Sulfuros	mg/L	3
Cromo VI	mg/L	0.4
Cromo Total	mg/L	2
N-NH ₄	mg/L	30
Coliformes fecales	NMP / 100ml	

Fuente: D.S. 003-2002-PRODUCE

Valores máximos Admisibles (VMA):

Mediante el D.S. N° 021-2009-VIVIENDA, decreto que regula, mediante los VMA, las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario a fin de evitar el deterioro de las instalaciones, la infraestructura sanitaria, las maquinarias y los equipos, y de asegurar su adecuado funcionamiento, garantizando la sostenibilidad de los sistemas de alcantarillado y tratamiento de las aguas residuales como se muestra en la Tabla N°3.

Tabla N°3: Valores Máximos Admisibles de las descargas de aguas residuales No domésticas

Parámetro	Unidad	Expresión	VMA
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	mg/L	DBO ₅	500
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	DQO	1000
Sólidos Suspendidos Totales (S.S.T)	mg/L	S.S.T.	500
Aceites y Grasas (A y G)	mg/L	A y G	100
Cromo hexavalente	mg/L	Cr ⁺⁶	0.5
Cromo Total	mg/L	Cr	10
Sulfatos	mg/L	SO ₄ ⁻²	500
Sulfuros	mg/L	S ⁻²	5
Nitrógeno Amoniacal	mg/L	NH ⁺⁴	80
pH	mg/L	pH	6 - 9
Temperatura	°C	T	< 35

Fuente: D.S. N° 021-2009-VIVIENDA

Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para agua:

Mediante Decreto Supremo D.S. N°004-2017-MINAM, aprueban Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua. En la Tabla N°4 se muestran los parámetros de interés del ECA – Categoría 3.

Tabla N°4: ECA - Categoría 3: Riego de vegetales y bebida de animales.

PARAMETROS	UNIDAD DE MEDIDA	ECA, Riego de Vegetales	ECA, Bebida de animales
pH		6.5 – 8.5	6.5 – 8.5
Temperatura	°C	Δ 3	Δ 3
Solidos Suspendidos Totales	mg/L	-	-
Aceites y Grasas	mg/L	5	10
DBO ₅	mg/L	15	15
DQO	mg/L	40	40
Sulfuros	mg/L	0.05	0.05
Sulfatos	mg/L	1000	1000
Cromo VI	mg/L	-	-
Cromo Total	mg/L	0.1	1
Coliformes fecales	NMP/100ml	1 000	1 000

Fuente: D.S. N° 004-2017-MINAM

2.6 MÉTODOS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES DE CURTIEMBRE

El tratamiento del efluente del curtido de pieles es un desafío porque presentan pH muy alcalino o muy ácido; además es una mezcla de materia biogénica procedente de las pieles de ganado bovino, productos químicos inorgánicos y una gran variedad de contaminantes orgánicos. Los métodos de eliminación de cromo y materia orgánica son fisicoquímicos y biológicos (Suárez & Agudelo, 2014).

2.6.1 Métodos de tratamiento físico-químicos

Los métodos físico-químicos incluyen precipitación, coagulación/floculación, adsorción, filtración de membrana, intercambio iónico, oxidación avanzada, etc. Los métodos de tratamiento convencionales para la eliminación de cromo y materia orgánica son simples; sin embargo, son caros (altos costos de operación, mantenimiento y consumo de productos químicos) y también pueden producir productos secundarios perjudiciales, como desechos sólidos que contienen cromo. Usando el método de precipitación hay eliminación del 99% de Cr, 85 - 90% de eliminación de DBO_5 y 60 - 70 % de eliminación de la DQO (Kornarios & Lyberato, 2006).

2.6.2 Métodos de tratamiento biológicos

Hoy en día, existe un interés creciente en el desarrollo de nuevas tecnologías y métodos para la purificación de desechos industriales. Entre estos métodos, los métodos biológicos han sido reconocidos como una posibilidad viable para la degradación de estas aguas residuales. En el tratamiento biológico, los microorganismos convierten metales y desechos orgánicos en compuestos estabilizados. Los procesos típicos de tratamiento biológico incluyen filtros percoladores, lodo activado, reactor de secuenciación por lotes (SBR) y fitorremediación (Del Pozo & Diez, 2003).

2.6.2.1 Filtro de goteo

El sistema de filtrado o filtro biológico consiste en un lecho formado por una capa de medio filtrante contenido en un tanque o recipiente de contención, a menudo hormigón, y equipado con un dispositivo de dosificación por goteo giratorio sobre el cual el agua residual es suministrada suavemente por un brazo giratorio. El filtro está diseñado para permitir un buen drenaje y ventilación. El crecimiento microbiano ocurre en la superficie de los medios de piedra (Hormigón) o plástico y el agua residual pasa por los medios junto con el aire para proporcionar oxígeno (Evans y Furlong, 2003). El agua debe gotearse varias veces sobre la roca antes de que esté lo suficientemente limpia. El agua residual se filtra sobre el biofilm que crece en el sustrato para lograr un área específica de biopelícula muy alta. Usando un filtro de goteo se puede lograr una eliminación de 85 - 90% para DBO₅ y 60 - 70% para DQO (Kornaros & Lyberatos, 2006).

2.6.2.2 Lodos activados

El proceso de lodo activado es un sistema de flujo continuo o semicontinuo que contiene una masa de microorganismos activados que son capaces de estabilizar la materia orgánica. Este proceso consiste esencialmente en un tratamiento aeróbico y consorcios de microorganismos que oxidan la materia orgánica a CO₂, H₂O, NH₄, nueva biomasa celular y otros productos finales. Es el proceso de tratamiento biológico más utilizado porque la recirculación de la biomasa permite a los microorganismos adaptarse a los cambios en la composición del agua residual mediante un proceso de aclimatación relativamente corto (Doan & Lohi, 2001).

El sólido suspendido inestable y otros constituyentes son adsorbidos o atrapados por el floculo del lodo activado (lodo y células microbianas) (Cloete & Muyima, 1997). Los metales como Cr también pueden precipitar y eliminarse junto con el lodo también se puede lograr una eliminación de DBO₅ y DQO de 90% y 80%, respectivamente, utilizando lodo activado para el tratamiento de aguas residuales de curtiduría (Haydar et al., 2007).

2.6.2.3 Reactor de lotes en secuencia

El reactor de secuencia por lotes es un sistema de lodos activados por llenado y extracción para el tratamiento de aguas residuales mediante el uso de tanques de sedimentación, tanques anaeróbicos, tanques de aireación y tanques equalizadores. En este sistema, las aguas residuales se agregan a un solo reactor discontinuo, se tratan para eliminar los componentes no deseados y luego se descargan. Los reactores por lotes de secuenciación funcionan por un ciclo de períodos que consiste en llenar, reaccionar, sedimentar y decantar. La duración, la concentración de oxígeno y la mezcla en estos períodos podrían alterarse de acuerdo con las necesidades de la planta de tratamiento en particular (Méndez et al., 2007).

2.6.2.4 Fitorremediación

La remediación del cromo generalmente hace uso de los humedales a través de las capacidades naturales de ciertas especies de plantas para eliminar o estabilizar estos químicos por medio de bioacumulación, fitoextracción, rizofiltración o fitoestabilización. Se puede lograr una alta eficiencia de remoción de 98% Cr total utilizando humedales para el tratamiento de aguas residuales de curtiduría (Asaye, 2009).

El proceso de fitoextracción implica la absorción de contaminantes metálicos del agua o del suelo por las raíces y su translocación a las regiones sobre el suelo de las plantas involucradas. Se han identificado una amplia diversidad de especies que se emplean para este fin. Algunas de ellas, debido a su gran capacidad para acumular metales pesados, reciben el nombre de hiperacumuladoras. Por definición, estas plantas deben acumular al menos 100 $\mu\text{g/g}$ (0.01 % peso seco) de Cd y As; 1000 $\mu\text{g/g}$ (0.1 % peso seco) de Co, Cu, Cr, Ni y Pb; y 10 000 $\mu\text{g/g}$ (1.0 % peso seco) de Mn (Padmavathiamma & Li, 2007; Reeves, 2004).

2.6.3 Tecnología de humedales

El humedal artificial es un pantano artificial creado para descargas antropogénicas tales como aguas residuales industriales, escorrentías de aguas pluviales o tratamiento de aguas residuales urbanas, y como hábitat para la vida silvestre, o para la recuperación de tierras después de actividades mineras u otras perturbaciones. Los humedales naturales actúan como un biofiltro o "riñones del ecosistema", eliminando los sedimentos y contaminantes como los

metales pesados del agua, y los humedales construidos pueden diseñarse para simular estas características (Mitsch & Gosselink, 2000).

Los humedales construidos pueden construirse con un grado mucho mayor de control, lo que permite el establecimiento de instalaciones experimentales de tratamiento con una composición bien definida de sustrato, tipo de vegetación y patrón de flujo. Además, los humedales construidos ofrecen varias ventajas adicionales en comparación con los humedales naturales, incluida la selección del sitio, la flexibilidad en dimensionamiento y lo más importante, control sobre las vías hidráulicas y el tiempo de retención (Asaye, 2009).

En comparación con el sistema convencional de tratamiento de aguas residuales actualmente en uso, el humedal construido tiene sus propias ventajas y limitaciones. Los humedales artificiales son un enfoque rentable, ecológico y técnicamente viable para el tratamiento de aguas residuales. En comparación con los sistemas de tratamiento convencionales, los humedales construidos son menos costosos de construir y los costos operativos y de mantenimiento son bajos (Reddy, 2004). Además, las plantas de Humedal Construido proporcionan una alternativa más estéticamente agradable que muchos otros sistemas convencionales de tratamiento de aguas residuales (Richard, 1998; Zeng et al., 2011).

Sin embargo, los humedales construidos tienen limitaciones para su aplicación en el tratamiento de aguas residuales. Generalmente requieren áreas de tierra más grandes que el sistema convencional de tratamiento de aguas residuales. El tratamiento de los humedales puede ser económico en relación con otras opciones solo cuando la tierra está disponible y es asequible. El rendimiento de los humedales construidos puede ser menos consistente que en el tratamiento convencional. La eficacia del tratamiento de los humedales puede variar estacionalmente en respuesta a las condiciones ambientales cambiantes, incluidas las precipitaciones y la sequía. No se puede confiar en el tratamiento de los humedales si la calidad del efluente debe cumplir con los estándares de descarga estrictos en todo momento (Mitsch & Gosselink, 2000).

No se usan como tratamiento primario porque la alta carga orgánica puede obstruir los poros en los medios de los humedales y el rendimiento de DBO₅, DQO y eliminación de nutrientes es bajo. En general, la gran mayoría de los humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales se clasifican como sistemas de flujo de superficie o superficie de agua libre (FWS) y sistema de flujo subsuperficial (SSF) (Mitsch & Gosselink, 2000).

2.6.3.1 Humedal de flujo superficial (FS)

Los humedales de flujo superficial (FS) o superficie de agua libre (FWS) se asemejan a los humedales naturales tanto en la forma en que se ven como en la forma en que proporcionan el tratamiento. Ambos diseños se pueden usar para tratar las aguas residuales de fuentes individuales y comunitarias, pero los humedales FS generalmente son más económicos para tratar grandes volúmenes de aguas residuales (Sinclair, 2000b).

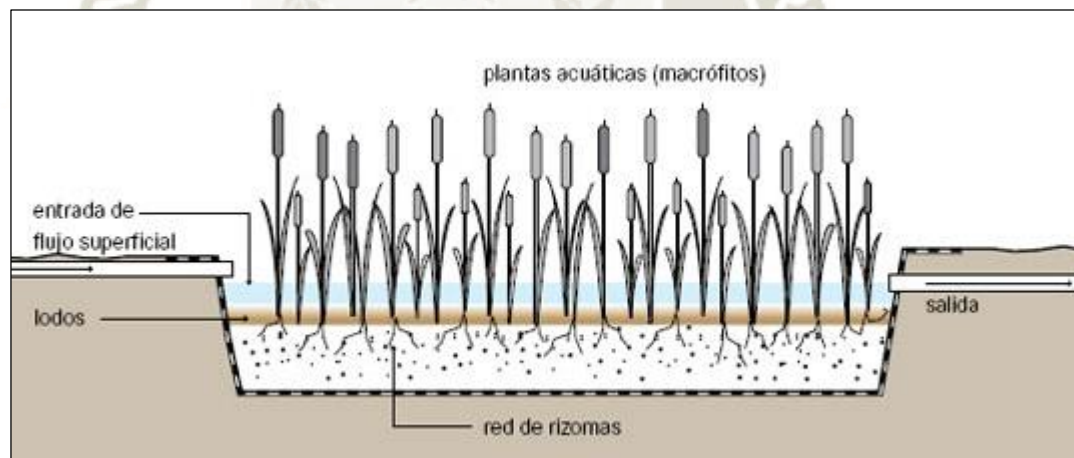


Gráfico N°3: Humedal de flujo superficial.

Fuente (Mara, 2003)

Los humedales son áreas en tierra donde el suelo mantiene condiciones saturadas durante gran parte del año. El humedal FS permanece lo suficientemente saturado como para mantener un nivel superficial de agua y aguas residuales (10 a 45 cm de profundidad) sobre el suelo como se muestra en el Gráfico N°3. Las plantas de humedal también están presentes en FS, y las fuerzas naturales como el viento, el sol, la lluvia y la temperatura afectan las plantas, el agua y los procesos de tratamiento en estos sistemas. (Kaseva, 2003; Renee, 2001)

Tan pronto como las aguas residuales ingresan a una unidad FS, los procesos naturales inmediatamente comienzan a descomponer y eliminan los materiales de desecho en el agua residual (Kaseva, 2003; Renee, 2001). Antes de que las aguas residuales se hayan desplazado por completo en el humedal, pequeños materiales de desecho suspendidos son filtrados físicamente por plantas sumergidas. Las raíces, los tallos y las hojas de las plantas de los humedales también proporcionan superficie de contacto donde los desechos pueden quedar atrapados y las bacterias que consumen desechos pueden adherirse a la planta (Sinclair, 2000a).

Las bacterias proporcionan la mayoría del tratamiento de aguas residuales y las bacterias aeróbicas prosperan en los humedales en cualquier lugar que haya oxígeno, especialmente cerca de la superficie. El viento, la lluvia, las aguas residuales y cualquier otra cosa que agite la superficie del agua pueden agregar oxígeno al sistema. Las bacterias anaeróbicas prosperan donde hay poco o nada de oxígeno. En las unidades de flujo superficial, el oxígeno es escaso en el sustrato inferior y el suelo. Cuando estas bacterias consumen partículas de desecho en el agua, las convierten en otras sustancias, como el metano, el dióxido de carbono y el nuevo material celular. Algunas de estas sustancias son utilizadas como alimento por las plantas y otras bacterias (Cristina et al., 2006).

2.6.3.2 Humedal de flujo Sub superficial (FSS)

El tratamiento en el sistema FSS es más eficiente que en el humedal FS porque los medios proporcionan una mayor cantidad de superficies pequeñas, poros y grietas donde puede ocurrir el tratamiento. Las bacterias que consumen desechos se adhieren a las diversas superficies, y los materiales de desecho en el agua quedan atrapados en los poros y las grietas en los medios y en los espacios entre los medios. La vegetación en un humedal (raíces, tallos y hojas) proporciona un sustrato sobre el cual los microorganismos pueden crecer a medida que descomponen los materiales orgánicos como se muestra en el Gráfico N°4. Esta comunidad de microorganismos se conoce como el perifiton. El perifiton y los procesos químicos naturales son responsables de aproximadamente el 90% de la eliminación de contaminantes y la descomposición de los residuos (Estrada, 2010).

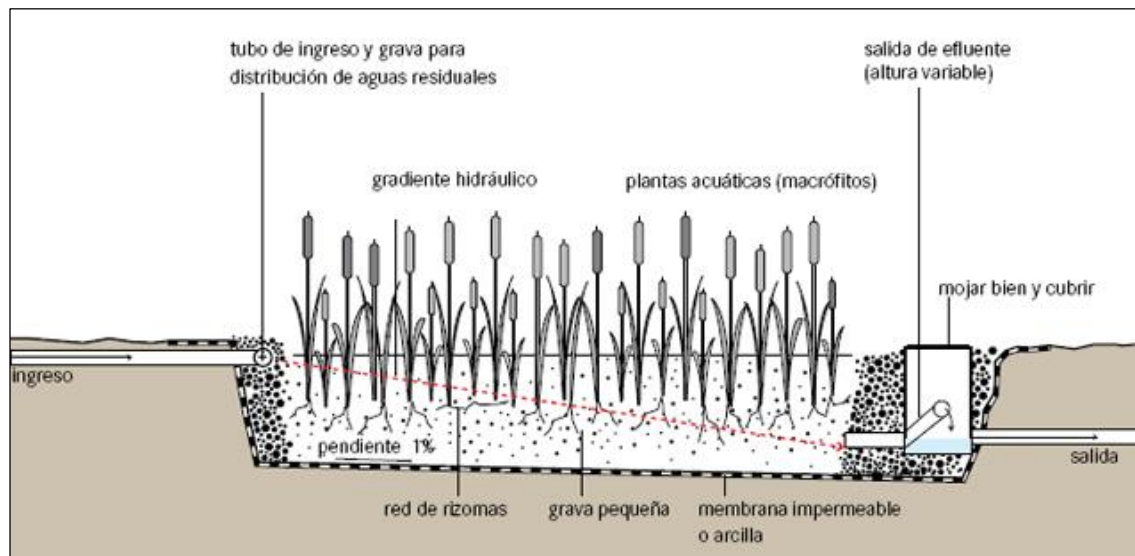


Gráfico N°4: Humedal de flujo Sub Superficial.

Fuente (Mara 2003)

Las raíces de las plantas sumergidas pueden proporcionar sustrato para procesos microbianos y dado que la mayoría de las macrofitas emergentes pueden transmitir oxígeno desde las hojas hasta sus raíces. Hay micro-sitios aeróbicos en el rizoma y las superficies de la raíz. Los macrófitos de los humedales transportan oxígeno a la zona de la raíz a través de lentículas, que son pequeñas aberturas en las partes anteriores de estas plantas, y tejido aerénquima, que transporta gases hacia y desde las raíces (Kadlec et al., 2000). El resto del ambiente sumergido en el humedal SSF tiende a estar desprovisto de oxígeno. Esto indica que el tratamiento biológico en los humedales de SSF es principalmente anaeróbico porque las capas de los medios y el suelo permanecen saturadas y no expuestas a la atmósfera (Potter & Karathanasis, 2001). Además, las macrofitas contribuyen al tratamiento de aguas residuales al proporcionar superficies adicionales donde puede residir la bacteria y donde los materiales de desecho pueden quedar atrapados (Faithefull, 1996; Joseph, 2005).

Los humedales construidos con FSS se recomiendan para áreas donde un sitio de tratamiento de aguas residuales expuesto puede no ser adecuado debido a posibles problemas de salud y seguridad. Los olores, mosquitos y moscas no son un problema con el diseño, la construcción y el mantenimiento adecuados del sistema; las ventajas y desventajas se especifican en la Tabla

Nº5. Debido al hecho de que el humedal sub superficial tiene más área de superficie que el humedal FS, tiene mayores velocidades de reacción (Sanz, 2008).

Tabla Nº5: Ventajas y desventajas de un sistema de humedal artificial de flujo subsuperficial.

Ventajas	Desventajas
<p>Proporcionan tratamiento efectivo en forma pasiva y minimizan la necesidad de equipos mecánicos, electricidad y monitoreo por parte de personal especializado.</p>	<p>El fósforo, los metales y algunos compuestos orgánicos persistentes que son removidos permanecen en el sistema ligados al sedimento y por ello se acumulan con el tiempo.</p>
<p>Pueden ser menos costosos de construir, operar y mantener, que los procesos mecánicos de tratamiento.</p>	<p>Un humedal de flujo subsuperficial requiere un área extensa en comparación con los sistemas mecánicos convencionales de tratamiento.</p>
<p>La configuración de los humedales de flujo subsuperficial proporciona una mayor protección térmica que los humedales de flujo libre.</p>	<p>La mayoría del agua contenida en los humedales de flujo subsuperficial esencialmente anóxica limitando el potencial de nitrificación rápida del amoníaco.</p>
<p>No producen biosólidos ni lodos residuales que requieran tratamiento subsiguiente y disposición.</p>	<p>En climas fríos las bajas temperaturas durante el invierno reducen la tasa de remoción de DBO₅, NH₃ y NO₃.</p>
<p>La remoción de DBO₅, SST, DQO, metales y compuestos orgánicos refractarios de las aguas residuales domésticas pueden ser muy efectiva con un tiempo razonable de retención. La remoción de nitrógeno y fósforo a bajos niveles puede ser también efectiva con un tiempo de retención significativamente mayor.</p>	<p>Los humedales de flujo subsuperficial no pueden ser diseñados para lograr una remoción completa de compuestos orgánicos, SST, nitrógeno o bacterias coliformes. Los ciclos ecológicos en estos humedales producen concentraciones naturales de esos compuestos.</p>
<p>Los mosquitos y otros insectos vectoriales similares no son un problema con los humedales de flujo subsuperficial, mientras el sistema se opere adecuadamente y el nivel subsuperficial de flujo se mantenga.</p>	<p>Si bien los humedales de flujo subsuperficial pueden ser de menor superficie que los humedales de flujo superficial, para la remoción de la mayoría de los constituyentes del agua residual, el costo mayor del medio de grava en los sistemas de flujo subsuperficial puede dar como resultado costos de construcción más altos para sistemas con una capacidad mayor a 227m³ por día.</p>

Fuente (Estrada, 2010)

2.7 MÉTODO DE TRATAMIENTO PROPUESTO PARA LA PLANTA PILOTO DE ASPEMYCUR – AQP

2.7.1 Cámara de separación y filtrado

Compuesto por dos canaletas para la separación de los efluentes del proceso de curtido, del resto de efluentes. Así también un sistema de rejillas de acero galvanizado 3/16, instaladas a un ángulo de 60° y con una porosidad en orden decreciente desde la salida de los baños de los diferentes procesos. El sistema de filtro rotatorio que consiste en una unidad mecanizada con componentes que le permiten remover pelo y sólidos a un flujo constante y sin saturación de los filtros al tener limpiado automático. La función principal de ambos sistemas será remover pelos, carnazas y lodos residuales de los procesos de Ribera; posterior al proceso de remoción de sólidos se tendrá una cantidad considerable de los mismos, se realiza una segregación y se almacenaran en tanques adecuados para su posterior envío a un relleno sanitario (FCISA, 2017).

2.7.2 Unidad de rehuso y reconstitución de baños de Cromo

Este sistema consta de una unidad de separación de sólidos y de una unidad de recuperación y precipitación de cromo compuesta por dos tanques de 5 m² de capacidad donde se llevara a cabo la recuperación y el reacondicionamiento de los baños. Este consta de dos tanques continuos. Una vez que las aguas de curtidos son filtradas estas pasaran al primer tanque donde se llevara a cabo la reincorporación de cromo, llevándose a cabo de forma manual, y con mezcla asistida al utilizar una bomba sumergible de 1.5 HPs (horse power); después de este proceso, con el mismo sistema de bombeo se redirigirá el baño con el cromo ya reconstituido a los botales donde se aprovechara nuevamente para el proceso de curtido o recurtido. Después de determinado número de recirculaciones en donde será necesario renovar los baños, para lo cual se llevará a cabo la remoción del cromo trivalente mediante precipitación, utilizando como agente Ca (OH)₂, y la separación del precipitado se lleva a cabo por sedimentación. Este precipitado será trasladado al segundo tanque utilizando una bomba, donde se almacenara el cromo recuperado hasta su rehusó el cual se realiza mediante una acidificación con ácido orgánico para obtener sulfato de cromo y reutilizarlo en los procesos de curtido o recurtido (FCISA, 2017).

2.7.3 Trampa de Grasas

Para el diseño se tomó en cuenta el caudal, periodo de retención, relación de largo ancho 3:2. Consta de dos cavidades a fin de aumentar la eficiencia de separación de sólidos y grasas presente en los efluentes. Las entradas y salidas están dispuestas a diferentes alturas para una mayor separación de sólidos y grasas optimizando (FCISA, 2017).

2.7.4 Tanque de Ecuilización y Oxidación

En esta unidad se considera llevar a cabo la ecualización de la mezcla de efluentes de pelambre, desencalado, lavado, engase, acabo, etc., es decir todo los efluentes excepto los del proceso de curtido, los cuales como se puede ver en los puntos anteriores llevaran un pre-tratamiento previo para remover sólidos y grasas, donde se realiza el ajuste del pH llevando los efluentes a valores entre 7- 8. El proceso de oxidación se realizara para la eliminación de sulfuros mediante la transformación a azufre elemental insoluble, el cual será separado de la fase líquida; esta forma de azufre presenta menores riesgos medioambientales y tóxicos que los sulfuros y permite la valorización del residuo, pudiendo recuperarse el azufre mediante lavados químicos y deshidratación (Salas, 2005). Las posibilidades de los reactivos oxidantes, reductores y precipitantes químicos han sido ya propuestos en los últimos años, encontrando para el presente proyecto que los procesos de oxidación química mediante oxígeno usando catalizador de sulfato de manganeso permiten remover los sulfuros hasta en un 90%, pudiendo esta remoción incrementar de acuerdo a las condiciones de pre-tratamiento del efluente. Esta unidad será alimentada del proceso previo (trampa de grasas) mediante una tubería. Este proceso se llevara a cabo en un tanque con capacidad de 24 m³ y volumen útil de 21 m³, el cual tendrá difusores de aire internos, los cuales estarán conectados a la bomba de aire, la cual será de 5 HPs, y con una capacidad de inyección de 0.03 m³ por segundo. Después de realizada la oxidación de sulfuros se llevara al siguiente proceso mediante la bomba sumergible de 2 HPs, y los lodos serán purgados hacia el tanque de almacenamiento de lodos mediante tuberías de desagües. Para lo cual el tanque consta de un sistema de desfogue para el manteniendo del tanque. El sistema de aeración utilizará el oxígeno del aire como agente oxidante. Al ser el oxígeno un gas relativamente poco soluble en agua, es necesario reponer el oxígeno a medida que se consume para mantener una concentración de oxígeno adecuada y permanente en

solución. Este proceso se realizara por un tiempo de retención hidráulica que dependerá de calidad de salida después del proceso del anterior. El uso del catalizador disminuirá el tiempo de retención hidráulica (FCISA, 2017).

2.7.5 Tanque de coagulación y sedimentación

El proceso de coagulación y sedimentación se llevará a cabo en el mismo espacio físico, siendo este un tanque tolva de 7 m³ de capacidad. Este tanque tendrá válvulas de entrada de efluente proveniente de los procesos de equalización y oxidación; del mismo modo, contara con la bomba centrifuga de 1.5 Hps con variador de velocidad para llevar a cabo el proceso de floculación y coagulación. El tanque está conectado por la parte de la base a una tubería de desagüe por de purga de lodos para derivarlos al tanque de almacenamiento de lodos. Los agentes a utilizar consistirán en calibradores de pH, agentes catiónicos y anicónicos para facilitar el proceso de Coagulación y floculación, para lo cual se llevara a cabo una dosificación manual, previo cálculo de cantidad de agentes a utilizar mediante prueba de jarras. Una vez realizada la dosificación de los agentes coagulantes y floculantes se procederá a agitar la mezcla de efluentes ya equalizados, esto con el fin de obtener un grado lento de movimiento dentro del tanque y así facilitar la formación de flóculos; este proceso de formación de flóculos durara aproximadamente 40 min; después de este proceso se procederá a dejar sedimentar los flocs formados, lo cual durara aproximadamente 2 -3 horas. Finalmente, después de este proceso se procederá a movilizar el efluente sobrenadante hacia la tercera etapa del proceso de tratamiento los humedales artificiales que es el proceso bilógico y en el caso de los sólidos sedimentados, se purgaran hacia la unidad de almacenamiento de lodos (FCISA, 2017).

2.7.6 Tratamiento Biológico – Humedales Artificiales

Los humedales construidos son sistemas de depuración cuyos componentes principales son el sustrato, la vegetación y el agua, que se caracterizan por su simplicidad de operación, un bajo o nulo consumo energético, una baja producción de residuos, un bajo impacto ambiental auditivo y una buena integración al medio ambiente. Dentro de sus componentes, se ha demostrado que las bacterias presentes en el sustrato y plantas constituyen los principales componentes biológicos, teniendo función de filtro biológico natural. Además, no sólo asimilan directamente los contaminantes en sus tejidos, sino que también actúan como catalizadores para

las reacciones de purificación e incrementan la diversidad ambiental de la rizosfera, promoviendo una variedad de reacciones químicas y biológicas que aumentan la purificación (Lasat, 2000).

El presente sistema contempla tratar los efluentes con humedales artificiales; este sistema permitirá remover los últimos componentes orgánicos e inorgánicos presentes en el efluente; a diferencia de las subunidades anteriores que trabajaran en Batch, este proceso se deberá realizar en continuo para así promover una rápida actividad microbiana y vegetal en el humedal. La subunidad del humedal tendrá un área aproximada de 15 m², y 1.5 m de profundidad; este sistema contara con especies como *Eleocharis palustris* cuyo nombre común es el junco, esta especie es de alta productividad que crecen en aguas eutróficas y son capaces de asimilar sus nutrientes de aguas contaminadas. Esta especie vegetales estarán ancladas a sustrato compuesto de grava de diferente tamaño de porosidad grava sin limos y arcillas. El punto de alimentación se hará a una profundidad de 0.5 m desde la superficie y tendrá el punto de salida a 0.2 m de la superficie y la alimentación se realizara mediante un flujometro, de eta forma se podrá dar un carácter continuo al tratamiento (FCISA, 2017).

2.7.7 Tanque de Almacenamiento de lodos

Este presenta una capacidad de 5.7 m³ donde se llevará el almacenamiento de los lodos producidos (trampa de grasa, tanque equalización-oxidación, tanque de coagulación-sedimentación) en cada etapa de la planta de tratamiento. Consta de un sistema de escurrido de lodos a base de una malla. El agua infiltrada obtenida de este proceso será derivada al tanque de equalización y oxidación para su tratamiento. Los lodos luego de ser escurrido serán almacenados en tanque adecuados, hasta su envió al relleno sanitario (FCISA, 2017).

2.8 MECANISMOS DE REMOCIÓN DE CONTAMINANTES Y TRANSFORMACIONES EN HUMEDALES

2.8.1 Eliminación de sólidos en suspensión

Los principales mecanismos que intervienen en la eliminación de la materia en suspensión en los humedales artificiales son:

- **Sedimentación:** la materia en suspensión sedimentable (principalmente de naturaleza orgánica), presente en las aguas a tratar, decanta por la acción exclusiva de la gravedad.
- **Floculación:** permite la sedimentación de partículas de pequeño tamaño, o de menor densidad que el agua, al producirse agregados de las mismas con capacidad para decantar.
- **Filtración:** se produce la retención de materia en suspensión al pasar las aguas a través del conjunto que forman el sustrato y los rizomas, raíces y tallos de la vegetación.

Se requiere disponer de zonas con abundante vegetación que faciliten la sedimentación (al disminuir la velocidad de paso de las aguas) y la filtración, a la vez que, por el efecto sombra, se evita el crecimiento excesivo de microalgas que, como en el caso de los lagunajes, podría incrementar los contenidos en materia en suspensión (Centa, 2004).

2.8.2 Eliminación de materia orgánica

La materia orgánica presente en las aguas residuales se elimina en el terreno mediante degradación bacteriana. Los microorganismos que llevan a cabo esta biodegradación se suelen encontrar asociados a biopelículas, que se desarrollan sobre la superficie de las partículas del suelo, de la vegetación y de los desechos vegetales. Los sistemas de tratamiento por aplicación al terreno se diseñan y explotan de forma que se mantengan, en lo posible, condiciones aerobias en los perfiles superiores del terreno filtrante, al objeto de que la degradación de la materia orgánica transcurra por esta vía, que es más rápida y completa que la vía anaerobia. Para ello, los sistemas de tratamiento deben dimensionarse de forma que la demanda de oxígeno para la degradación de la materia orgánica sea inferior a la velocidad de transferencia de oxígeno al suelo. La renovación del aire contenido en el terreno se logra mediante la alternancia, en los

periodos de alimentación y secado, de las parcelas que reciben las aguas residuales objeto de tratamiento. A medida que los efluentes percolan en el terreno, se van encontrando con concentraciones menores de oxígeno, llegándose a dar, en profundidad, condiciones de anaerobiosis (Centa, 2004).

2.8.3 Eliminación de metales pesados

La eliminación de metales (cadmio, cinc, cobre, cromo, mercurio, selenio y plomo), en humedales artificiales, tiene lugar a través de diferentes vías: procesos de adsorción., precipitación química, sedimentación y asimilación por parte de las plantas. Los metales retenidos pueden volver a liberarse en determinadas épocas del año, en función de las variaciones del potencial de oxido-reducción que tienen lugar dentro del sistema (Estrada, 2010).

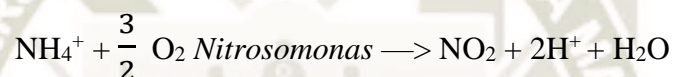
2.8.4 Eliminación de nitrógeno

La transformación de nitrógeno implica varios procesos biológicos. Primero, el nitrógeno contenido en la proteína (piel) y otras fuentes se descomponen anaeróbicamente en nitrógeno amoniacal (NH_4^+ y NH_3). Una vez que el NH_4^+ se forma en la fase anaeróbica parte de las cuales son asimiladas por los propios microorganismos, que la incorporan a su masa celular, también puede tomar varias vías: absorción por las plantas, nitrificación, desnitrificación y volatilización de NH_3 . Además, la inmovilización a través del intercambio iónico en partículas de suelo de arcilla negativamente cargadas contribuye a la eliminación de nitrógeno (Mitsch & Gosselink, 2000).

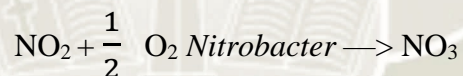
En el caso de la asimilación del nitrógeno amoniacal por las plantas del humedal, numerosos estudios han concluido que mediante esta asimilación y la posterior siega de las plantas no se llega a eliminar más allá del 15-20% del nitrógeno amoniacal presente en las aguas a tratar. Si no se procede a la siega y retirada periódica de la vegetación de los humedales, la mayor parte de los nutrientes retenidos volverán a las aguas mediante procesos de degradación de la biomasa vegetal.

Las formas amoniacales se adsorben temporalmente sobre las partículas del sustrato filtrante de los humedales artificiales y sobre las partículas orgánicas cargadas eléctricamente, mediante mecanismos de intercambio catiónico. Para liberar este amonio adsorbido y regenerar los campos de adsorción, se precisa la nitrificación de las formas amoniacales, constituyéndose la nitrificación en el proceso de transformación principal para la reducción de las concentraciones de amonio en los humedales artificiales (Camargo & Alonso, 2006) .

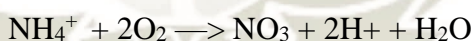
La nitrificación es un proceso autotrófico (la energía necesaria para el crecimiento bacteriano se obtiene de la oxidación de compuestos inorgánicos), por el que el nitrógeno amoniacal es transformado en nitrógeno nítrico. El proceso se desarrolla en dos etapas. En un primer momento bacterias del género *Nitrosomonas* oxidan el nitrógeno amoniacal a nitrógeno nitroso, de acuerdo con la reacción:



Posteriormente, bacterias del género *Nitrobacter* oxidan las formas nitrosas a formas nítricas, de acuerdo con:



Englobando el proceso de nitrificación en una única ecuación se obtiene:



Siendo necesarios 4,6 mg de oxígeno para oxidar 1 mg de N-amoniacal y consumiéndose una gran cantidad de alcalinidad (8,6 mg de HCO_3^- - por cada mg de N-amoniacal oxidado). Las bacterias nitrificantes son organismos extremadamente sensibles a gran cantidad de sustancias inhibitoras, tanto orgánicas como inorgánicas, que pueden impedir el crecimiento y la actividad de estos organismos. Las altas concentraciones de amoníaco y de ácido nitroso (HNO_2) pueden resultar inhibitoras, siendo también importante el efecto del pH, cuyo intervalo óptimo es estrecho, entre 7,5 y 8,6 (Camargo & Alonso, 2006).

La temperatura también ejerce una gran influencia sobre el crecimiento de las bacterias nitrificantes y para que se produzca la nitrificación es fundamental que existan concentraciones de oxígeno disuelto por encima de 1 mg/l. Si el nivel de oxígeno disuelto es inferior a este valor, el oxígeno se convierte en el nutriente limitante del proceso y puede producirse el cese o la ralentización de la nitrificación. Es necesario resaltar que la transformación de nitrógeno amoniacal en nitrógeno en forma de nitrato, no supone la eliminación del nitrógeno presente en las aguas a tratar, aunque sí permite eliminar su demanda de oxígeno. Para la eliminación biológica del nitrógeno se precisa que los procesos de nitrificación vayan seguidos de una etapa de desnitrificación. La desnitrificación se realiza por bacterias facultativas heterótrofas (*Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas*, *Spirillum*), en condiciones de anoxia y en dos etapas. En un primer paso se produce la conversión del nitrato en nitrito y a continuación, pasa a formas gaseosas que escapan del sistema hacia la atmósfera (óxido nítrico, óxido nitroso y nitrógeno gas):



En los sistemas de desnitrificación, el parámetro crítico es la concentración de oxígeno disuelto cuya presencia suprime el sistema enzimático necesario para el desarrollo del proceso de desnitrificación. El pH óptimo para el proceso de desnitrificación se sitúa en el intervalo 7-8, viéndose afectado el proceso por la temperatura. El proceso requiere, igualmente, la presencia de carbono orgánico en cantidad suficiente, admitiéndose que para reducir 1 g. de nitrato, se necesitan 3 g. de DBO₅ no decantable (Camargo & Alonso, 2006).

2.9 PAPEL DE LAS PLANTAS EN HUMEDALES CONSTRUIDOS

En los humedales de FSS, los macrófitos emergentes crecen en un sustrato saturado que puede inundarse y drenarse intermitentemente. Uno de los mecanismos más importantes para la eliminación de contaminantes en los humedales se realiza por medios biológicos, en el cual las plantas desempeñan un papel parcial. Las plantas pueden estar involucradas, ya sea directa o indirectamente, en la eliminación de los contaminantes presentes en las aguas residuales. Cuando las plantas absorben directamente los contaminantes en sus estructuras radiculares, este

proceso se denomina fitodegradación (fitoextracción), cuando las plantas secretan sustancias que se suman a la degradación biológica, este proceso se denomina rizodegradación. El proceso desde donde los contaminantes ingresaron a la biomasa de la planta y se transpiró a través de las hojas de la planta se llama fito-volatización. Las plantas de los humedales toman macro nutrientes (como N y P) y micronutrientes a través de sus raíces durante el crecimiento activo de las plantas. Al comienzo de la senescencia de las plantas, la mayoría de los nutrientes se transfieren a los rizomas y las raíces (Mitsch & Gosselink, 2000).

La capacidad de las plantas para suministrar oxígeno a la zona de la raíz y la absorción de nutrientes varía entre especies debido a la diferencia en el tejido vascular, metabolismo y distribución de la raíz. Esto también sugiere que, si se espera que la planta juegue un papel importante, la profundidad del lecho no debe exceder el desarrollo potencial de la raíz para la especie de planta seleccionada (Jackson & Armstrong, 2008).

Además, de proporcionar sitios de unión y oxígeno difusible a las bacterias, los nódulos de las raíces aumentan el tiempo de residencia del agua residual y la retención de partículas orgánicas suspendidas, que al degradarse benefician a los nutrientes de las bacterias y las plantas (Joseph, 2005). Además; durante el período de crecimiento activo, las plantas pueden reducir significativamente los contaminantes que en la fase senescente, a pesar de que el aporte sea muy poco (Myers et al., 2001).

En una investigación se enumeró 37 familias de plantas vasculares que se han utilizado en el tratamiento de la calidad del agua. Estos incluyen *Typha spp.*, *Phragmites spp.*, *Juncus spp.*, *Scirpus spp.* *Carex spp.* (Kadlec et al., 2000).

El humedal artificial generalmente requiere tiempo para que el desarrollo de la planta sea completamente operacional, un desarrollo completo de rizoma de raíz para un humedal recientemente construido puede requerir 3-5 años (Kadlec et al., 2000). Wood en 1990 también notó que se requieren entre seis y doce meses para que se desarrolle un soporte adecuado de vegetación, aunque pueden pasar de tres a cuatro años antes de que el soporte se desarrolle completamente con rizosfera activa. Por ejemplo, para *Phragmites*, generalmente se necesitan

de tres a cuatro estaciones de crecimiento para alcanzar la cosecha máxima, pero en algunos sistemas puede llevar incluso más tiempo (Vymazal & Kropfelova, 2005).

2.10 TRANSLOCACIÓN Y ABSORCIÓN DE CR EN PLANTAS

El mecanismo de adsorción y translocación de Cr en las plantas parece ser similar al de Fe, que se refleja en una proporción bastante Cr / Fe en los tejidos vegetales. Tiffin en 1997 concluyó que el Cr se transporta en plantas con complejos aniónicos, que se han identificado en el extracto de tejidos vegetales y en el fluido del xilema. La captación de cromato Cr^{6+} es un proceso activo a través de un transportador de sulfato y en su mayoría se acumula mediante brotes. En contraste, la captación de Cr^{3+} es un proceso pasivo que ocurre principalmente en las raíces. infirieron que los patrones de acumulación y translocación de los dos iones Cr (Agoramoorthy et al., 2009; Zayed et al., 1998).

2.11 HIPERACUMULACIÓN EN PLANTAS

El proceso de fitoextracción implica la absorción de contaminantes metálicos del suelo o aguas residuales por las raíces y luego translocarse a las regiones superiores de las plantas. Ciertas especies, denominadas hiperacumuladores, tienen una capacidad innata para absorber cantidades excepcionalmente grandes de metales en comparación con la mayoría de las plantas comunes. Los hiper acumuladores concentrarán más de 10 ppm de Hg, 100 ppm de Cd, 1000 ppm, Co, Cr, Cu y 10.000 ppm de Zn y Ni (Brooks et al., 1998; Chaney et al., 2000) .

La fitorremediación se considera una solución de remediación a largo plazo para reducir los metales a niveles regulatorios aceptables. Los resultados de la investigación mostraron que los árboles podrían acumular entre 10 y 500 veces más metales pesados que los cultivos. El uso de plantas híper acumulativas tolerantes a metales o especies arbóreas proporciona una tecnología de remediación alternativa. Cultivar tales plantas en un sitio de desechos industriales puede proporcionar un enfoque limpio, barato y alternativo a la limpieza del suelo descontaminante contaminado con metales pesados (Reeves, 2004).

El factor de bioacumulación (concentración media de metal en la planta / concentración media de metal en aguas residuales) es el índice utilizado para analizar las plantas y evaluar la

captación de metales y los efectos de fitotoxicidad. Cuanto mayor es el factor de bioacumulación, mayor es la absorción de las aguas residuales de las plantas (Baker et al., 2000).

2.12 TOLERANCIA A CONDICIONES ANAEROBIAS DE LAS PLANTAS

La difusión de oxígeno en solución acuosa se ha estimado en 10 000 veces más lenta que el oxígeno difuso a través de un medio poroso como el suelo seco (Gallagher & Patrick, 1978). Esta baja difusión conduce a una condición anaeróbica. La falta de oxígeno resultante impide que las plantas realicen una respiración aeróbica de raíz normal y afecta fuertemente la disponibilidad de nutrientes de las plantas, la división celular, la extensión celular, etc. Como resultado, las plantas que crecen en un ambiente anaeróbico tienen una serie de adaptaciones específicas (De la Cruz et al., 2012).

La estrategia primaria de la planta en respuesta a las inundaciones o al medio ambiente acuoso es la adaptación estructural, como el desarrollo del espacio aéreo (aerénquima) en raíces y tallos que permiten la difusión del oxígeno desde la parte aérea de la planta hasta las raíces. La capacidad de los macrófitos emergentes de transferir oxígeno a sus partes sumergidas es un fenómeno muy apreciado, que en la naturaleza les permite hacer frente a la anoxia funcional. Hasta el 60% del oxígeno transportado a estas partes de la planta puede pasar a la rizosfera, creando condiciones aeróbicas para la comunidad microbiana próspera asociada con la zona de la raíz, las superficies de las hojas y el sustrato circundante. Esto explica un aumento significativo en los niveles de oxígeno disuelto dentro del agua en general y, más particularmente, inmediatamente adyacente a los macrófitos mismos. Otras adaptaciones incluyen la producción de hormonas, como el etileno, que estimula el desarrollo de raíces adventicias justo por encima de la cara anaerobia.

2.13 SELECCIÓN DE PLANTAS DE HUMEDALES PARA LA FITOEXTRACCIÓN

La elección de las plantas es un tema importante en los humedales artificiales, ya que deben sobrevivir a los posibles efectos tóxicos de las aguas residuales y su variabilidad. Los principales criterios para la selección de plantas se basan en su adaptación a ese sitio en particular, el tipo de contaminantes y la contaminación de esa área específica (Fernández, 2006).

Las especies vegetales seleccionadas para la fitorremediación deberían ser de crecimiento rápido, de raíces profundas, producción elevada de biomasa, grandes tasas de transpiración y preferiblemente nativas. Es la combinación de alta acumulación de metal con alta producción de biomasa lo que resulta en la eliminación de más metal. Además, las plantas consideradas para fitorremediación deben tolerar el metal o los metales seleccionados, y ser eficientes en la translocación de metales de las raíces a las partes cosechables de la planta (Blaylock & Hang, 2000).

Otras características deseables de la planta incluyen la capacidad de tolerar condiciones difíciles del suelo, la producción de un sistema de raíces denso, facilidad de cuidado y establecimiento. Varios investigadores han evaluado plantas de crecimiento rápido, con alta acumulación de biomasa, con capacidad para tolerar y acumular en brotes (Raskin et al., 1997). En el caso de la fitotransformación orgánica; especies de vegetación que son resistentes y de rápido crecimiento, fáciles de mantener, tienen un alto poder de transpiración y transforman los contaminantes presentes en productos no tóxicos o menos tóxicos. Además, para muchas de estas aplicaciones, las plantas de enraizamiento profundo son particularmente valiosas (Fernández, 2006).

2.14 CARACTERÍSTICAS DE LA PLANTA SELECCIONADA PARA EL HUMEDAL.

2.14.1 *Chenopodium album*.

Planta anual con tallos de 10 - 150 cm, generalmente erectos, verdes o rojizos, muy ramificados y cubiertos de una pilosidad harinosa grisácea. Las hojas son alternas, algo carnosas, de contorno variable, de rómbica - ovado a lanceolada, generalmente al menos una vez y media tan larga como ancha; el margen es ligeramente dentado, en ocasiones algo trilobulado. Las flores se reúnen en inflorescencias de tipo panícula, formada por numerosos glomérulos; son a menudo dimórficas, ya que las terminales son hermafroditas o masculinas y las laterales femeninas. El perianto está formado por 5 piezas con una quilla poco marcada, farinosos. El androceo consta de 5 estambres libres y el gineceo de un ovario del que surge un estilo que finaliza en 2 estigmas. El fruto es un aquenio, con una semilla en su interior de 1.2 -

1.6 mm, de color negro, de contorno subovado, con surcos radiales tenues o casi lisa. Crece en zonas ruderales, como cunetas, bordes de caminos, campos, huertas, campos de cultivo, desde el nivel del mar a los 1000 m de altitud (Ochoa et al., 2011).

Requerimientos ecológicos: Luz: Crece a plena luz aunque soporta sombra. Temperatura: Calor moderado. Piso montano principalmente. Continentalidad: Intermedia. Humedad: Suelos secos; indicadora de sequedad moderada. Acidez: Suelos débilmente ácidos; pH 4.5 - 7.5. Nitrógeno: Principalmente suelos ricos; indicadora de riqueza de nutrientes (Gramid & Stoltenberg, 2009). Propiedades nutricionales: Es un sustituto aceptable de las espinacas. Todas las especies del género contienen unas saponinas tóxicas, por lo que no es aconsejable comerlas en grandes cantidades ya que pueden afectar al sistema nervioso y causar dolores estomacales. (Castroviejo, 1990).

Chenopodium Album, tiene la capacidad de fitoextracción y rizofiltración de mercurio, plomo y cadmio, ya que acumula los metales en la parte aérea y radicular, pudiendo ser empleada para la fitorremediación de aguas altamente contaminadas (Flores, 2017).

2.14.2 *Eleocharis palustris*

Eleocharis palustris es una planta de humedal perenne, muy rizomatosa que se encuentra desde baja a elevaciones medias. Crece en prados húmedos, acequias de riego, manantiales, áreas de filtración, agua dulce marismas, ríos y orillas del lago. Puede crecer en condiciones de inundación donde el agua es de hasta 1 m de profundidad para la mayor parte de la temporada de crecimiento. Es una planta de humedal obligada. Crece en suelos de textura fina en condiciones neutras a alcalinas o salinas. Se propaga rápidamente por los rizomas y ocasionalmente desde semilla. Se extenderá por los rizomas en áreas que son demasiado profundas para el establecimiento de plántulas. Va a desarrollar una masa de raíz gruesa que es resistente a la compactación y la erosión. Puede fijar el nitrógeno atmosférico y ponerlo a disposición de otras plantas en la comunidad de humedales a través del reciclaje (Cooper et al., 2006).

Uso y aplicaciones: Control de la erosión del suelo, alimentos silvestres y cobertura, creación y restauración de humedales, y la mejora de la diversidad de plantas en humedales y comunidades ribereñas. La masa de raíz densa hace que esta especie excelente opción para la estabilización del suelo en sitios ribereños y humedales. Los rizomas también forman una matriz para muchas bacterias beneficiosas, lo que hace que esta planta excelente opción para aguas residuales tratamiento (Hurd et al., 2003).

2.15 MÉTODO DE ANÁLISIS ESTADÍSTICO.

2.15.1 ANOVA de medidas repetidas

Se denomina así a la prueba estadística de comparación la cual permite comparar el efecto de un factor en distintas evaluaciones realizadas para la variable respuesta, es considerada como una extensión de la prueba de T de student para muestras relacionadas. Esta prueba puede ser utilizada para más de un factor (Geoffrey & David , 2005).

CAPITULO III

MATERIALES Y METODOS

3.1. MATERIALES

3.1.1. Equipos

Balanza analítica digital calibrada OHAUS modelo Adventuro (Sensibilidad 0.0001 gr, capacidad máxima 210gr). Compresora de aire vertical, 240 litros, Marca Truper, especificaciones: 2200 W / 3 HP, tensión 220 V, frecuencia 60 Hz, velocidad 3450 rpm, presión máxima 800 KPa, tipo bifásico, flujo continuo 246 L/ min, flujo de aire 7.7 CFM @ 40 PSI. Equipo de pruebas de Jarras modelo PB-900, marca Phipps & Bird. Taladro Atornillador modelo GSR120LI Profesional 12 V, marca Bosch.

3.1.2. Reactivos e Insumos

32 gr de NaOH marca J.T. Baker, 320 mg de $MnSO_4$, 25 ml de H-COOH a 1M, 450 ml de $FeCl_3$ al 1%, 9L de Al_2O_3 al 1%, 10L de agua destilada, 500 Kg de grava gruesa, 500 Kg de grava fina, 100 Kg de suelo orgánico, 200 gr de semillas de *Eleocharis palustris*, 200 gr de semillas de *Chenopodium álbum*, 1Kg de sustrato de germinación marca Labor, 150L de agua residual del proceso de curtido, 150L de agua residual del proceso de pelambre, 150L de agua residual del proceso de descalcado.

3.1.3. Material de vidrio

Beakers de 1L, beaker de 50 ml, beaker de 100 ml, fiola de 1L, pipeta de 1 ml, pipeta de 10ml, frascos ámbar de 1L y bageta.

3.1.4. Otros

Propipeta, cono de sedimentación de 1L, jeringas de 10 ml, bandejas de plástico de 150 L, 15 frascos de muestreo estériles con contratapa de 1L, 15 frascos de muestreo estériles con contratapa de 500 ml, 10 recipientes de plástico de 20L, 3m² de malla Raschel, manguera transparente con diámetro ½ pulg, bandejas de plástico de 50L, tubos de PVC con diámetro ½

pulg, adaptadores de tanque de PVC con diámetro ½ pulg, cintas teflón, accesorios “T” de PVC con diámetro ½ pulg, tapones de jebe con diámetro ½ pulg, válvulas de PVC con diámetro ½ pulgadas y semilleros de 400 espacios.

3.2. METODOS

3.2.1. Caracterización de los parámetros físico-químicos de los efluentes.

3.2.1.1 Toma de muestra

Las muestras fueron colectadas al finalizar los procesos productivos de pelambre, desencalado y curtido, de 3 lotes diferentes, para obtener una muestra representativa del proceso (Montgomery & García, 2013); de cada lote se extrajo aleatoriamente 50L y fueron almacenado en un tanque de 200L por separado. De cada tanque homogenizado se tomó una muestra para ser analizada según los métodos normalizados de la Tabla N°6, en el Laboratorio analítico del Sur (LAS). Para luego ser comparadas comparados con los valores del VMA.

3.2.1.2 Caracterización de los parámetros físico-químicos

Los parámetros fisicoquímicos que se analizaron fueron: pH, temperatura, solidos suspendidos totales, aceites y grasas, DBO₅, DQO, sulfatos, sulfuros, Cr total, Cr VI y nitrógeno amoniacal.

Tabla N°6: Metodología empleada por el laboratorio LAS para el análisis de la muestra.

Parámetro Código	Método
Cr Total (826)	ASTM D 1687 - 02 Método de ensayo estándar para cromo en agua por Absorción Atómica.
Cr Total (802)	EPA 200.7 Determinación de metales y elementos traza en agua y agua residual por ICP-OES, Revisión 4.4. (MÉTODO DE ENSAYO ACREDITADO)
Cr VI (827)	Cromo VI en agua SMEWW - APA- AWWA-WEF 3500-Cr-6, Part B, 22nd Ed. Colorimetric Method. (MÉTODO DE ENSAYO ACREDITADO)

Sulfuros (3036)	Ensayo de Sulfuros en aguas: SMEWW. 22 th Ed. 4500-S ² Part F. Iodometric Method.
Sulfuros (849)	Ensayo de Sulfuros en agua: SMEWW.22th Ed. 4500-S ² Part F. Iodometric Method. (MÉTODO DE ENSAYO ACREDITADO)
Sulfatos (848)	Ensayo de Sulfatos en agua: SMEWW. 22th Ed.4500-SO ₄ ⁻² . Part E. Turbidimetric Method (MÉTODO DE ENSAYO ACREDITADO)
Nitrógeno Amoniacal (3052)	Método de Ensayo para Nitrógeno como Amonio en aguas 2016. Método Fotométrico.
Nitrógeno Amoniacal (3050)	Ensayo para la determinación de Nitrógeno como Amonio en aguas por colorimetría 2016 N° 3050 (MÉTODO DE ENSAYO ACREDITADO)
pH (808)	Determinación de pH en aguas SMEWW. 22 th Ed.4500-H pH Part. B. Electrometric Method. (MÉTODO DE ENSAYO ACREDITADO)
SST (846)	Determinación de Solidos Suspendidos en aguas SMEWW. 22th Ed. Item 2540-Solids D. Total Suspended Solids Dried at 103-105 °C (MÉTODO DE ENSAYO ACREDITADO)
Aceites y Grasas (858)	Método de ensayo para determinación de Aceites y grasas en agua 2013 Doc 858. (MÉTODO DE ENSAYO ACREDITADO)
DBO ₅ (859)	Ensayo de bioquímica de oxígeno en aguas DBO ₅ SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 5210 B, 22nd Ed (5g Método Iodo métrico Azida Sódico). (MÉTODO DE ENSAYO ACREDITADO)
DQO (860)	Ensayo de demanda química de oxígeno en aguas DQO SMEWW. 22th Ed.5220-COD Part. D. Closed reflux, Colorimetric Method. (MÉTODO DE ENSAYO ACREDITADO).

3.2.2 Tratamiento primario de las aguas residuales de la industria del curtido de cuero.

Se trataron 450 L de agua residual en recipientes de 20 L. Se realizaron los siguientes procesos y operaciones unitarias para el tratamiento fisicoquímico que se muestran en el Gráfico N°5.

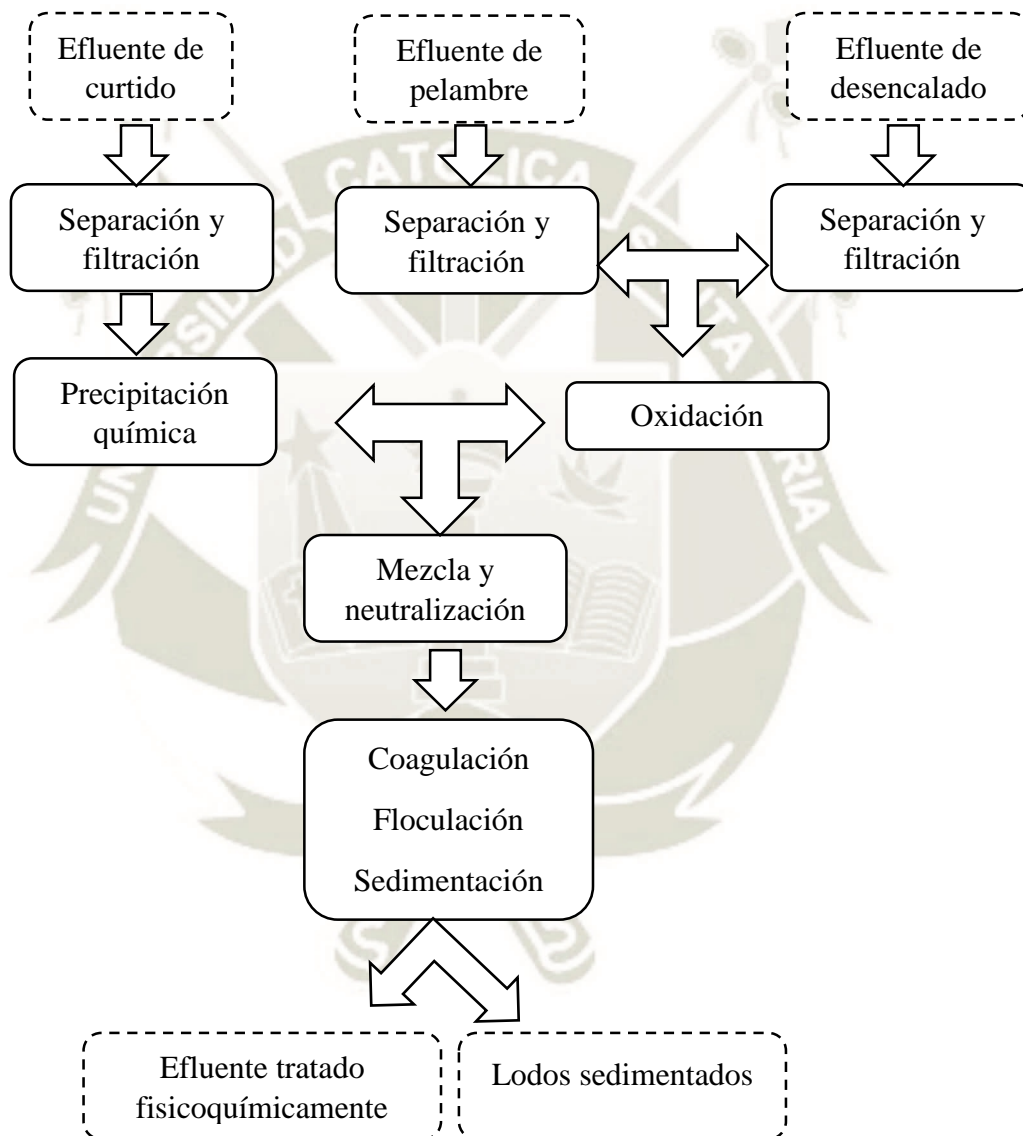


Gráfico N°5: Diagrama de flujo de los procesos y operaciones para el tratamiento fisicoquímico de las aguas residuales de curtiembre.

Fuente: Elaboración propia

3.2.2.1 Separación y filtración:

Se retiraron manualmente las grasas flotantes. Seguidamente, con una malla raschel se filtraron pelo, carnazas y sólidos grandes flotantes de cada una de las aguas residuales. Finalmente, se separaron los lodos residuales.

3.2.2.2 Precipitación química del Cr

El agua residual del proceso de curtido previamente filtrada fue llevada de pH 3 a pH 7 adicionando lentejas de NaOH bajo agitación constante durante 15 min como lo indica (Rosas, 2013), para luego dejar en reposo hasta que el precipitado sedimente y separar el agua clarificada como se muestra en el Gráfico N°6.



Gráfico N°6: Fotografía del precipitado de Cr.

Fuente: Propia

3.2.2.3 Oxidación:

Para la oxidación de sulfuros a la mezcla (agua de pelambre y desencalado) se suministró Sulfato de Magnesio en agitación constante en proporción $3,2 \text{ mg MnSO}_4/\text{mg S}^{-2}$ y aire comprimido en la proporción 60m^3 de aire/ m^3 de mezcla durante 6 horas, el flujo de alimentación de aire se mantuvo constante en $0,008 \text{ L/s}$. como se muestra en el Gráfico 7; Según lo indica (Salas, 2005).



Gráfico N°7: Fotografía del proceso de oxidación de sulfuros.

Fuente: Propia

3.2.2.4 Mezcla y neutralización de los efluentes:

Se mezclaron las aguas residuales de los procesos de curtido, pelambre y desencalado, en proporción de 1:1:1, con el objetivo de neutralizar las aguas alcalinas de los procesos de pelambre y desencalado como se muestra en el Gráfico N°8 . Agregando H-COOH a 1M hasta corregir el pH a 7.5, el cual es el pH óptimo para la coagulación (Rodríguez & Zapata, 2015).



Gráfico N°8: Fotografía del potenciómetro en el proceso de neutralización.

Fuente: Propia

3.2.2.5 Coagulación Floculación y Sedimentación:

Se realizó ensayos de Jarras para determinar la cantidad adecuada de floculante y coagulante como se muestra en el Gráfico N°9. Se trabajaron con volúmenes de 20L; por cada litro de agua residual a tratar se suministró 1 ml de FeCl_3 al 1% con una velocidad de agitación de 100 rpm durante 2 min para la adecuada difusión floculante, luego se bajó la velocidad de agitación a 60 rpm durante 15 min para aumentar el tiempo de contacto y tamaño de los flóculos. Seguidamente se suministró 20 ml Al_2O_3 al 1% con una velocidad de agitación de 100 rpm durante 2 min para la adecuada difusión floculante, luego se bajó la velocidad de agitación a 60 rpm durante 15 min. Finalmente se dejó en reposo 24 h y se extrajo el agua residual clarificada con una manguera por diferencia de presiones, dejando el lodo sedimento que luego fue almacenado.



Gráfico N°9: Fotografía del ensayo jarras a 20 ml, 15ml, 10 ml y 5ml de Al₂O₃ para determinar la concentración óptima.

Fuente: propia

3.2.3 Implementación del sistema de humedales artificiales para la selección de la especie más adecuada *Eleocharis palustris* o *Chenopodium album*.

3.2.3.1 Implementación de los humedales artificiales:

Se conformaron humedales horizontales de flujo sub-superficial. Cada unidad del sistema de humedales artificiales está compuesta de una bandeja de material plástico de 57 cm de longitud, 36 cm de ancho, 24 cm de profundidad y un volumen aproximado de 50L. Cada sistema estuvo conformado por 4 unidades: 3 repeticiones (J1, J2 y J3) y 1 blanco negativo (C1) como se muestra en el Gráfico N°10.

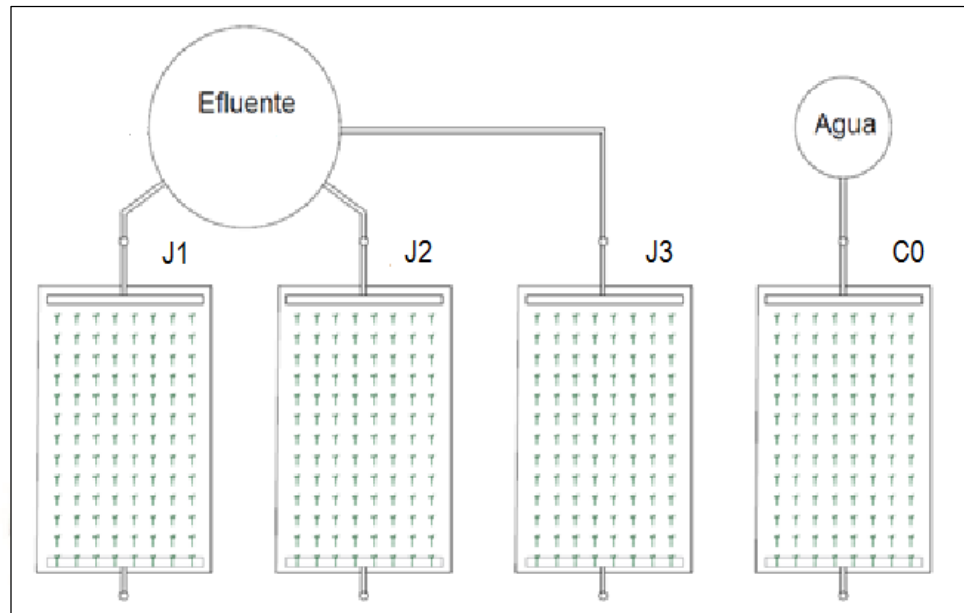


Gráfico N°10: Esquema de la configuración del sistema de humedales.

Fuente: Elaboración propia.

Cada unidad fue conformada por tres capas de sustrato: una capa de 7 cm de grava gruesa, 7 cm de grava fina (ambas con un peso de 35 Kg) y otra de 7 cm de suelo de orgánico (con un peso de 15Kg). La grava gruesa y fina fue lavada repetidas veces con agua potable antes de su uso; además en cada unidad fue implementado un dispersor de tubo de PVC $\frac{1}{2}$ " de 34 cm de ancho con 8 perforaciones que se situará en la parte superior de la cabecera de la bandeja y en la base del extremo opuesto un colector para el efluente de las mismas características como se muestra en el Gráfico N°11. Cada entrada y salida de las bandejas contará con una válvula de PVC de $\frac{1}{2}$ " para regular los volúmenes de entrada y salida, como se muestra en el Gráfico N°12.



Gráfico N°11: Fotografía de la estructura interna de las unidades de los humedales.

Fuente: Propia.

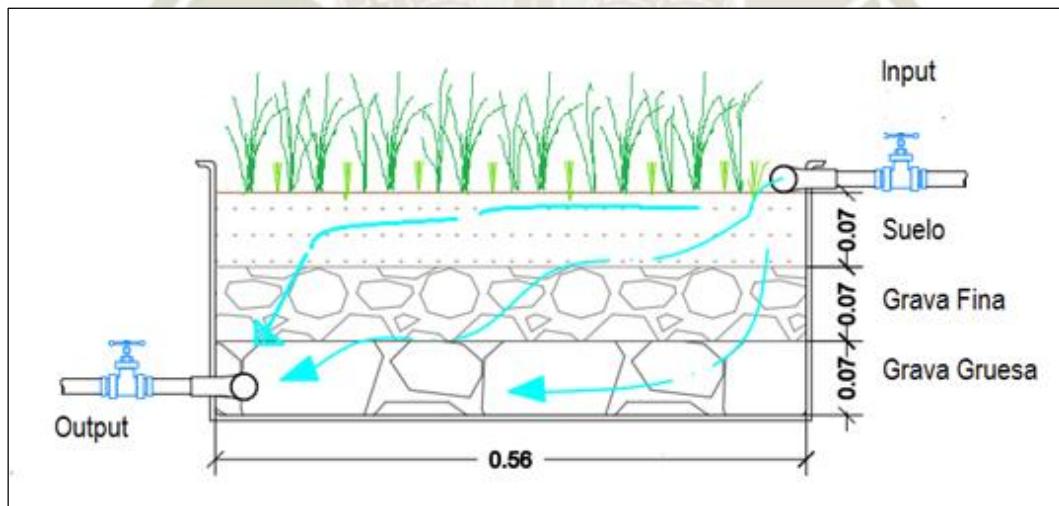


Gráfico N°12: Esquema de la estructura y composición de la unidad del sistema de humedales artificiales.

Fuente: Elaboración propia.

A cada unidad del sistema se suministró 9 L de agua residual, de acuerdo con la capacidad de campo del sistema y el volumen de recipiente. Los 9 L permanecieron en la unidad 4 días (tiempo de retención hidráulico) como lo sugiere Papaevangelou et al., 2017 para la remoción de Cr (III). El TRH también aseguro que se tuviera una salida del sistema de 3L, volumen mínimo requerido para realizar los análisis de laboratorio.

Las semillas de cada especie vegetal fueron proporcionadas por el laboratorio “HERBARIUM AREQUIPENSE” de la Escuela Profesional de Biología en la Universidad Nacional de San Agustín. Se sembraron las semillas en un sustrato comercial de germinación (Marca Labor); cuya composición se especifica en el ANEXO N°07.

En el sistema de *Chenopodium álbum* se trasplantaron en cada unidad 96 plántulas del mismo tamaño y edad con una separación de 4cm cada una, esta medida está fundamentada en la alelopatía de las plantas para su adecuado crecimiento como se muestra en el Gráfico N°13.



Gráfico N°13: Fotografía del sistema de *Chenopodium álbum* con 96 plántulas por unidad.

Fuente: Propia

En el sistema de *Eleocharis palustris* se trasplantaron bloques con una densidad promedio de 130 *Eleocharis p./cm²*. Posteriormente se implementaron tres sistemas más para los tratamientos del 25%, 50% y 75% (dilución del agua residual tratada). Todas las unidades fueron operadas en condiciones ambientales con un fotoperiodo de 8/16 h.

3.2.3.2 Selección de la especie más adecuada *Eleocharis palustris* o *Chenopodium album*:

A cada unidad del sistema se suministró 6 L de agua residual, de acuerdo con la capacidad de campo del sistema y el volumen de recipiente. Los 6 L permanecieron en la unidad 4 días (tiempo de retención hidráulico) como lo sugiere (Papaevangelou et al., 2017) para la remoción de Cr III.

3.2.4 Evaluación de la capacidad de los humedales artificiales para mejorar la calidad de las aguas residuales de la industria del curtido de cuero

Inicialmente se suministró 6 L de agua residual de curtiembre previamente tratada al 40% como lo indica (Alemu, 2010) durante 4 días a los sistemas de *Eleocharis palustris* y *Chenopodium álbum*, basado en los resultados de dicho ensayo posteriormente se trabajó solo con los sistemas de *Eleocharis palustris* a las concentraciones de 25%, 50% y 75%, se asignó un sistema para cada concentración.

A cada unidad del sistema de *Eleocharis palustris* se suministró 9 L de agua residual con un THR de 4 días, en ese periodo se realizaron 3 mediciones: al día 1, 2 y 4. Se analizaron los parámetros Cr total, Cr VI, Sulfatos, Nitrógeno Amoniacal, DQO, DBO₅ y pH.

Los datos obtenidos fueron procesados estadísticamente con el programa SPSS-PASW statistics versión 18.0.0, que sirvió para realizar la prueba estadística de varianza ANOVA de medidas repetidas y así determinar si existe influencia del tiempo de evaluación y de la concentración (25%, 50% y 75%) del agua residual en la mejora de la calidad del agua residual

que sale del humedal artificial. También se realizó la prueba estadística Tukey para probar las diferencias entre medias de tratamientos (25%, 50% y 75%) de la investigación.

Finalmente se determinó el porcentaje de remoción de los parámetros: Cr total, Cr III, Sulfatos, Nitrógeno Amoniacal, DQO, DBO₅ y pH para evaluar la mejora de la calidad del agua residual que sale del humedal aplicando la siguiente formula:

$$\% \text{ de Remoción} = \frac{Ci - Cf}{Ci} \times 100$$

Donde *Ci* es la concentración a la entrada del humedal en un tiempo y *Cf* es la concentración de la salida del sistema a los 4 días de evaluación.

3.2.5 Analizar la distribución y destino del cromo dentro de un ambiente de humedal

3.2.5.1 Toma de la muestra y análisis:

Después de que los sistemas de humedales artificiales hayan tratado el agua residual, se dejó secar el sistema por 5 días, para luego tomar muestras de Tallos, Raíces, Suelo y Grava. Para el muestreo de los componentes (Tallos, Raíces, Suelo y Grava) se tomaron 500gr de materia de 8 puntos como se muestra en el Gráfico N°14, ubicados en cada pared corta (2), dos en cada pared larga (4) y dos en el fondo (2), Como lo indica La Guía para el muestreo – Ministerio del ambiente del Perú (MINAM) de suelos superficiales contaminados en un área rectangular (MINAM, 2014).

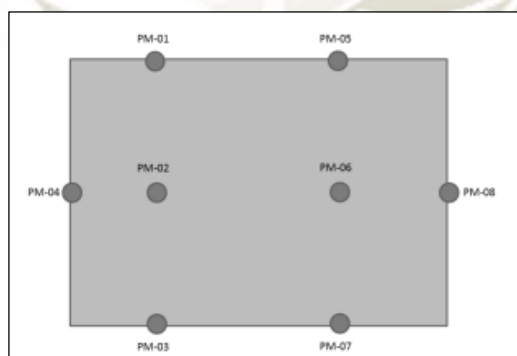


Gráfico N°14: Esquema de la localización de Puntos de Muestreo en una Área rectangular de contaminación.

Fuente: Guía para el muestro de suelos – MINAM.

Debido a que se necesita una muestra representativa y el volumen de la muestra supera lo requerido para el análisis, el volumen final fue sometido a partición, para reducirlas y obtener una muestra compuesta representativa se cuarteo la muestra dos veces como se muestra en el Gráfico N°15 hasta tener un volumen de 1 Kg.

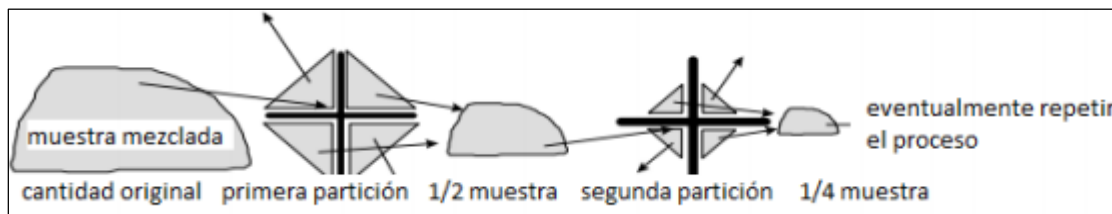


Gráfico N°15: Esquema de la partición para la toma de muestras.

Fuente: Guía para el muestro de suelos – MINAM.

Las muestras de Tallos y Raíces fueron enjuagadas repetidas veces para eliminar los restos de tierra o algunas impurezas para luego ser secados y finalmente fueron llevadas a analizar al laboratorio según los métodos que se detallan en la Tabla N°7.

Tabla N°7: Metodología empleada para el análisis de cromo total en los componentes del humedal.

Código	Parámetro	Método
726	Cr Total en Suelo y Grava	Ensayo por ICP/OES extracción acida en suelos
5012	Cr Total en Tallos y Raíces	Método de ensayo para la determinación de metales pesados en alimentos, Cromo por ICP OES.

Fuente: Laboratorio Analítico del Sur (LAS)

3.2.5.2 Distribución del Cromo:

Para determinar la distribución del Cromo en el sistema de humedales fue necesario realizar un balance de masa, multiplicando la concentración de cromo expresada en (ppm) por la cantidad de masa del componente ambiental (tallos, raíces, grava y suelo) expresada en (Kg) finalmente se calcula el porcentaje que representa.

CAPITULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 CARACTERIZACIÓN DE LOS EFLUENTES DE CURTIDO, PELAMBRE Y DESENCALADO SEGÚN LOS PARÁMETROS DE VMA.

Las muestras tomadas fueron analizadas en LAS según los parámetros que consignan en el VMA y los resultados se muestra en la Tabla N°8 y los análisis en la Tabla N°42, 43 y 44 del Anexo N°5. El agua residual de curtido que se muestra en el Gráfico N°16 cumple con los parámetros de: Cr VI, temperatura, SST, sulfatos, aceites y grasas. El agua residual de pelambre que se muestra en el Gráfico N°17 cumple con los valores de: Cr Total, Cr VI, temperatura, sulfatos, aceites y grasas. Finalmente el agua residual de desencalado que se muestra en el Gráfico N°18 solo cumple con los valores de Cr Total, temperatura y SST respecto al VMA.



Gráfico N°16: Fotografía del agua residual del proceso de curtido.

Fuente: Propia



Gráfico N°17: Fotografía del agua residual del proceso de pelambre.

Fuente: Propia



Gráfico N°18: Fotografía del agua residual del proceso de descalcado.

Fuente: Propia

Tabla N° 8: Resultados de la caracterización de los tipos de efluentes según los parámetros del VMA.

Parámetro	Agua residual de curtido	Agua residual de pelambre	Agua residual de desescalado	VMA
Cr total (mg/L)	4540	0.1124	0.79784	10
Cr VI (mg/L)	0.32	0.075	12.8	0.5
pH	3.95	12.86	9.07	6 – 9
Temperatura	20.4	20.5	21.0	< 35
SST (mg/L)	82.5	4420	486	500
Sulfatos (mg/L)	271.9	458.4	18476	500
Sulfuros (mg/L)	19.20	1286.8	266.40	5
Aceites y Grasas (mg/L)	9.3	46.9	244.9	100
DBO ₅ (mg/L)	1271	3154.8	5105.6	500
DQO (mg/L)	3740	20300	8510	1000
N-NH ₃ (mg/L)	358	357.3	2462.1	80

Fuente: Informes de ensayo LAS-AC-17-01039/ LAS-AC-17-01187 / LAS-AC-17-01040.

Zevallos (2014) realizó un estudio sobre la determinación de parámetros fisicoquímicos en efluentes industriales de curtiembres de la asociación ASPEMYCUR – PIRS tomando muestras del colector principal (efluentes combinados) en 20 puntos diferentes encontrando: para el pH un rango de 4.5 - 9 y en esta investigación por haber hecho análisis específicos el rango estuvo entre 3.95 – 12.86, para el Cr total Zevallos (2014) reportó un valor máximo de 1633.8 mg/L y en esta investigación en el efluente de curtido fue 4540 mg/L, la diferencia radica a que en la mezcla en el canal colector se neutraliza el pH y se produce la precipitación del Cr. Para los SST reportó un valor máximo de 23358 mg/L y en esta investigación en el efluente de pelambre fue 4420 mg/L, la diferencia se debe a la cantidad, calidad y pre-tratamiento de materia prima. Para los sulfuros reportó un valor máximo de 547.5 mg/L y en esta investigación en el efluente

de pelambre fue 1286.8, la diferencia se debe a que la mezcla en el canal colector está más disuelta con los otros efluentes. En el caso de aceites y grasas Zevallos (2014) reportó un valor máximo de 63 mg/L y en esta investigación en el efluente de desenchalado fue 244.9 mg/L, la diferencia se debe a que en el primer caso existía una trampa de grasas. Para la DBO₅ Zevallos (2014) reportó un valor máximo de 11250 mg/L y en esta investigación en el efluente de desenchalado fue 5105.6 mg/L, la diferencia puede deberse a la conservación de las pieles, el uso de bactericidas reduce la proliferación de microorganismos que degradan dicha materia prima. En el caso de la DQO Zevallos (2014) reportó un valor máximo de 44 352 mg/L y en esta investigación en el efluente de pelambre fue 20 300 mg/L, la diferencia puede deberse a que el primer dato es la DQO de la combinación de tres a mas efluentes del proceso, entre ellos agua de remojo, que posee una alta cantidad de sal y a mayor salinidad menor eliminación de la DQO (Castillo et al., 2001); también en los últimos dos años se incrementó la fiscalización al sector curtiembre, lo que obligo a las empresas a sustituir los productos químicos por otros menos contaminantes disminuyendo la DQO, sulfuros y sales. Para el nitrógeno amoniacal Zevallos (2014) reportó un valor máximo de 1 716 mg/L y en esta investigación en el efluente de desenchalado fue 2 462.1 mg/L, la diferencia se debe a que la mezcla en el canal colector está más disuelta con los otros efluentes. En esta investigación las concentraciones de sulfatos provienen de las sales de sulfato de amoniaco y ácido sulfúrico.

El Cr VI se encontró en bajas concentraciones en el efluente de curtido 0.32 mg/L y en el efluente de pelambre 0.075, esto puede deberse a la falta de mantenimiento y alternación en los tambores. La mayor concentración de Cr VI analizada fue en el efluente de desenchalado 12.8 mg/L debido a que en este proceso se agrega sulfato de amonio que es predecesor para formar sulfato de cromo ya que en presencia de materia orgánica sufre un proceso de oxidación a Cr VI la forma más tóxica (Vásquez et al., 2014).

En Perú Portada (2010) y Ganoza & Panduro (2010) analizaron los efluentes de pelambre y curtido en la sierra y en la costa del país respectivamente. Los datos obtenidos para el efluente de pelambre por los autores anteriores fueron: para pH se encontraban en el rango de 12 – 13.43 y en esta investigación se determinó un valor de 12.8 que se encuentra dentro del rango debido a que es el pH requerido para el proceso. En SST se estableció un rango de 61 467 –

114 000 mg/L y en esta investigación se determinó un valor de 4420 mg/L que no se encuentra en el rango, el menor valor pudo deberse a la mejor calidad de la materia prima o limpieza previa de los tambores. En Sulfuros se estableció un rango de 43 355 – 1 127.59 mg/L y en esta investigación se determinó un valor 1 286.8 mg/L que se encuentra en el rango establecido. Respecto a los parámetros de DBO₅ y DQO Ganoza & Panduro (2010) obtuvieron valores de 9 607 mg/L y 12 152 mg/L respectivamente y en esta investigación se obtuvieron valores de 3 154.8 mg/L y 20 300 mg/L respectivamente. La menor cantidad de DBO₅ pudo deberse a la mejor conservación de la materia prima por medio del uso de sustancias químicas las mismas que aumentan la DQO.

Los datos obtenidos por Portada (2010) y Ganoza & Panduro (2010) para efluentes de curtido fueron: 1 110.83 – 3 355 mg/L de Cr total y en esta investigación se determinó un valor de 4 540 mg/L que no se encuentra dentro del rango establecido debido a que en la mayoría de caso se prefiere un proceso de curtido por exceso, para obtener una mejor calidad del cuero. Para pH se encontraban en el rango de 4 – 4.8 y en esta investigación se determinó un valor de 3.95 que se encuentra muy cercano del rango debido a que es el pH requerido para el proceso. Respecto a los parámetros SST, DBO₅ y DQO Ganoza & Panduro (2010) obtuvieron valores de 82 280 mg/L, 4 768 mg/L y 5 320 mg/L respectivamente y en esta investigación se obtuvieron valores de 82.5 mg/L, 1 271 mg/L y 3740 mg/L respectivamente. La gran diferencia de los SST se pudo deber a condiciones de limpieza de los equipos y al estado de reposo del efluente en el momento del muestreo, el cual facilitó las condiciones para que algunos solidos suspendidos sedimenten.

En otras investigaciones realizadas en Ecuador, Cerón (2011), Muñoz (2002) y Tuyupanda (2010) analizaron los efluentes de pelambre y curtido también, obteniendo resultados en algunos parámetros similares y otros más elevados. Esto se debe a que en países en vías de desarrollo se produce cuero de una manera artesanal y no sistematizada. En cambio, en países industrializados se encontraron valores más bajos que la presente investigación, esto puede deberse a un mejor control del proceso y uso de tecnología, cambio de productos químicos y producción más limpia.

4.2 REALIZACIÓN DEL TRATAMIENTO PRIMARIO DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA DEL CURTIDO DE CUERO.

Se trataron 450 L en su totalidad de agua residual, de los cuales se obtuvieron 330 L de clarificado del cual se tomó los tratamientos o diluciones para suministrar a los sistemas de humedales y los otros 120 L fueron lodos sedimentados, que representan un 36.36% del volumen inicial. Los análisis del laboratorio fueron comparados con los VMA y ECA-Categoría 3 como se muestra en la Tabla N°9, además se calculó la concentración inicial acumulada de cada parámetro para poder determinar un porcentaje de remoción o incremento, donde los parámetros Cr VI, sulfatos, DBO₅, DQO y nitrógeno amoniacal superan los VMA; ningún parámetro cumple con el ECA-Categoría 3. En el Gráfico N° 19 se muestra la calidad del agua residual posterior al tratamiento fisicoquímico y en la Tabla N°45 del Anexo N°5 se encuentran los resultados del laboratorio.



Gráfico N°19: Fotografía del agua residual con tratamiento primario.

Fuente: Propia

Tabla N°9: Resultados del tratamiento primario en comparación con el VMA y ECA.

Parámetro	Efluente después del tratamiento primario	Concentración inicial acumulada de la mezcla calculada	% de remoción	% de incremento	VMA	ECA
						Bebida de animales y riego de Vegetales y bebida de animales
Cr total (mg/L)	8.16	1513.64	99.46%	-	10	0.1
Cr VI (mg/L)	3.70	4.40	15.88%	-	0.5	-
pH	7.89	-	-	-	6 - 9	6.5 – 8.5
Temperatura (°C)	20.1	-	-	-	< 35	Δ 3
SST (mg/L)	107	1662.83	93.57%	-	500	-
Sulfatos (mg/L)	12193.41	6402.10	-	90.57%	500	1000
Sulfuros (mg/L)	2.17	524.13	99.59%	-	5	0.05
Aceites y Grasas (mg/L)	17.0	100.37	83.06%	-	100	5
DBO ₅ (mg/L)	8420.0	3177.13	-	165.05%	500	15
DQO (mg/L)	10200	10850.00	5.77%	-	1000	40
N-NH ₃ (mg/L)	411.98	1059.13	61.10%	-	80	-

Fuente: Informe de ensayo LAS-AC-17-01608.

En la precipitación química del Cr con NaOH del efluente de curtido que contenía 4540 mg/l de Cr total y seguida de un proceso de coagulación se obtuvo 8.16 mg/l de Cr total residual. Rosas (2013) precipitó 4269.70 ± 29.89 mg/l de Cr total y obtuvo 1.06 mg/l de Cr total residual a nivel laboratorio. La diferencia de remoción pudo deberse a que al precipitar Cr con NaOH

produce una suspensión coloidal, lo que no ocurre cuando se precipita con $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Los coloides alcanzan un estado de estabilidad tras el cual no llegan a sedimentar. Este fenómeno se da por la acumulación de carga sobre la superficie coloidal (Harris, 2007). Rosas (2013) indicó que el uso de agentes coagulantes (FeCl_2 , FeCl_3 y AlCl_3) no favorece la precipitación del Cr total. Otro aspecto importante es la diferencia de trabajar a un nivel de laboratorio y a un nivel real con volúmenes mayores.

Respecto al Cr VI el efluente con mayor concentración fue el de desenchalado con 12.8 mg/l de Cr VI, el cual no fue sometido al proceso de precipitación química por lo cual el Cr VI residual fue de 3.17 mg/l, concentración mayor registrada a la de Cr VI inicial en los efluentes de curtido.

Salas (2005) realizó la eliminación de sulfuros por oxidación con MnSO_4 , tratando una concentración inicial de 458.4 mg/l de sulfuros a 5 mg/l en un tiempo de 4h, en esta investigación siguiendo la misma metodología se trataron los efluentes de pelambre y desenchalado con una concentración inicial de 1 553.2 mg/l de sulfuros y posterior al tratamiento tuvieron una concentración residual de 2.17 mg/l de sulfuros en un tiempo de 6h adicionalmente el proceso de coagulación contribuyó a la oxidación de sulfuros.

Para corroborar los resultados del proceso de coagulación se contrastaron con la investigación de Rodríguez & Zapata (2015) quienes realizaron los procesos de coagulación y floculación para la remoción de sulfuros, sólidos suspendidos, demanda química y biológica de oxígeno de efluentes de ribera en curtiembres. El efluente de pelambre en la investigación de Rodríguez & Zapata (2015) tenía una concentración de 21 136 mg/L de DQO y posterior al tratamiento fue 6 224 mg/L de DQO residual, en esta investigación la DQO inicial acumulada calculada fue 10 850.00mg/l y posterior al tratamiento fue de 10 200 mg/l de DQO residual. En el caso de la DBO_5 en la investigación de Rodríguez & Zapata (2015) tenía un valor inicial de 13 691 mg/l y posterior al tratamiento fue 4 702 mg/l de DBO_5 residual, en esta investigación la DBO_5 inicial del efluente de pelambre fue 3 177.13 mg/l y posterior al tratamiento fue de 8 420 mg/l de DBO_5 residual, este aumento pudo deberse al tiempo sin conservación entre el análisis de los efluentes y el tratamiento, en estas circunstancias se dio la proliferación de

microorganismos. Para el parámetro SST en la investigación de Rodríguez & Zapata (2015) tenía un valor inicial de 3 000 mg/l y posterior al tratamiento fue 600 mg/l de SST residual, en esta investigación la concentración inicial calculada de los SST fue 1 662.83 mg/l y posterior al tratamiento fue de 107 mg/l de SST residual. La diferencia en los resultados pudo deberse a que para cada tipo de agua residual es necesario determinar la dosis y concentración óptima de coagulante y ayudantes de coagulación, pH óptimo, tiempo óptimo de coagulación, mezcla rápida y gradientes de velocidad óptimos para la floculación, todos estos factores son decisivos para un proceso de coagulación, floculación y sedimentación óptimas. Se pudo obtener mejores rendimientos en los procesos de coagulación y sedimentación de haber contado con los equipos adecuados para un volumen de 450L. En esta investigación el tratamiento se realizó de manera manual; por lo cual se obtuvo un bajo rendimiento.

4.3 DISEÑO E IMPLEMENTACIÓN DEL SISTEMA DE HUMEDALES ARTIFICIALES DE FORMA HORIZONTAL Y FLUJO SUB-SUPERFICIAL PARA *Eleocharis palustris* y *Chenopodium album*.

4.3.1. Implementación de los humedales artificiales:

El sistema que se ensayó de *Eleocharis palustris* con 6 L de agua residual al 40% con un THR de 4 días, no presentó alteraciones cualitativas en las plantas y no hubo un volumen de salida del agua residual tratada por el humedal; debido a que el volumen de entrada fue consumido por la vegetación y/o retenido por el sustrato, de tal manera no hubo el volumen requerido para realizar los análisis.

El sistema que se ensayó de *Chenopodium album* con 6 L de agua residual al 40% con un THR de 4 días, presentó alteraciones paulatinas cualitativas en las plantas hasta el día 4 que en su totalidad se secaron y presentaron un color amarillo. Si hubo un volumen de salida del agua residual tratada por el humedal que fue de 3.6 L; volumen requerido para realizar los análisis de laboratorio.

4.3.1. Selección de la especie más adecuada *Chenopodium álbum* o *Eleocharis palustris*:

El sistema que se ensayó de *Chenopodium álbum* con 6 L de agua residual al 40% con un THR de 4 días, presentó alteraciones paulatinas cualitativas en las plantas hasta el día 4 que en su totalidad se secaron y presentaron coloración amarilla como se muestra en el Gráfico N° 20. Si hubo un volumen de salida del agua residual tratada por el humedal que fue de 3.6 L; volumen requerido para realizar los análisis de laboratorio.



Gráfico N°20: Deterioro paulatino de *Chenopodium album* durante el ensayo.

Fuente propia

En la Tabla N°10 se muestra el análisis de los resultados de un sistema de *Chenopodium album* ensayado a una concentración del 40% de agua residual. Los parámetros que mostraron mejor porcentaje de remoción fueron el Cr Total, Cr VI, DBO₅ y DQO. Mientras los sulfatos y nitrógeno amoniacal mostraron bajos porcentajes de remoción. Los resultados se muestran en la Tabla N°46 del Anexo 6.

Tabla N°10: Resultados del ensayo realizado con *Chenopodium álbum*.

EVALUACIÓN DE LA MEJORA DE LA CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL CON <i>Chenopodium álbum</i>			
PARAMETROS	0 DÍA	4 DÍA	REMOCIÓN
	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$ (%)
Cr Total (mg/L)	3.26 ± 0.00	0.072 ± 0.008	97.78 ± 0.23
Cr VI (mg/L)	1.48 ± 0.00	0.021 ± 0.001	98.58 ± 0.07
Sulfatos (mg/L)	4877.36 ± 0.00	3611.00 ± 309.244	24.69 ± 5.95
Nitrógeno Amoniacal (mg/L)	164.79 ± 0.00	133.233 ± 13.17	21.05 ± 7.28
pH	7.46 ± 0.00	7.23 ± 0.20	8.37 ± 0.25
DBO₅ (mg/L)	3368 ± 0.00	317.667 ± 20.404	90.50 ± 0.59
DQO (mg/L)	4080 ± 0.00	645.00 ± 25.000	84.19 ± 0.61

Fuente: Elaboración propia.

El sistema que se ensayó de *Eleocharis palustris* con 6 L de agua residual al 40% con un THR de 4 días, no presento alteraciones cualitativas en las plantas como se muestra en el Gráfico N° 21 y no hubo un volumen de salida del agua residual tratada por el humedal; debido a que el volumen de entrada fue consumido por la vegetación y/o retenido por el sustrato, de tal manera no hubo el volumen requerido para realizar los análisis.



Gráfico N°21: Fotografía de las condiciones de Eleocharis palustris después del ensayo.

Fuente propia.

Una de las posibles causas del perecimiento de *Chenopodium álbum* pudo deberse a los efectos de la salinidad en el medio de crecimiento que son: necrosis foliar, reducción de crecimiento y afectación en la producción de etileno (Martínez et al., 2011). A nivel de humedales la presencia de sales en grandes cantidades en aguas residuales puede afectar negativamente los procesos biológicos en el tratamiento de aguas residuales ya que los efluentes hipersalinos a menudo son recalcitrantes (Lefebvre & Moletta, 2006).

En la investigación de Calheiros et al. (2012) sugiere para el tratamiento de aguas residuales salinas provenientes de curtiembres seleccionar plantas tolerantes a la sal para tener un humedal resistente y efectivo. En esta investigación *Eleocharis palustris* demostró mayor tolerancia a la salinidad que *Chenopodium álbum*.

4.4 EVALUACIÓN LA CAPACIDAD DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES PARA MEJORAR LA CALIDAD DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA DEL CURTIDO DE CUERO A DIFERENTES CONCENTRACIONES DE CONTAMINANTES.

4.4.1 Evaluación de Cromo Total

Se muestra los promedios y desviaciones estándar de la concentración de Cr total residual presente durante y después del tratamiento con humedales, a las concentraciones de 25%, 50% y 75% en la Tabla N°25 del Anexo 2, presentándose una disminución progresiva de las concentraciones residuales hasta el cuarto día de evaluación. En el Gráfico 22 se muestra la variación de la concentración de Cr total en el tiempo, a la concentración del 75% presento menos cromo total residual que al 50% desde el segundo día de evaluación. Los datos se muestran en las Tablas N°47, 48 y 49 del Anexo N°7.

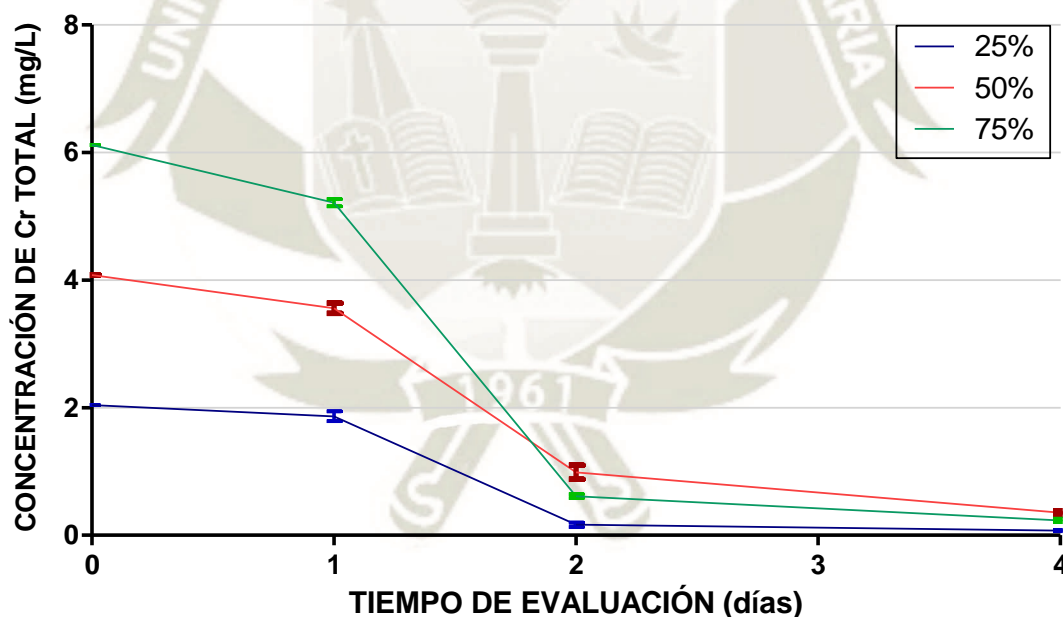


Gráfico N°22: Evaluación de Cromo Total residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.

Fuente: Elaboración Propia.

El Gráfico N°23 muestra la prueba de especificidad de Tukey, hasta los 4 días de evaluación, indicando para el día 1 de evaluación, la presencia de tres grupos (a, b, c), siendo la menor concentración residual de Cr total para 25% con 1.86 mg/L (a) y la mayor para 75% con 5.21mg/L(c), mientras que para el día 4 de evaluación la menor concentración residual de Cr total fue de 0.07mg/L (a) para 25% y la mayor concentración fue de 0.35 mg/L (c) para 50%.

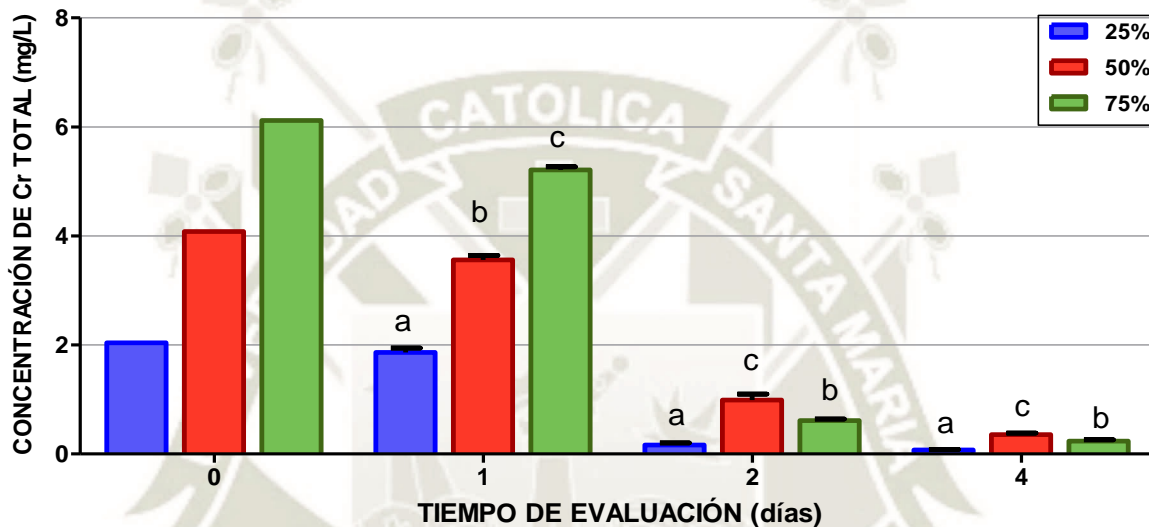


Gráfico N°23: Prueba de especificidad de Tukey, hasta los 4 días de evaluación para Cr Total.

Fuente: Elaboración propia

En la Tabla N°32 del Anexo N° 3 se muestra la prueba estadística de comparación de ANOVA de medidas repetidas, la misma que indica que existe influencia altamente significativas ($P < 0.01$) del tiempo de evaluación, de las concentraciones (diluciones 25%, 50% y 75%), y un efecto combinado de las concentraciones y el tiempo de evaluación en la concentración de Cr total residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS-AQP.

La Tabla N°11 muestra los promedios y desviaciones estándar del porcentaje de remoción después del tratamiento con humedales artificiales para las concentraciones de 25%, 50% y 75%, obteniendo el mayor porcentaje de remoción la concentración del 25%; también se muestra la prueba de comparación ANOVA ($F=75.282$) la que indica que existen diferencias

altamente significativas en el porcentaje de remoción de cromo total después del tratamiento con humedales artificiales.

Tabla N°11: Evaluación y comparación del Porcentaje de Remoción de Cromo Total después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales del PIRS-Arequipa.

CONCENTRACIÓN	% REMOCIÓN Cr Total		F	P
	$\bar{X} \pm S$ (%)			
25%	96.49 ± 0.51			
50%	91.34 ± 0.75	75.282	0.000	
75%	96.18 ± 0.41			

Fuente: Elaboración propia

Los estudios realizados por Alemu (2010) con humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales de curtiduría mostraron para el Cr Total porcentajes de remoción del 99.3% partiendo con una concentración inicial de 40 ± 27 mg/L en humedales con un volumen de 2.016 m³. En la presente investigación se determinaron porcentajes de remoción de 96.18% para el Cr Total trabajando con una concentración máxima de 6.12 mg/L y un volumen del humedal de 50L. El porcentaje menor de remoción de Cr total en la presente investigación pudo deberse a la menor cantidad de sustrato, a la diferente composición del mismo o la variación de la especie vegetal utilizada en el humedal.

Dotro et al. (2012) empleó humedales artificiales como tratamiento secundario para aguas residuales de curtiembre; las cuales poseían una baja concentración 1.1 mg/L de Cr total y después del tratamiento con el humedal se registraron concentraciones de 0.5 mg/L de Cr total. Al igual que en esta investigación los humedales artificiales no recibirán altas concentraciones de Cr total debido a que existe un tratamiento primario; lo que implica que probablemente el Cr total no tendrá un efecto tóxico en las plantas (Lukina et al., 2016).

Respecto al Gráfico N° 22 donde la concentración del 75% presento menos Cr total residual que al 50% desde el segundo día de evaluación esto pudo deberse a una ligera variación en el pH como se muestra en el Gráfico N°30, las dos gráficas presentan el mismo comportamiento desde el día 2. Esto pudo deberse a que el pH influye en los procesos de absorción, adsorción y/o precipitación del Cr (Muhammad, 2017).

4.4.2 Evaluación de Cromo VI

Se muestra los promedios y desviaciones estándar de la concentración de Cr VI residual presente durante y después del tratamiento con humedales, a las concentraciones de 25%,50% y 75% en la Tabla N°26 del Anexo N°2, presentándose una disminución progresiva de las concentraciones residuales hasta el cuarto día de evaluación. En el Gráfico N°24 se muestra la variación de la concentración de Cr VI en el tiempo, a la concentración del 75% presento menos Cr VI residual que al 50% al cuarto día de evaluación. Los datos se muestran en las Tablas N°47, 48 y 49 del Anexo N°7.

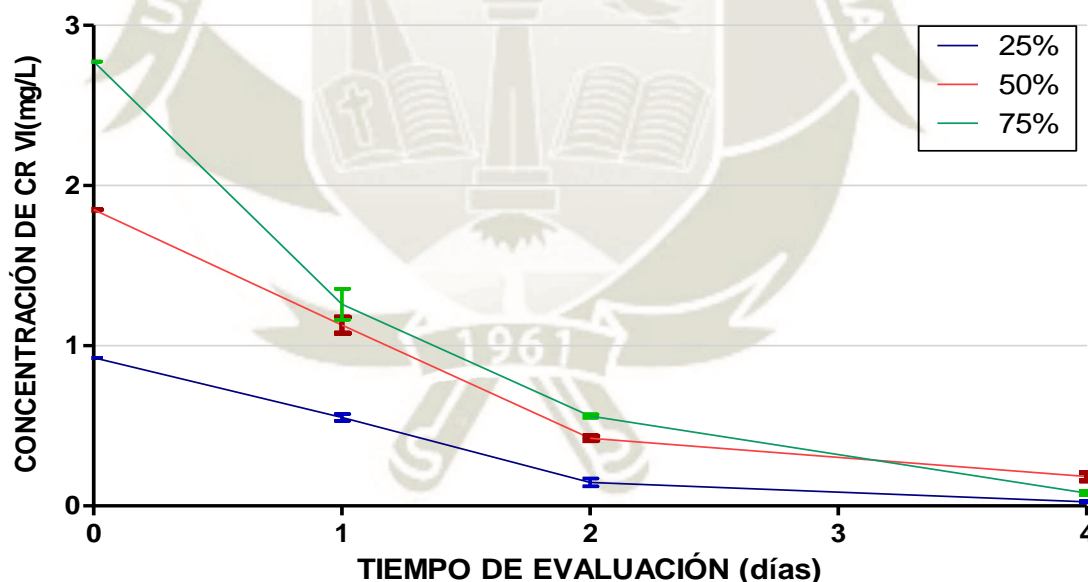


Gráfico 24: Evaluación de Cromo VI residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.

Fuente: Elaboración propia

En la Tabla N°33 del Anexo N°3 se muestra la prueba estadística de comparación de ANOVA de medidas repetidas, la misma que indica que existe influencia altamente significativas ($P < 0.01$) del tiempo de evaluación, de las concentraciones (diluciones 25%, 50% y 75%), y un efecto combinado de las concentraciones y el tiempo de evaluación en la concentración de Cr VI residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS-AQP.

El Gráfico N°25 muestra la prueba de especificidad de Tukey, hasta los 4 días de evaluación, indicando para el día 1 de evaluación, la presencia de tres grupos (a, b, c), siendo la menor concentración residual de Cr VI para 25% con 0.93 mg/L (a) y la mayor para 75% con 2.77 mg/L (c), mientras que para el día 4 de evaluación la menor concentración residual de Cr VI fue de 0.03 mg/L (a) para 25% y la mayor concentración fue de 0.18 mg/L (c) para 50%.

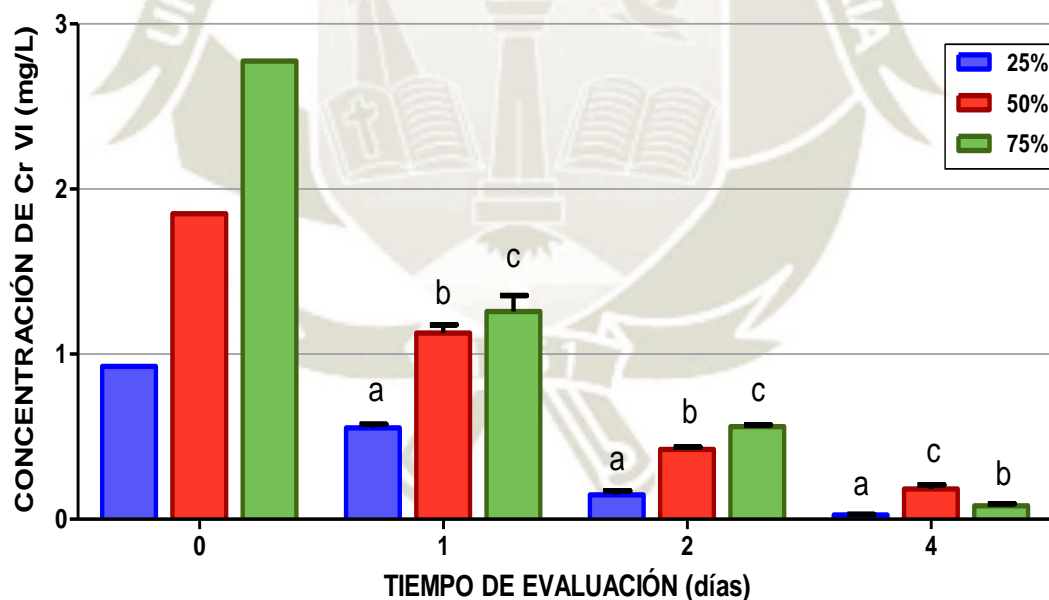


Gráfico N° 25: Prueba de especificidad de Tukey, hasta los 4 días de evaluación para Cr VI.

Fuente: Elaboración propia.

La Tabla N°12 muestra los promedios y desviaciones estándar del porcentaje de remoción después del tratamiento con humedales artificiales para las concentraciones de 25%, 50% y 75%, obteniendo el mayor porcentaje de remoción la concentración del 25%; también se muestra la prueba de comparación ANOVA (F= 65.588) la que indica que existen diferencias altamente significativas en el porcentaje de remoción (P<0.01) de Cr VI después del tratamiento con humedales artificiales.

Tabla N°12: Evaluación y comparación del Porcentaje de Remoción de Cromo VI después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales del PIRS-Arequipa.

CONCENTRACIÓN	% REMOCIÓN Cr VI		F	P
	$\bar{X} \pm S$ (%)			
25%	97.15 ± 0.44		65.588	0.000
50%	90.09 ± 1.36			
75%	97.09 ± 0.47			

Fuente: Elaboración propia.

Los estudios realizados por Fibbi et al. (2012) para ver la distribución y remoción de Cr VI en humedales artificiales mostraron un porcentaje de remoción del 72% partiendo con una concentración inicial de 0.0055 ± 29 mg/L. En la presente investigación se determinaron porcentajes de remoción de 97% para el Cr VI trabajando con una concentración inicial máxima de 2.77 mg/L. Fibbi et al, (2012) afirma que el Cr VI estaba presente solo en fase líquida y se elimina en su mayor parte por reducción a Cr III.

Respecto al Gráfico N°24 donde la concentración del 75% presentó menos Cr VI residual que al 50% en el cuarto día de evaluación esto pudo deberse a una ligera variación en el pH como se muestra en el Gráfico N°30.

4.4.3 Evaluación de Sulfatos

Se muestra los promedios y desviaciones estándar de la concentración de sulfatos residuales presente durante y después del tratamiento con humedales, a las concentraciones de 25%, 50% y 75% en la Tabla N°27 del Anexo N°2, presentándose una disminución progresiva de las concentraciones residuales hasta el cuarto día de evaluación. En el Gráfico N°26 se muestra la variación progresiva de la concentración de sulfatos en el tiempo a las 25%, 50% y 75%. Los datos se muestran en las Tablas N°47, 48 y 49 del Anexo N°7.

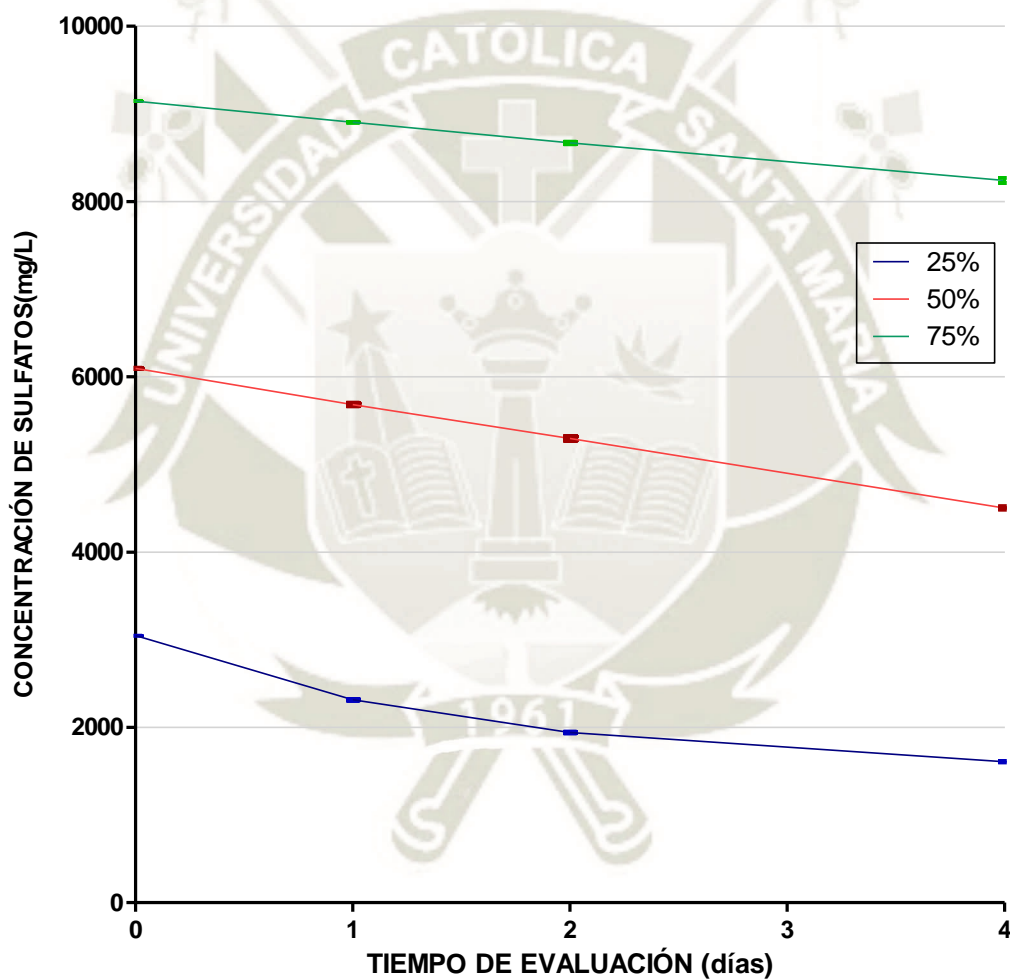


Gráfico 26: Evaluación de Sulfatos residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.

Fuente: Elaboración propia.

En la Tabla N°34 del Anexo N°3 se muestra la prueba estadística de comparación de ANOVA de medidas repetidas, la misma que indica que existe influencia altamente significativas ($P < 0.01$) del tiempo de evaluación, de las concentraciones (diluciones 25%, 50% y 75%), y un efecto combinado de las concentraciones y el tiempo de evaluación en la concentración de sulfatos residuales después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS-AQP.

El Gráfico N°27 muestra la prueba de especificidad de Tukey, hasta los 4 días de evaluación, indicando para el día 1 de evaluación, la presencia de tres grupos (a, b, c), siendo la menor concentración residual de sulfatos para 25% con 2315.84 mg/L (a) y la mayor para 75% con 8904 mg/L (c), mientras que para el día 4 de evaluación la menor concentración residual de sulfatos fue de 1608.64 mg/L (a) para 25% y la mayor concentración fue de 8241.18 mg/L (c) para 75%.

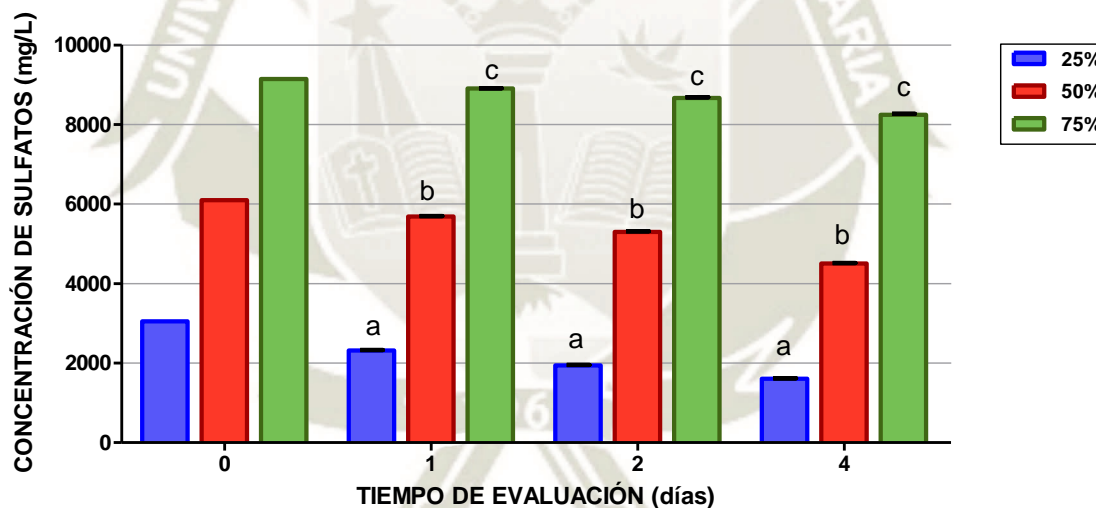


Gráfico N° 27: Prueba de especificidad de Tukey hasta los 4 días de evaluación para sulfatos.

Fuente: Elaboración propia.

La Tabla N°13 muestra los promedios y desviaciones estándar del porcentaje de remoción después del tratamiento con humedales artificiales para las concentraciones de 25%, 50% y 75%, obteniendo el mayor porcentaje de remoción la concentración del 25%; también se muestra la prueba de comparación ANOVA ($F=11785.074$) la que indica que existen diferencias altamente significativas en el porcentaje de remoción ($P < 0.01$) de sulfatos después del tratamiento con humedales artificiales.

Tabla N° 13: Evaluación y comparación del Porcentaje de Remoción de Sulfatos después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales del PIRS-Arequipa.

% REMOCIÓN SULFATOS			
CONCENTRACIÓN	$\bar{X} \pm S$ (%)	F	P
25%	47.23 ± 0.36		
50%	26.14 ± 0.18	11785.074	0.000
75%	9.88 ± 0.32		

Fuente: Elaboración propia.

El estudio realizado por Assaye (2009) en Modjo Tannery utilizando humedales artificiales de flujo subsuperficial mostró que la eliminación de sulfato oscila entre 94% y 96% y la eliminación de sulfuro oscila entre 20% y 50%. Otro estudio realizado por Alemu (2010) mostró la eliminación de sulfatos en un 86% trabajando con una concentración inicial de 3750 ± 52.5 mg/L. En la presente investigación en el ensayo del 25% de efluente con similar concentración inicial de 3048.35 mg/L se obtuvo un porcentaje de remoción del 47.23% de sulfatos y en los ensayos realizados al 50% y 75% disminuyó el porcentaje de remoción de sulfatos a 26.14% y 9.88% respectivamente debido a las elevadas concentraciones de sulfatos. La posible razón de la menor eficiencia de eliminación de sulfato, en comparación con Alemu (2010), podría deberse a la presencia de compuestos con alto contenido de azufre en el presente estudio. También puede deberse a la reducción de sulfatos a sulfuros en la zona anóxica, generando toxicidad en las plantas como se manifestó al 75% afectando la biorremediación.

El sulfato puede eliminarse a través de la absorción de la planta, la precipitación como sulfato de cromo y la reducción a sulfuros en las zonas anóxicas. Los sulfuros pueden ser oxidados tanto por microorganismos quimioautótrofos como fotosintéticos a azufre elemental y sulfatos en las zonas aeróbicas. Ciertas especies de bacterias *Thiobacillus* obtienen energía de la oxidación del sulfuro de hidrógeno a azufre elemental y luego se oxidan a sulfato por otras especies de bacterias. El sulfuro y el sulfato producidos reaccionan fácilmente con el cromo y otros metales para precipitar como sulfuro de metal y sulfato de cromo. Los sulfuros de la mayoría de los metales como el hierro Fe son muy estables en condiciones saturadas de agua

anóxica. El sulfuro de hidrógeno, que es característico del humedal anaeróbico, también puede emitir a la atmósfera (Mitsch y Gosselink, 1993).

4.4.4 Evaluación de Nitrógeno Amoniacal

Se muestra los promedios y desviaciones estándar de la concentración de Nitrógeno amoniacal residual presente durante y después del tratamiento con humedales, a las concentraciones de 25%, 50% y 75% en la Tabla N°28 del Anexo N°2, presentándose una disminución progresiva de las concentraciones residuales hasta el cuarto día de evaluación. En el Gráfico N° 28 se muestra la disminución progresiva de la concentración de nitrógeno amoniacal en el tiempo a las 25%, 50% y 75%. Los datos se muestran en las Tablas N°47, 48 y 49 del Anexo N°7.

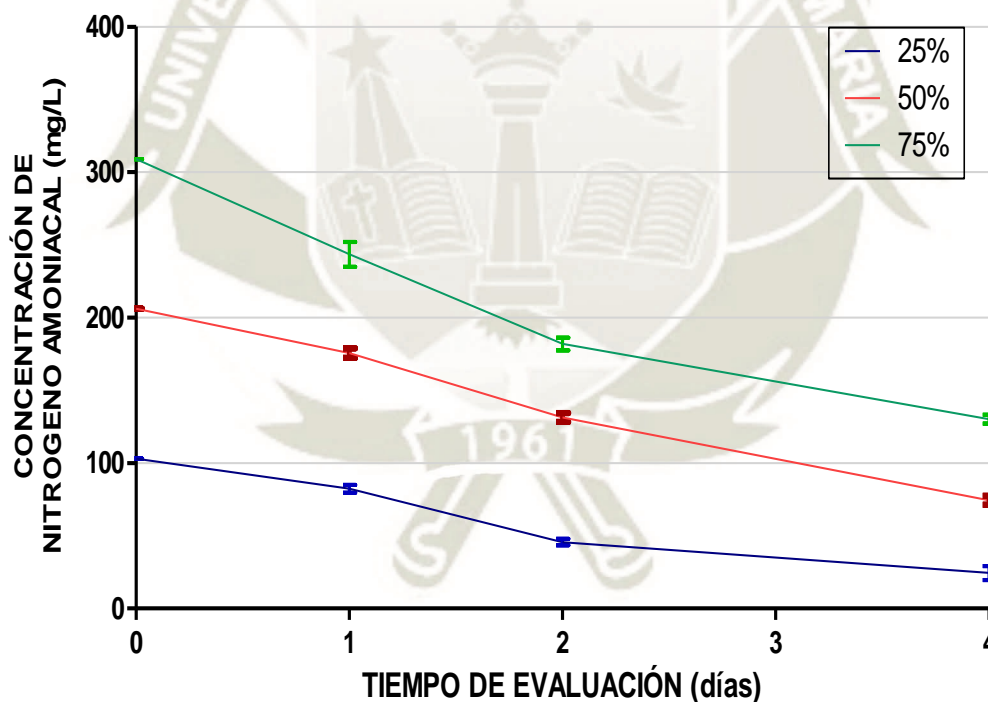


Gráfico N°28: Evaluación de nitrógeno amoniacal residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.

Fuente: Elaboración propia

En la Tabla N°35 del Anexo N°3 se muestra la prueba estadística de comparación de ANOVA de medidas repetidas, la misma que indica que existe influencia altamente significativas ($P < 0.01$) del tiempo de evaluación, de las concentraciones (diluciones 25%, 50% y 75%), y un efecto combinado de las concentraciones y el tiempo de evaluación en la concentración de nitrógeno amoniacal residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS-AQP.

El Gráfico N°29 muestra la prueba de especificidad de Tukey, hasta los 4 días de evaluación, indicando para el día 1 de evaluación, la presencia de tres grupos (a, b, c), siendo la menor concentración residual de nitrógeno amoniacal para 25% con 82.25mg/L (a) y la mayor para 75% con 243.48 mg/L (c), mientras que para el día 4 de evaluación la menor concentración residual de nitrógeno amoniacal fue de 24.46 mg/L (a) para 25% y la mayor concentración fue de 130.11 mg/L (c) para 75%.

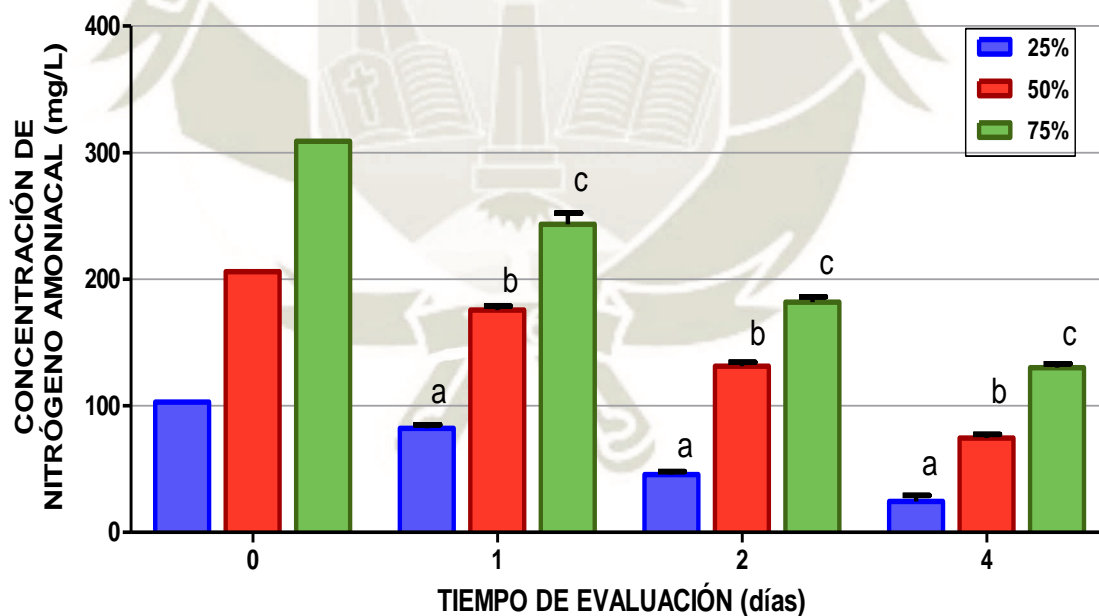


Gráfico N°29: Prueba de especificidad de Tukey, hasta los 4 días de evaluación para nitrógeno amoniacal.

Fuente: Elaboración propia

La Tabla N°14 muestra los promedios y desviaciones estándar del porcentaje de remoción de nitrógeno amoniacal después del tratamiento con humedales artificiales para las concentraciones de 25%, 50% y 75%, obteniendo el mayor porcentaje de remoción la concentración del 25%; también se muestra la prueba de comparación ANOVA (F=31.591) la que indica que existen diferencias significativas en el porcentaje de remoción (P<0.01) de nitrógeno amoniacal después del tratamiento con humedales artificiales.

Tabla N° 14: Evaluación y comparación del Porcentaje de Remoción de nitrógeno amoniacal después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales del PIRS-Arequipa.

CONCENTRACIÓN	% REMOCIÓN DE NITROGENO AMONIAICAL		F	P
	$\bar{X} \pm S$ (%)			
25%	76.26 ± 4.68		31.591	0.001
50%	63.87 ± 1.43			
75%	57.89 ± 0.99			

Fuente: Elaboración propia

Los estudios realizados por Alemu (2010) con humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales de curtiduría mostraron para el Nitrógeno Amoniacal porcentajes de remoción del 82.5% partiendo con una concentración inicial de 56.3 mg/L. En la presente investigación se determinaron porcentajes de remoción de 76.26% para el Nitrógeno Amoniacal trabajando con una concentración inicial de 103 mg/L. La eliminación más alta de NH_4^+ observada en las unidades de humedales artificiales puede deberse a la nitrificación por bacterias nitrificantes aeróbicas en la zona de la raíz y procesos fisicoquímicos como la fijación de NH_4^+ en el suelo (Mitsch y Gooselike, 1993). El corto período de THR, la alta carga orgánica y el menor desarrollo de raíces radicales, que pueden disminuir la región aeróbica en el humedal construido, explican una disminución en la eliminación de nitrógeno. De acuerdo con Kadlec et al. (2000), un desarrollo completo de rizoma de raíz para un humedal recientemente construido

puede requerir 3-5 años. Wood en 1990 también sugirió de seis a doce meses para que la vegetación desarrolle adecuadamente la rizósfera activa. Además, la presencia de baja concentración de oxígeno en el humedal limita la nitrificación en los procesos de amonificación, lo que resulta en una baja eficiencia total de eliminación de nitrógeno del sistema. (Vailant et al., 2004)

4.4.5 Evaluación de pH

Se muestra los promedios y desviaciones estándar del pH presente durante y después del tratamiento con humedales, a las concentraciones de 25%, 50% y 75% en la Tabla N°29 del Anexo N°2, presentándose una leve disminución progresiva de las concentraciones residuales hasta el cuarto día de evaluación. En el Gráfico N°30 se muestra la variación de pH en el tiempo, manteniéndose neutro desde el día 0 hasta el día 4. Los datos se muestran en las Tablas N°47, 48 y 49 del Anexo N°7.

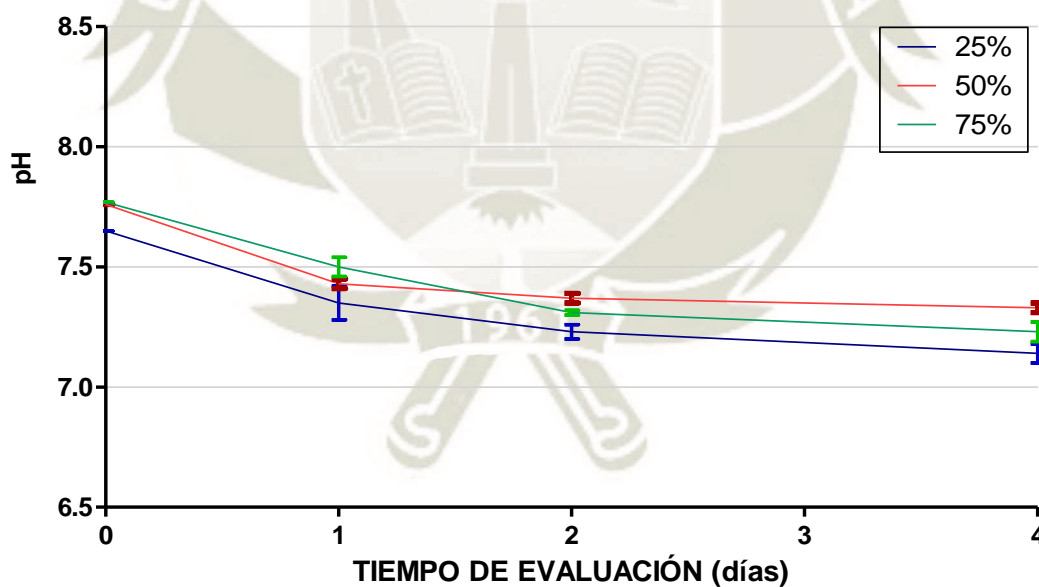


Gráfico N°30: Evaluación de pH durante y después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.

Fuente: Elaboración propia.

En la Tabla N°36 del Anexo N°3 se muestra la prueba estadística de comparación de ANOVA de medidas repetidas, la misma que indica que existe influencia altamente significativas ($P < 0.01$) del tiempo de evaluación, de las concentraciones (diluciones 25%, 50% y 75%), y un efecto combinado de las concentraciones y el tiempo de evaluación en el pH después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS-AQP.

El Gráfico N°31 muestra la prueba de especificidad de Tukey, hasta los 4 días de evaluación, indicando para el día 1 de evaluación, la presencia de dos grupos (a, b), siendo la menor concentración de pH para 25% con 7.35 (a) y la mayor para 75% con 7.5 (b), mientras que para el día 4 de evaluación, se presentó tres grupos (a, b y c), siendo la menor concentración de pH fue de 7.14 (a) para 25% y la mayor concentración fue de 7,23 (c) para 75%.

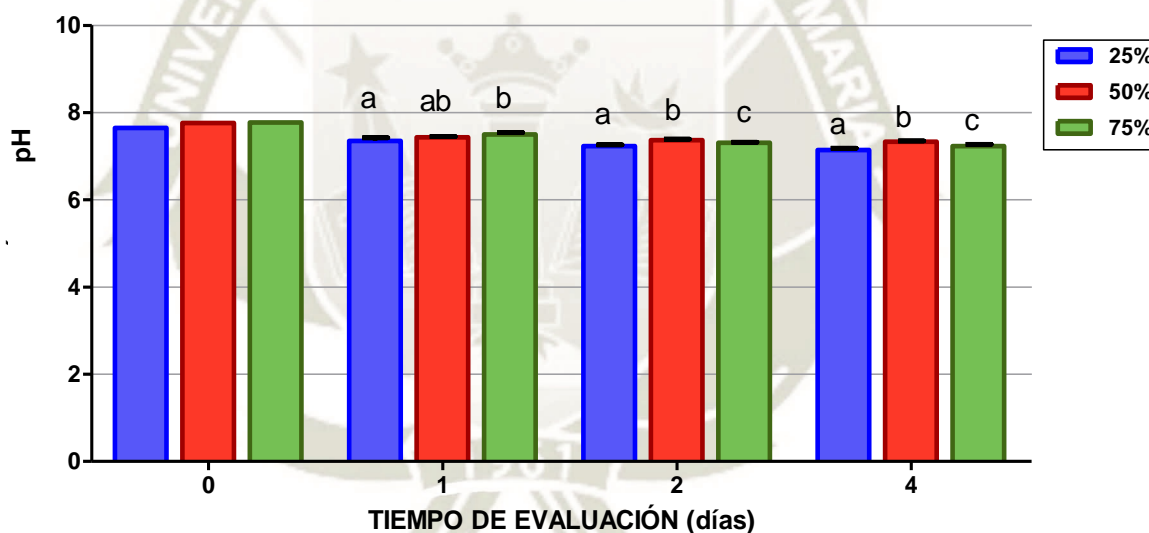


Gráfico N°31: Prueba de especificidad de Tukey, hasta los 4 días de evaluación para pH.

Fuente: Elaboración propia.

La Tabla N°15 muestra los promedios y desviaciones estándar del porcentaje de remoción después del tratamiento con humedales artificiales para las concentraciones de 25%, 50% y 75%, obteniendo el mayor porcentaje de remoción en la concentración del 75%; también se muestra la prueba de comparación ANOVA ($F=36.171$) la que indica que existen diferencias

altamente significativas en el porcentaje de remoción ($P < 0.01$) de pH después del tratamiento con humedales artificiales.

Tabla N°15: Evaluación y comparación de Porcentaje de Remoción de pH después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales del PIRS-Arequipa.

% REMOCIÓN de pH			
CONCENTRACIÓN	$\bar{X} \pm S$ (%)	F	P
25%	6.67 ± 0.47		
50%	5.54 ± 0.26	36.171	0.000
75%	8.41 ± 0.47		

Fuente: Elaboración propia.

De acuerdo con el estudio realizado por Calheiros et al. (2012) el agua residual de curtiembre que ingreso a los humedales tubo un pH que varía entre 7.35 – 8.20 y el agua tratada por los humedales tubo un pH que variaba entre 7.2 – 7.90 durante las mediciones llevadas a cabo en un año. En esta investigación el agua residual de curtiembre tubo un pH que variaba entre 7.65 – 7.89 y el agua tratada por los humedales tubo un pH que variaba entre 7.14 – 7.23 tendiendo a un *pH neutro*.

4.4.6 Evaluación de DBO₅

Se muestra los promedios y desviaciones estándar de la concentración de DBO₅ residual presente después del tratamiento con humedales, a las concentraciones de 25%, 50% y 75% en la Tabla N°30 del Anexo N°2, presentándose una disminución progresiva de las concentraciones residuales hasta el cuarto día de evaluación. En el Gráfico N°32 se muestra la variación de la concentración de DBO₅ en el tiempo, a la concentración del 75% presentó menos DBO₅ residual que al 50% desde el segundo día de evaluación. Los datos se muestran en las Tablas N°47, 48 y 49 del Anexo N°7.

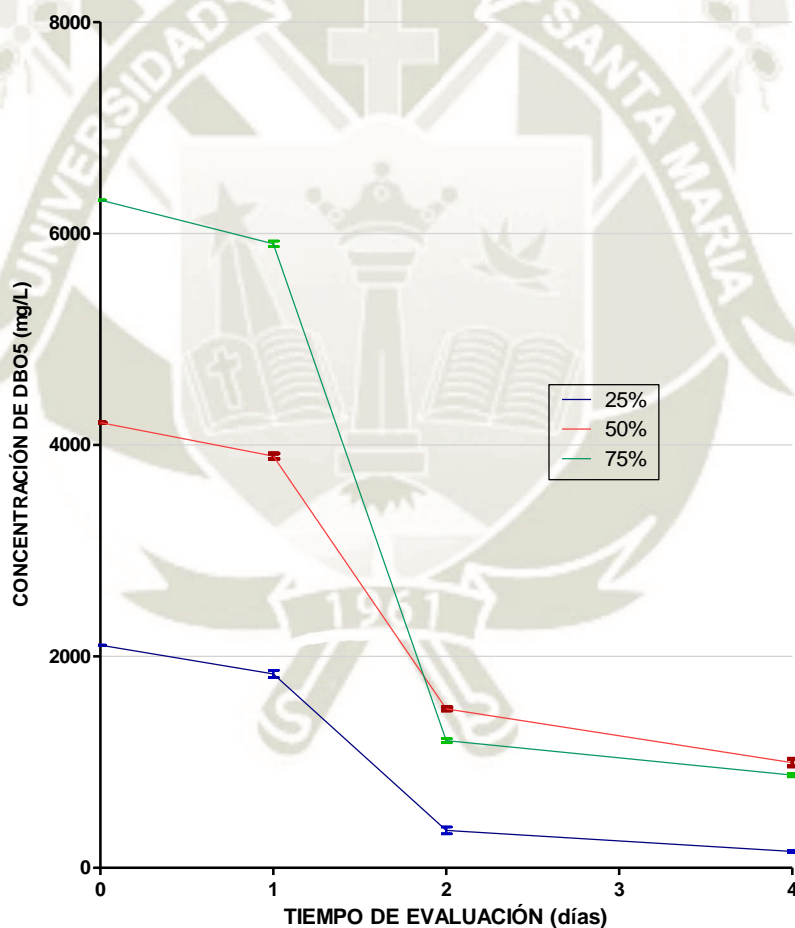


Gráfico N°32: Evaluación de DBO₅ residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.

Fuente: Elaboración propia.

En la Tabla N°37 del Anexo N° 3 se muestra la prueba estadística de comparación de ANOVA de medidas repetidas, la misma que indica que existe influencia altamente significativas ($P < 0.01$) del tiempo de evaluación, de las concentraciones (diluciones 25%, 50% y 75%), y un efecto combinado de las concentraciones y el tiempo de evaluación en la concentración de DBO₅ residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS-AQP.

El Gráfico N°33 muestra la prueba de especificidad de Tukey, hasta los 4 días de evaluación, indicando para el día 1 de evaluación, la presencia de tres grupos (a, b, c), siendo la menor concentración residual de DBO₅ para 25% con 2105 mg/L (a) y la mayor para 75% con 6315 mg/L (c), mientras que para el día 4 de evaluación la menor concentración residual de DBO₅ fue de 154.67 mg/L (a) para 25% y la mayor concentración fue de 995.67 mg/L (c) para 50%.

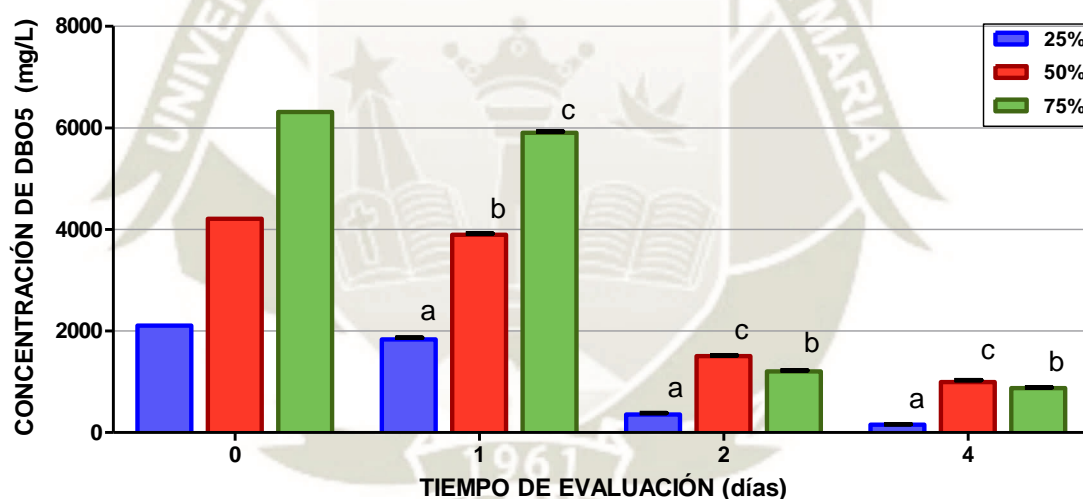


Gráfico N°33: Prueba de especificidad de Tukey, hasta los 4 días de evaluación para DBO₅.

Fuente: Elaboración propia.

La Tabla N°16 muestra los promedios y desviaciones estándar del porcentaje de remoción después del tratamiento con humedales artificiales para las concentraciones de 25%, 50% y 75%, obteniendo el mayor porcentaje de remoción la concentración del 25%; también se muestra la prueba de comparación ANOVA ($F=650.227$) la que indica que existen diferencias altamente significativas en el porcentaje de remoción ($P < 0.01$) de DBO₅ después del tratamiento con humedales artificiales.

Tabla N°16: Evaluación y comparación del Porcentaje de Remoción de DBO₅ después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales del PIRS-Arequipa.

% REMOCIÓN DE DBO ₅			
CONCENTRACIÓN	$\bar{X} \pm S$ (%)	F	P
25%	92.65 ± 0.43		
50%	76.35 ± 0.83	650.227	0.000
75%	86.12 ± 0.24		

Fuente: Elaboración propia.

En los estudios realizados por Alemu (2010) con humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales de curtiduría mostraron para la DBO₅ un porcentaje de remoción de 77% partiendo con una concentración inicial de 1054 mg/L. En la presente investigación se determinaron porcentajes de remoción de 92.65% partiendo de una concentración inicial de 2105 mg/L. El mayor porcentaje de remoción para la DBO₅ se pudo deberse a la presencia y densidad de *Eleocharis palustris* ya que las plantas contribuyen a los procesos de tratamiento de aguas residuales de varias maneras (Mitsch y Gooselike, 1993). También el suelo es un biofiltro que contiene una gran cantidad de bacterias y la remoción de DBO₅ se lleva a cabo por la absorción de compuestos orgánicos en solución y por oxidación bacteriana, ya que las capas superiores del suelo contienen microorganismos en abundancia. Estos microorganismos son los responsables de la remoción de DBO₅ en el agua residual aplicada (Crites & Tchobanoglous, 2000).

En el Gráfico N°32 se muestra la variación de la concentración de DBO₅ en el tiempo, a la concentración del 75% presento menos DBO₅ residual que al 50% desde el segundo día de evaluación. Dotro et al. (2012) empleó humedales artificiales como tratamiento secundario para aguas residuales de curtiembre y concluyó que el rendimiento del sistema de humedales en términos de materia orgánica fue significativamente más altos en el humedal altamente cargado que en los sistemas de baja carga. Esto explica el mayor porcentaje de remoción al 75% que al 25%.

4.4.7 Evaluación de DQO

Se muestra los promedios y desviaciones estándar de la concentración de DQO residual presente después del tratamiento con humedales, a las concentraciones de 25%, 50% y 75% en la Tabla N°31 del Anexo N°2, presentándose una disminución progresiva de las concentraciones residuales hasta el cuarto día de evaluación. En el Gráfico N°34 se muestra la variación de la concentración de DQO en el tiempo, a la concentración del 75% presento menor DQO residual que al 50% en el cuarto día de evaluación. Los datos se muestran en las Tablas N°47, 48 y 49 del Anexo N°7.

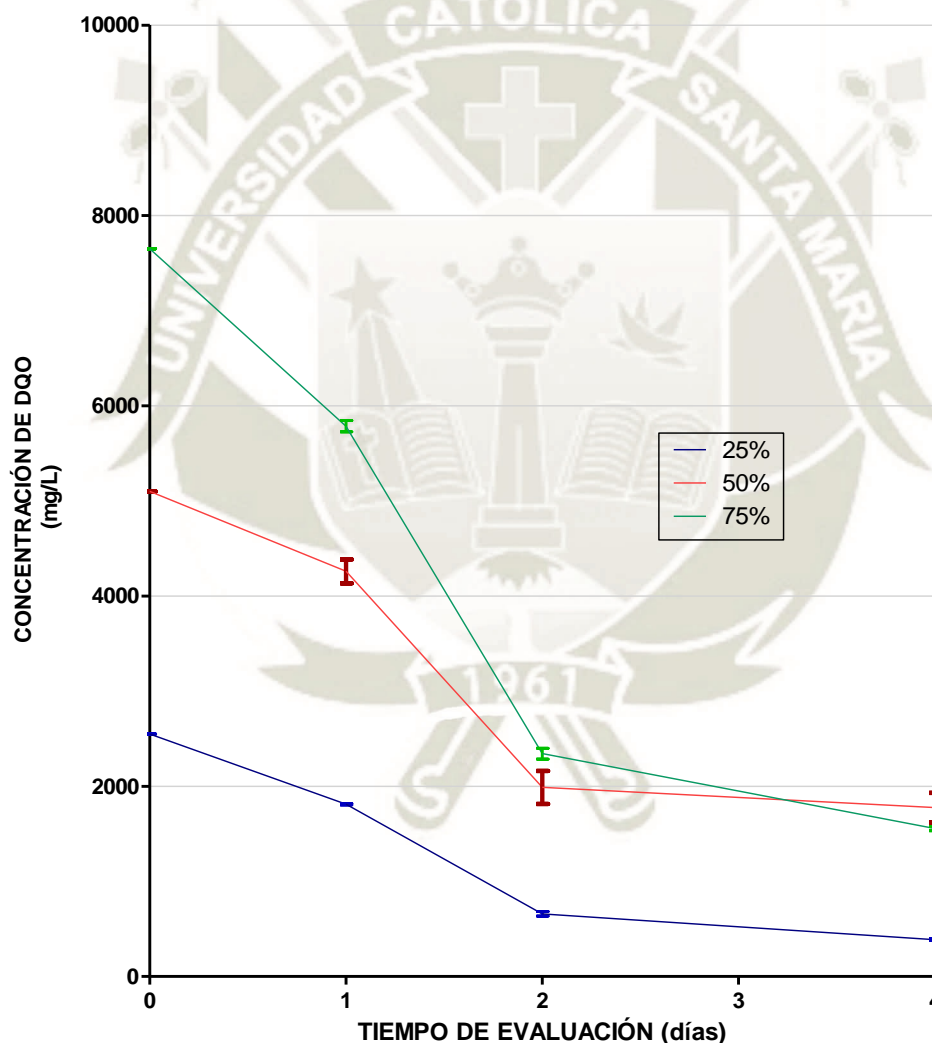


Gráfico N°34: Evaluación de DQO residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.

Fuente: Elaboración propia.

En la Tabla N°38 del Anexo N°3 se muestra la prueba estadística de comparación de ANOVA de medidas repetidas, la misma que indica que existe influencia altamente significativas ($P < 0.01$) del tiempo de evaluación, de las concentraciones (diluciones 25%, 50% y 75%), y un efecto combinado de las concentraciones y el tiempo de evaluación en la concentración de DQO residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS-AQP.

El Gráfico N°35 muestra la prueba de especificidad de Tukey, hasta los 4 días de evaluación, indicando para el día 1 de evaluación, la presencia de tres grupos (a, b, c), siendo la menor concentración residual de DQO para 25% con 2550 mg/L (a) y la mayor para 75% con 7650 mg/L (c), mientras que para el día 4 de evaluación la menor concentración residual de DQO fue de mg/L (a) para 25% y la mayor concentración fue de 995.67 mg/L (c) para 50%.

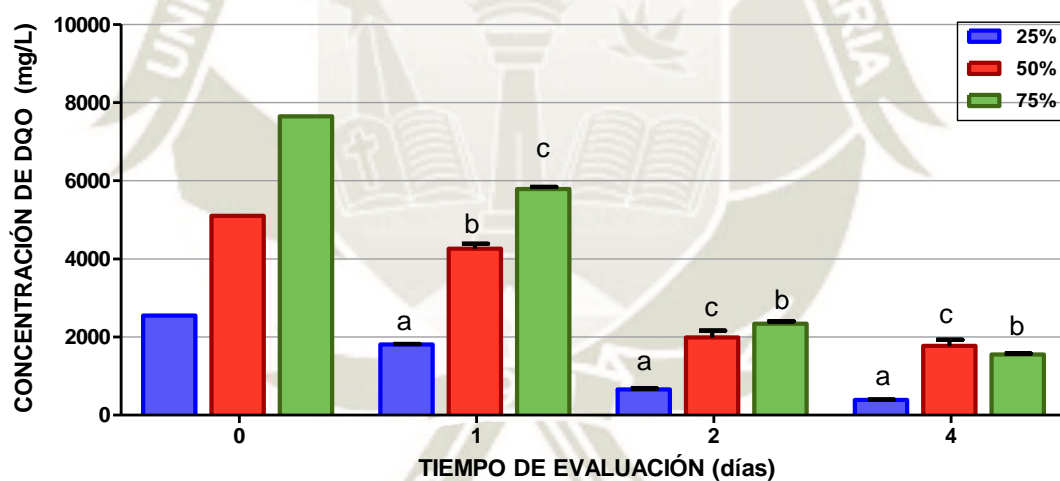


Gráfico 35: Prueba de especificidad de Tukey, hasta los 4 días de evaluación para DQO.

Fuente: Elaboración propia.

La Tabla N°17 muestra los promedios y desviaciones estándar del porcentaje de remoción después del tratamiento con humedales artificiales para las concentraciones de 25%, 50% y 75%, obteniendo el mayor porcentaje de remoción la concentración del 25%; también se muestra la prueba de comparación ANOVA ($F=97.592$) la que indica que existen diferencias

altamente significativas en el porcentaje de remoción ($P < 0.01$) de DQO después del tratamiento con humedales artificiales.

Tabla N°17: Evaluación y comparación del Porcentaje de Remoción de DQO después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales del PIRS-Arequipa.

% REMOCIÓN DE DQO			
CONCENTRACIÓN	$\bar{X} \pm S$ (%)	F	P
25%	84.80 ± 0.30		
50%	65.19 ± 3.24	97.592	0.000
75%	79.68 ± 0.32		

Fuente: Elaboración propia.

En los estudios realizados por Alemu (2010) con humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales de curtiduría mostraron para la DQO un porcentajes de remoción de 80.9% partiendo con una concentración inicial de 4434 mg/L. En la presente investigación se determinó un porcentaje de remoción de 65.19% para la DQO trabajando con una concentración inicial de 5100 mg/L. La mejora de la DQO pudo haberse dado por la presencia de *Eleocaris palustris* que contribuyó a una mayor eliminación de materia orgánica que está estrechamente relacionada con la DQO. Esto indica que las plantas contribuyen a los procesos de tratamiento de aguas residuales de varias maneras, como proporcionar área superficial para microorganismos formando biofilms en la superficie de la raíz, liberando sustancias quelantes y enzimas por sus raíces que mejoran la adsorción y degradación de compuestos orgánicos y la adsorción de cierta materia orgánica en tierra arcillosa y arena (Mitsch & Gooselike, 1993),, aumentar la absorción de nutrientes y oligoelementos y la transferencia de oxígeno, por el tejido aerrenático, a sus raíces (Kadlack, et al. 2000; Renee, 2001; Cristina, et al., 2006).

En el Gráfico N°34 se muestra la variación de la concentración de DQO en el tiempo, a la concentración del 75% presento menor DQO residual que al 50% en el cuarto día de evaluación. Dotro et al. (2012) empleó humedales artificiales como tratamiento secundario para aguas

residuales de curtiembre y concluyó que el rendimiento del sistema de humedales en términos de materia orgánica fue significativamente más altos en el humedal altamente cargado que en los sistemas de baja carga.

4.5 DISTRIBUCIÓN DEL CROMO TOTAL DENTRO DE UN AMBIENTE DE HUMEDAL.

Se analizó la distribución de Cr Total en los componentes de los humedales artificiales a las concentraciones de 25%, 50% y 75% como se muestra en la Tabla N°18 a partir de los resultados del Anexo N°8. Siendo el componente que mayor concentración de Cr Total presento a 25% las raíces con un valor de 0.81 ppm y menor concentración de Cr Total el suelo con un valor de 0.32 ppm. Al 50% el componente con mayor concentración de Cr Total fue las raíces con un valor de 1.40 ppm y el componente con menor concentración fue el suelo con un valor de 0.34 ppm; de la misma manera al 75% la mayor concentración de Cr Total fue en las raíces con un valor de 2.53 ppm y la concentración menor fue el suelo con un valor de 0.80 ppm.

Tabla N°18: Concentración de Cromo Total analizada en cada uno de los componentes de los humedales artificiales a diferentes concentraciones (25%, 50% y 75%).

COMPONENTES	CONCENTRACIÓN DE CROMO TOTAL		
	$\bar{X} \pm S$ (ppm)		
	25%	50%	75%
Grava	0.39 ± 0.05	0.80 ± 0.15	1.20 ± 0.30
Suelo	0.32 ± 0.17	0.34 ± 0.23	0.80 ± 0.15
Raíces	0.81 ± 0.36	1.40 ± 0.35	2.53 ± 0.36
Tallos	0.45 ± 0.25	1.22 ± 0.37	1.48 ± 0.27

Fuente: Elaboración propia.

En la Tabla N°39 del Anexo N°4 se muestra el balance de masa y como se distribuyó las cantidades de Cromo en los componentes del sistema que se ensayó a una concentración del 25%; siendo la grava el componente que mayor cantidad de cromo presento 13.65 ppm que representa el 65.59% del Cr Total que ingreso y los tallos el componente que menor cantidad presento 0.86 ppm que representa el 4.11% del Cr Total que ingreso. En el Gráfico N°36 se puede visualizar la distribución en porcentaje (%) de cromo en los componentes ambientales del humedal ensayado al 25%.

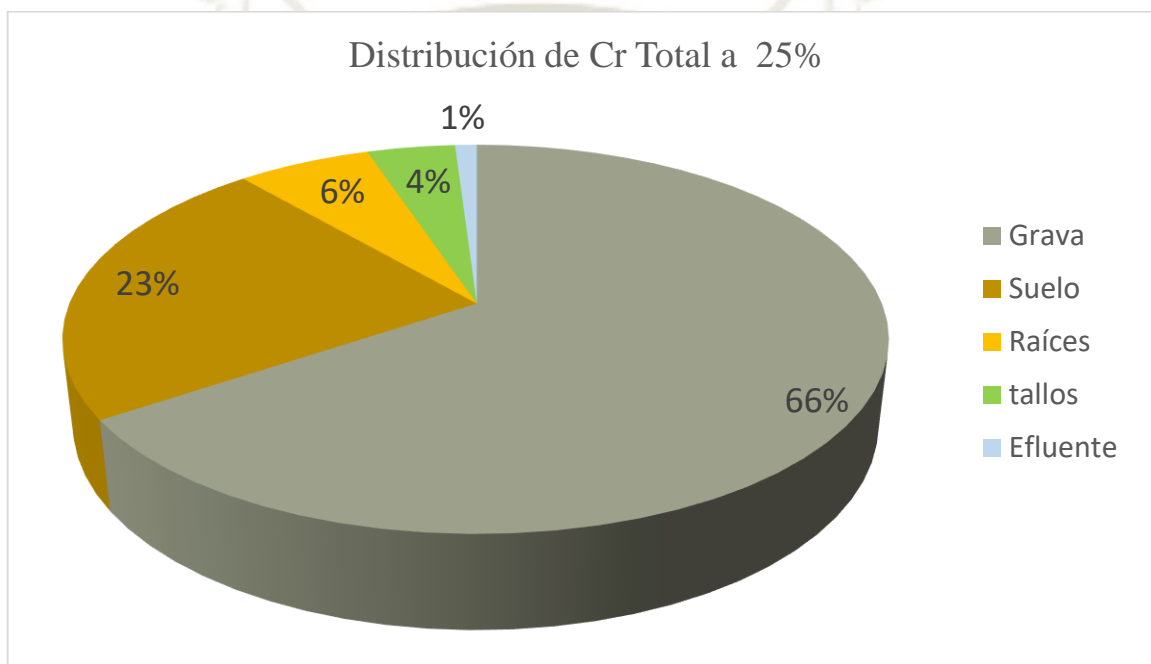


Gráfico N°36: Distribución del Cr total en el humedal ensayado al 25%.

Fuente: Elaboración propia

En la Tabla N°40 del Anexo N°4 se muestra el balance de masa y como se distribuyó las cantidades de Cromo en los componentes del sistema que se ensayó a una concentración del 50%; Siendo la grava el componente que mayor cantidad de cromo presento 28.00 ppm que representa el 73.13% del Cr total que ingreso y los tallos el componente que menor cantidad presento 2.32 ppm que representa el 6.05 % del Cr Total que ingreso. En el Gráfico N°37 se puede visualizar la distribución en porcentaje (%) de cromo en los componentes ambientales del humedal ensayado al 50%.

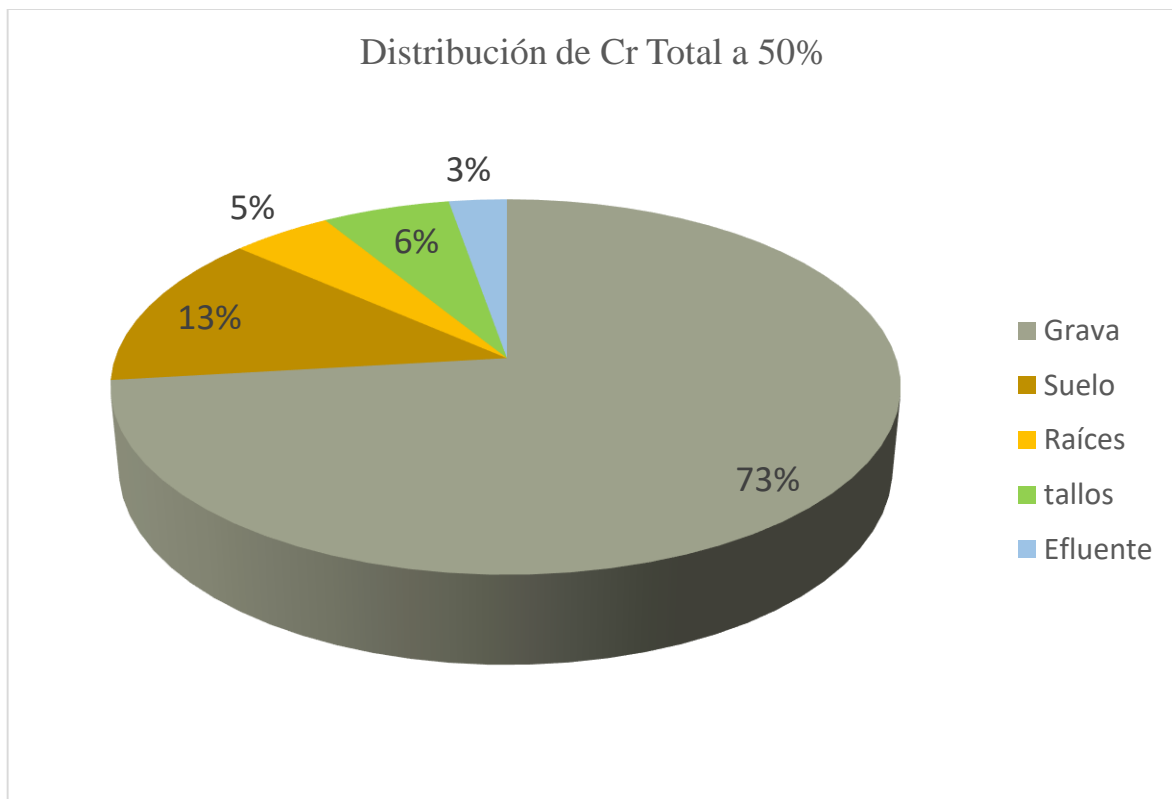


Gráfico N°37: Distribución del Cr total en el humedal ensayado al 50%.

Fuente: Elaboración propia

En la Tabla N°41 del Anexo N°4 se muestra el balance de masa y como se distribuyó las cantidades de cromo en los componentes del sistema que se ensayó a una concentración del 75%; siendo la grava el componente que mayor cantidad de cromo presento 42.00 ppm que representa el 69.09 % del Cr total que ingreso y los tallos el componente que menor cantidad presento 2.82 ppm que representa el 4.63 % del Cr Total que ingreso. En el Gráfico N°38 se puede visualizar la distribución en porcentaje (%) de Cromo en los componentes ambientales del humedal ensayado al 75%.

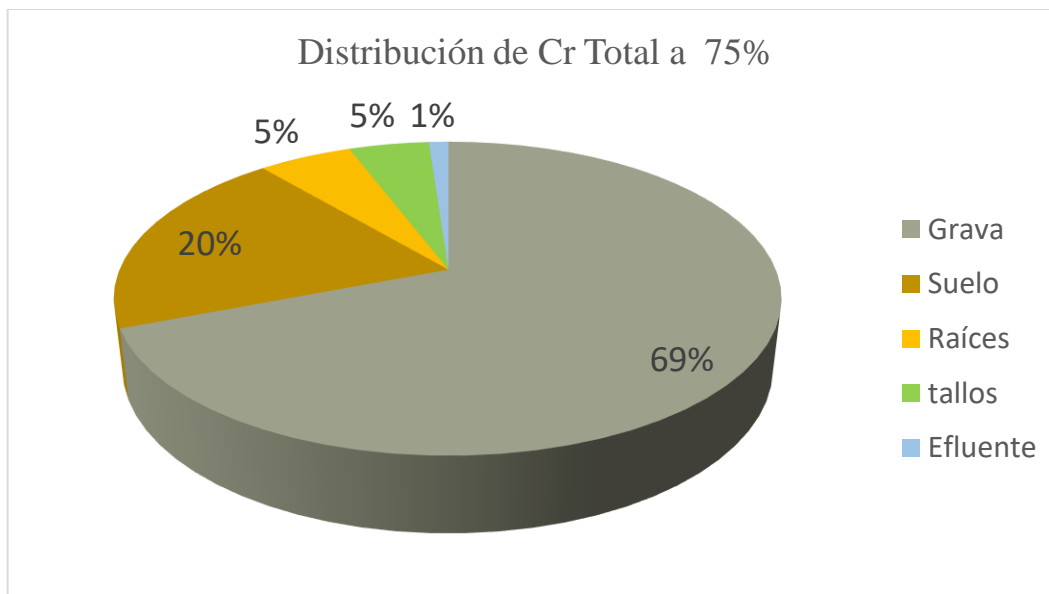


Gráfico N°38: Distribución del Cr total en el humedal ensayado al 75%.

Fuente: Elaboración propia

Alemu (2010) encontró que no existe una diferencia significativa en la eficiencia de eliminación de Cr entre la unidad del humedal con vegetación y sin vegetación, debido a que la mayor parte del Cr se retiene en el suelo, grava y biofilms en la superficie de la raíz y las plantas absorben una pequeña proporción similares resultados se obtuvieron en esta investigación, esto se debe a que en los humedales construidos, los metales pesados se eliminan mediante diferentes procesos, como precipitación, intercambio de cationes con tierra arcillosa, adsorción a raíces y grava, bioacumulación por microorganismos, quimisorción y absorción de las plantas (Collin & Michael, 2002).

En el balance de masa en esta investigación se analizó Cr total debido a que ambas especies químicas de Cr coexisten en el entorno natural. Los procesos de oxidación / reducción de Cr VI y Cr III en el suelo son termodinámicamente espontáneos (Dhal et al., 2013; Ding et al., 2016), y puede tener lugar simultáneamente. El Cr suministrado en el humedal pasará por procesos de oxidación y reducción para producir tanto Cr III como Cr VI (Dhal et al., 2013).

El estudio de Alemu (2010) también indicó que la mayor parte del cromo absorbido por las plantas permanecía en la raíz (hasta 83%) y las especies de plantas difieren significativamente en la capacidad de absorción de Cr y la distribución dentro de la planta. La captación de Cr III en las plantas es un mecanismo pasivo y no requieren cualquier energía de las plantas (Shanker et al., 2005). Por otro lado la absorción de Cr VI por las plantas es un proceso activo (generalmente a través de transportador de fosfato o sulfato) debido a la semejanza estructural de Cr VI con fosfato y sulfato (de Oliveira et al., 2016).

Concentración de Cr en raíces a veces es 100 veces mayor que los brotes (Shanker, 2005). Algunos investigadores informaron que el secuestro mejorado de Cr en las células de la raíz puede ser debido a su secuestro en las vacuolas de las células de la raíz, limitando su potencial tóxico, que puede ser una tolerancia natural al metal mecanismo de las plantas (Shanker et al, 2004; Singh et al., 2013).

Aunque la transferencia de Cr desde las raíces de las plantas a los tejidos aéreos es limitada, la translocación depende de su forma química dentro del tejido. La translocación reducida de Cr a las partes aéreas de la planta puede deberse a la conversión de Cr VI a Cr III dentro de las plantas y propensión de Cr III para unirse a las paredes celulares (Kabata-Pendias, 2000).

CONCLUSIONES

Las aguas residuales crudas de curtido, pelambre y desencalado no cumplen con los parámetros: pH, sulfuros, DBO₅, DQO y N-NH₃ respecto al VMA. Además el agua residual de curtido presentó elevada concentración de Cr total, el agua residual de pelambre presentó elevada concentración de SST y el agua residual de desencalado presentó elevada concentración de Cromo VI, sulfatos, aceites y grasas superando los valores del VMA.

El tratamiento primario fisicoquímico de las aguas residuales de curtido, pelambre y desencalado mejoró la calidad del agua residual logrando que los parámetros: Cromo total, pH, SST, Sulfuros, Aceites y Grasas cumplan con el VMA; sin embargo los parámetros: Cr VI, Sulfatos, DBO₅, DQO y N-NH₃ superan el VMA. Se lograron porcentajes de remoción 99.44% en Cr Total, 15.88% en Cr VI, 99.3% en SST, 99.59% en sulfuros, 83.06% en aceites y grasas, 5.77% en DQO y finalmente 61.10% en nitrógeno amoniacal.

Se logró implementar un sistema funcional representativo de humedales artificiales de flujo Sub-superficial para aguas residuales de curtiembre. Se demostró que *Eleocharis palustris* sobrevive a las condiciones del agua residual de curtiembre, por el contrario *Chenopodium álbum* no sobrevivió a dichas condiciones.

Los sistemas de humedales artificiales de *Eleocharis palustris* ensayados a diferentes concentraciones (diluciones 25%, 50% y 75% de agua residual pre-tratada) lograron mejorar la calidad del agua residual. La dilución con mejores porcentajes de remoción en todos los parámetros evaluados fue la del 25% de agua residual con porcentajes de remoción 96.49% en Cr Total, 97.15% en Cr VI, 47.23% en sulfatos, 76.26% en N-NH₃, 92.65% en DBO₅ y 84.80% en DQO. Este resultado indica las concentraciones de sustancias contaminantes en las que puede trabajar eficientemente un humedal artificial en su etapa inicial como componente de una planta de tratamiento de aguas residuales industriales de curtiembre.

La prueba estadística de comparación ANOVA de medidas repetidas, indica que existe influencia altamente significativas ($P < 0.01$) del tiempo de evaluación, de las concentraciones (diluciones 25%, 50% y 75% del agua residual pre-tratada), y un efecto combinado de las concentraciones y el tiempo de evaluación en la concentración de Cr Total, Cr VI, sulfatos, N-NH₃, DBO₅ y DQO después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS-AQP.

El componente del humedal artificial que mayor concentración de Cr total posee fueron las raíces con un valor de 2.53ppm a la dilución del 75%. La distribución del Cr total en los humedales artificiales fue de acuerdo a la cantidad de los componentes, siendo el componente con mayor cantidad de Cr total la grava, seguido del suelo, raíces, tallos y trazas que quedaron en el efluente.

RECOMENDACIONES

Con el fin de recomendar un sistema de humedales artificiales para el tratamiento de efluentes de curtiembre en países en vías desarrollo como Perú y para su industria de la producción del cuero que se desarrolla principalmente en las ciudades de Arequipa, Lima y Trujillo; lugares donde el clima es idóneo para el desarrollo de un humedal, se deben realizar más estudios sobre:

- Implementación de humedales artificiales con flujo sub-superficial usando combinaciones con más de una especie de planta, debido a que es necesario para eliminar diferentes contaminantes y optimizar la capacidad del humedal para mejorar la calidad de los efluentes.
- Evaluar la adaptación y capacidad de bioacumulación de *Chenopodium álbum* a Cr III y Cr VI. Considerando la capacidad de campo y el punto de marchites permanente de *Chenopodium álbum*.
- Se deben estudiar las diferentes especies de Cr en el tejido vegetal de *Eleocharis palustris*.
- En el tratamiento primario se deben reducir las altas concentraciones de sulfatos y dureza del agua para que no afecte el buen funcionamiento del humedal.
- Para mejor remoción de nutrientes y productos químicos, los humedales artificiales deben usarse como tratamiento secundario o terciario; de esta manera contribuirán a cumplir con la legislación ambiental vigente (ECA y VMA), a la vez crear la oportunidad de poder recircular el agua residual tratada al proceso productivo.
- Los sistemas de humedales artificiales deben poseer un sistema de ventilación natural eficiente y un tiempo de retención hidráulica adecuado, para evitar que se formen condiciones similares a un pantano y reacciones químicas desfavorables.
- Se recomienda que el área del humedal artificial posea un cerco perimétrico que evite el acceso de animales domésticos, ya que es un lugar atractivo para recreación o para disponer sus excretas.
- Se recomienda para el tratamiento primario de las aguas residuales contar con los equipos e infraestructura adecuada que garantice las condiciones de mezcla rápida, disminución paulatina del gradiente de velocidad y sedimentación.

BIBLIOGRAFÍA

- Agoramoorthy, G., Chen, F., Venkatesalu, V., & Shea, P. (2009). Bioconcentration of heavy metals in selected medicinal plants of India. *J. Environ. Biol*, *30*, 175–178.
- Ahmed, F., Hossain, M., Abdullah, A. T., Akbor, M., & Ahsan, M. (2016). Public health risk assessment of chromium intake from vegetable grown in the wastewater irrigated site in Bangladesh. In *Pollution 2* (pp. 425–432).
- Alemu, T. (2010). Evaluation of Selected Wetland Plants for the Removal Efficiency of Chromium and Organic Pollutants from Tannery Wastewater in Constructed Wetlands at Modjo Tannery. Addis Ababa University.
- Ali, S., Chaudhary, A., Rizwan, M., Anwar, H. T., Adrees, M., Farid, M., Anjum, S. A. (2015). Alleviation of chromium toxicity by glycinebetaine is related to elevated antioxidant enzymes and suppressed chromium uptake and oxidative stress in wheat (*Triticum aestivum* L.). *Environ. Sci. Pollut. Res.*, *22*, 10669–10678.
- Amin, A. S., & Kassem, M. A. (2012). Chromium speciation in environmental samples using a solid phase spectrophotometric method. *Spectrochim. Acta Part A Mol. Biomol. Spectrosc.*, *96*, 541–547.
- Asaye, K. (2009). Evaluation of Selected Plant Species for the Treatment of Tannery Effluent in a Constructed Wetland System. Addis Ababa, Ethiopia.
- Ashraf, A., Bibi, I., Niazi, N. K., Ok, Y. S., Murtaza, G., Shahid, M., Mahmood, T. (2017). Chromium(VI) sorption efficiency of acid-activated banana peel over organo-montmorillonite in aqueous solutions. *Int. J. Phytoremediat.* Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1080/15226514.2016.1256372>.
- Bai, J., Xun, P., Morris, S. J., Jacobs, D. R., Liu, K., & He, K. (2015). Chromium exposure and incidence of metabolic syndrome among American young adults over a 23-year follow-up: The CARDIA Trace Element Study. *Sci*, *5*.
- Bajza, Z., & Vreck, I. V. (2001). Water Quality Analysis of Mixture Obtained From Tannery Waste Effluent. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 15–18.
- Baker, A., Mcgranth, Reeves, R., & Smith, J. (2000). Ecophysiology of Metal Uptake by Tolerant Plants, In Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects, Shaw, A.J., Ed., CRC Press, Boca Raton, FL., 155–177.

- Banks, M., Schwab, A., & Henderson, C. (2006). Leaching and reduction of chromium in soil as affected by soil organic content and plants. *Chemosphere*, 62, 255–264.
- Blaylock, M. J., & Hang, M. (2000). Enhanced Accumulation of Pb in Indian mustered Family by Soil-Applied Chelating Agents. *Environm-Sci.-Techno*, 31, 860–865.
- Brooks, R., Chambers, M., Nicks, L., & Robonson, B. (1998). Phytomining. *Trends in Plant Science*, 3, 62–359.
- Calheiros, C., Quitério, P., Silva, G., Crispim, L., Brix, H., Moura, S., & Castro, P. (2012). Use of constructed wetland systems with Arundo and Sarcocornia for polishing high salinity tannery wastewater. *Journal of Environmental Management*, 95, 66–71.
- Camargo, J., & Alonso, A. (2006). Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. *Environmental International*, 32, 831–849.
- Castillo, P., Bezanilla, J., Amieva, J., Jácome, A., & Tejeno, I. (2001). Depuración de agua residual con salinidad variabe empleando un proceso de biodiscos (RBC). *Ingeniería Del Agua*, 2, 30.
- Castroviejo, S. (1990). Platanaceae-Plumbaginaceae (partim). In *Flora iberica*.
- Centa. (2004). Manual de depuración de aguas residuales urbanas (pp. 219–239).
- CEPAL, Comisión Económica para América Latina y el Caribe. (2006). Las pymes en el mercado de bienes y servicios ambientales: identificación de oportunidades.
- Cerón, P. (2011) Estudio de un sistema fisico-quimico a escala prototipo de tratamiento de aguas residuales provenientes de una curtiembre. Quito. Ecuador.
- Chaney, L., Brown, S., Homer, F., Malikm, A. J., Baker, A., Reeves, R., & Chin, M. (2000). Improving Metal Hyper Accumulator Wild Plants to Develop Commercial Phytoextraction System: Approaches and Progress in Phytoremediation of Contaminated Soil and Water PP, 129–158.
- Choppala, G., Kunhikrishnan, A., Seshadri, B., Park, J. H., Bush, R., & Bolan, N. (2010). Comparative sorption of chromium species as influenced by pH, surface charge and organic matter content in contaminated soils. *J. Geochem.*
- Cloete, T. E., & Muyima, N. Y. O. (1997). Microbial community analysis: The key for the design of biological wastewater treatment systems. *IAWQ No. 5, England. ISBN 1-900222 - 02 - 7.*

- Collin, B., & Michael, C. (2002). *Environmental Chemistry* (Vol. 4th ed). New York WH Freeman and Company.
- Cooper, D. J., Wolf, E. C., & Gage, E. A. (2006). Plant establishment for wetland reclamation: A review of plant establishment techniques, and species tolerances for water level and salinity. Colorado State University.
- Cristina, C., Rangel, S., & Castro, L. (2006). Constructed Wetland System Vegetated With Different Plant Applied to the Treatment of Tannery Wastewater.
- Crites, R. W., & Tchobanoglous, G. (2000). Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. Santa fe de Bogotá, Colombia: Mc Graw Hill Interamericana. S.A.
- De la Cruz Jimenez, J., Moreno, L., & Magnitsky, S. (2012). Respuesta de las plantas a estrés por inundación. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*, 6, 96–109.
- De Oliveira, L. M., Gress, J., De, J., Rathinasabapathi, B., Marchi, G., Chen, Y., & Ma, L. Q. (2016). Sulfate and chromate increased each other's uptake and translocation in As-hyperaccumulator *Pteris vittata*. *Chemosphere*, 147, 36–43.
- Del Pozo, R., & Diez, V. (2003). Organic Matter Removal in Combined Anaerobic–aerobic fixed-film Bioreactors. *Wat. Res.*, 37, 3561 – 3568.
- Dhal, B., Thatoi, H., Das, N., & Pandey, B. (2013). Chemical and microbial remediation of hexavalent chromium from contaminated soil and mining/metallurgical solid waste. *J. Hazard. Mater.*, 250, 272–291.
- Ding, W., Stewart, D. L., Humphreys, P., Rout, S., & Burke, I. (2016). Role of an organic carbon-rich soil and Fe (III) reduction in reducing the toxicity and environmental mobility of chromium (VI) at a COPR disposal site. *Sci. Total Environ.*, 541, 1191–1199.
- Doan, H., & Lohi, A. (2001). Intermittent aeration in biological treatment of wastewater. *American J. of Engineering and Applied Sciences* 2, 2, 206–267.
- Dotaniya, M., Das, H., & Meena, V. (2014). Assessment of chromium efficacy on germination, root elongation, and coleoptile growth of wheat (*Triticum aestivum* L.) at different growth periods. *Environ. Monit. Assess.*, 186, 2957–2963.
- Dotro, G., Castro, S., Tujchneider, O., Piovano, N., Paris, M., Faggi, A., Fich, M. (2012). Performance of pilot-scale constructed wetlands for secondary treatment of chromium-bearing tannery wastewaters. *Journal of Hazardous Materials*, 239, 142–151.
- Eleftheriou, E. P., Adamakis, I.-D. S., Panteris, E., & Fatsiou, M. (2014). Chromium-induced

- ultrastructural changes and oxidative stress in roots of *Arabidopsis thaliana*. *Int. J. Mol. Sci.*, *16*, 15852–15871.
- Elzinga, E. J., & Cirimo, A. (2010). Application of sequential extractions and X-ray absorption spectroscopy to determine the speciation of chromium in Northern New Jersey marsh soils developed in chromite ore processing residue (COPR). *J. Hazard. Mater.*, *183*, 145–154.
- EPA, Environmental Protection Agency. (2006). Manual de Buenas Prácticas Ambientales para la Curtiembre en Centroamérica.
- Eskin, N. (2016). Chromium: is it essential and is it safe. *Vitam, Min.*, *5*, 144.
- Estrada, I. (2010). Monografía sobre Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial (HAFSS) para remoción de metales pesados en aguas residuales. Colombia.
- Faithefull, L. (1996). The Fate of Phosphorus in Wetland: Review Report for the Queensland Department of Natural Resource. Australia Centre for Tropical Freshwater research.
- Farooq, M., Ali, S., Hameed, A., Bharwana, S., Rizwan, M., Ishaque, W., Iqbal, Z. (2016). Cadmium stress in cotton seedlings: physiological, photosynthesis and oxidative damages alleviated by glycinebetaine. *S. Afr. J. Bot.*, *104*, 61–68.
- Fernández, J. (2006). Manual de fitodepuración. Filtros de macrofitas en flotación. Fundación Global Nature, 79 - 88.
- Fibbi, D., Doumet, S., Lepri, L., Checchini, L., Gonnelli, C., Coppini, E., & Del Bubba, M. (2012). Distribution and mass balance of hexavalent and trivalent chromium in a subsurface, horizontal flow (SF-h) constructed wetland operating as post-treatment of textile wastewater for water reuse. *Journal of Hazardous Materials*, *199*, 209–206.
- FCISA, F. Ingeniería y servicios ambientales S. A. (2017). Evaluación Ambiental Preliminar (EVAP) de la curtiembre CUR LIB S.A.C.
- Flores, S. S. (2017). Evaluación de la capacidad de fitorremediación de *Chenopodium album* L. (Liccha) en aguas contaminadas con mercurio, plomo y cadmio. UCSM.
- Gallagher, R. P., & Patrick, J. (1978). Chemical and Microbial Properties of Anaerobic Soil and Sediments, in plant life in an aerobic environment. *Ann Arbor Sci.*, 375–423.
- Ganoza, J. Panduro, S. (2010). Propuesta de una tecnología para reducir carga contaminante de los efluentes líquidos de una curtiembre en el distrito de El Porvenir. Trujillo. Perú.
- García, A. (2006). Ingesta de Nutrientes: Conceptos y Recomendaciones Internacionales. *Nutricion Hospitalaria*, *21*(4), 47–437.

- Geoffrey R., N., & David L., S. (2005). Analisis de la varianza. In *Bioestadística*, 83–88.
- Gill, R. A., Ali, B., Islam, F., Farooq, M. A., Gill, M. B., Mwamba, T. M., & Zhou, W. (2012). Physiological and molecular analyses of black and yellow seeded *Brassica napus* regulated by 5-aminolivulinic acid under chromium stress. *Plant Physiol. Biochem.*, *94*, 130–143.
- GRA, Gobierno Regional de Arequipa. (2015). Impermeabilización de la segunada laguna de oxidación de la planta de tratamiento de aguas residuales del Parque Industrial Rio Seco, distrito de Cerro Colorado, provincia y región de Arequipa. Resolución General General Regional N° 214-2015-GRA/GGR.
- GRA. Gobierno Regional de Arequipa .(2017) .Ordenanza Regional N° 378-Arequipa.
- Gramid, G. ., & Stoltenberg, D. . (2009). Adaptative responses of field-grown common lambsquarters (*Chenopodium album*) to variable light quality and quantity environments. *Weed Sci*, *57*(3), 271–280.
- Harris, D. (2007). *Quantitative Chemical Analysis* (7th ed). New York: Freeman and Company.
- Harrison, R. . (2003). Introducción a la química medioambiental y a la contaminación. In *El Medio Ambiente* (p. 116). Zaragoza, España.
- Haydar, S., Aziz, J. A., & Ahmad, M. S. (2007). Biological Treatment of Tannery Wastewater Using Activated Sludge Process. *Pakistan Journal of Engineering and Applied Science.*, *1*, 61–66.
- Hernández, E. (2010). Recursos Naturales y Patrimonio de la Nación. Retrieved from [http://estadoypropiedad.blogspot.pe/search/label/Patrimonio Natural](http://estadoypropiedad.blogspot.pe/search/label/Patrimonio+Natural).
- Hurd E., G., Shaw N., L., & Smithman L., C. (2003). Cyperaceae and Juncaceae -- selected low-elevation species. In *Proceedings of Symposium on Ecology, Management, and Restoration of Intermountain Annual Rangelands, Boise, ID*. 380–383.
- IARC. (2012). Overall Evaluations of Carcinogenicity: an Updating of IARC Monographs. World Health Organization, International Agency for Research on Cancer. 1–42.
- Islam, M. K., Khanam, S., Lee, S. Y., Alam, I., & Huhl, M. R. (2014). The interaction of arsenic (As) and chromium (Cr) influences growth and antioxidant status in tossa jute (*Corchorus olitorius*). *Plant Omics*, *7*, 499.
- Jackson, M. B., & Armstrong, W. (2008). Formation of Aerenchyma and the Process of Plant Ventilation in Relation to Soil Flooding and Submergence Plant. *Biol*, *1*, 274–287.
- Jaison, S., & Muthukumar, T. (2016). Chromium accumulation in medicinal plants growing

- naturally on tannery contaminated and non-contaminated soils. *Biol. Trace Elem. Res.*, 1–13.
- Joseph, K. (2005). Optimizing Processes for Biological Nitrogen Removal in Nakivubo Wetland. Uganda. Stocholm, Sweeden.
- Kabata-Pendias, A. (2000). Trace Elements in Soils and Plants. 3rd edition. CRC press. Boca Ratón, Florida, EEUU, 432.
- Kadlec, R. H., Knight, R. L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., & Y Haberl, R. (2000). Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control. *IWA Publishing*, 155.
- Kamran, M. A., Eqani, S., Katsoyiannis, A., Bibi, S., Benizri, E., & Chaudhary, H. J. (2016). Phytoextraction of chromium (Cr) and influence of *Pseudomonas putida* on *Eruca sativa* growth. *J. Geochem. Explor.*
- Kaseva, M. (2003). Performance of Subsurface Flow Constructed Wetland in Polishing Pre-treated water; A tropical case study. *J. Water Research.*, 38, 681–687.
- Kirkby, E., & Romheld, V. (2007). Micronutrients in plant physiology: funtions, uptake and mobility. *Proceedings*, 543, 3.
- Kornarios, M., & Lyberato, G. (2006). Biological Treatment of Wastewater from a Dye Manufacturing Company Using a Trickling Filter. *Journal of Hazardous Material. Journal of Hazardous Material*, 95–102.
- Kranner, I., & Colville, L. (2011). Metals and seeds: biochemical and molecular implications and their significance for seed germination. *Environ. Exp. Bot.*, 72, 93–105.
- Kumari, V., Yadav, A., Haq, I., Kumar, S., Bharagava, R. N., Singh, S. K., & Raj, A. (2016). Genotoxicity evaluation of tannery effluent treated with newly isolated hexavalent chromium reducing *Bacillus cereus*. *J. Environ. Manage*, 183, 204–211.
- Landrot, G., Tappero, R., Webb, S. M., & Sparks, D. L. (2012). Arsenic and chromium speciation in an urban contaminated soil. *Chemosphere*, 88, 1196–1201.
- Lasat, M. (2000). The Use of Plants for the Removal of Toxic Metals from Contaminated Soil; American Association for the Advancement of Science. *Environmental Science and Engineering Fellow*.
- Lazo Cuentas, E. A. (2017). Evaluación de la contaminación ambiental generada por efluentes

- industriales en el proceso productivo de una curtiembre de mediana. UNSA.
- Lefebvre, O., & Moletta, R. (2006). Treatment of organic pollution in industrial saline wastewater: a literature review. *Water Res.*, *40*, 3671–3682.
- Lindsay, W. L. (1979). Chemical Equilibria in soils. John Wiley & Sons, New York.
- Lukina, A. O., Boutin, C., Rowland, O., & Carpenter, D. J. (2016). Evaluating trivalent chromium toxicity on wild terrestrial and wetland plants. *Chemosphere*, *162*, 355–346.
- Mara, D. (2003). Domestic wastewater treatment in developing countries. *Earthscan*, *85*.
- Markiewicz, B., Komorowicz, I., Sajnog, A., Belter, M., & Baralkiewicz, D. (2015). Chromium and its speciation in water samples by HPLC/ICP-MS technique establishing metrological traceability: a review since 2000. *Talanta*, *132*, 814–828.
- Martí, E., Sierra, J., Cáliz, J., Montserrat, G., Vila, X., Garau, M. A., & Cruañas, R. (2013). Ecotoxicity of Cr, Cd, and Pb on two mediterranean soils. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, *64*, 377–387.
- Martínez, N., López, C., Basurto, M., & Pérez, R. (2011). Efectos por salinidad en el desarrollo vegetativo. *Medio Ambiente Y Desarrollo Sustentable*, *3*, 156–161.
- Mehari, A. (2006). Uptake and Phytoaccumulation of Chromium at Seedling Stage for Three Commonly Grown Tree Species in Ethiopia. *AAU. Addis Ababa*.
- Méndez, R., Vidal, G., Lorber, K., & Márquez, F. (2007). *Producción limpia en la industria de curtiembre*. Universidad de Santiago de Compostela.
- Metze, D., Jakubowski, N., & Klockow, D. (2005). Speciation of Chromium. In *Handbook of Elemental Speciation II-species in the Environment, Food, Medicine and Occupational Health* (pp. 120–135).
- MINAM, (2014). Guía para Muestreo de Suelos. En el marco del Decreto Supremo N° 002-2013-MINAM, Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Suelo.
- Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2000). *Wetlands* (3 Edición). New York.: Van Nostar and Reinhold.
- Muhammad, S. (2017). Chromium speciation, bioavailability, uptake, toxicity and detoxification in soil-plant system: A review. *Chemosphere*, *178*, 513–533.
- Muñoz, R. (2002) Tratamientos primarios de los efluentes de pelambre y curtido. AIDIS. Escuela Politécnica Nacional. Quito - Ecuador.
- Myers, J. E., Texaco, S. H., & Jackson, E. L. M. (2001). Evaluation of Subsurface Flow and

- Free Water Surface Wetlands Treating NPR-3 Produced Water. *Prepared For The US Department Of Energy/Rocky Mountain Oil Field Testing Center. Critique Inc.*
- Nanda Kumar, P. B. A. Dushenkov, V., Motto, H., & Raskin, I. (1995). Phytoremediation: The Use of Plants to Remove Heavy Metals from Soils. *Environ. Sci. Technol.*, 29, 1232–1238.
- Nriagu, J. O. (1988). Production and Uses of Chromium. Chromium in the Natural and Human Environments (pp. 81–104). New York: Wiley.
- Ochoa, M. ., Chaila, S., & Sobrero, M. . (2011). Índice de agresividad espacial (IAE) de *Chenopodium album* en cultivo de algodón para Santiago del Estero, Argentina. *Planta Daninha, Viçosa-MG*, 29, 481–487.
- Oh, Y. J., Song, H., Shin, W. S., Choi, S. J., & Kim, Y. (2007). Effect of amorphous silica and silica sand on removal of chromium (VI) by zero-valent iron. *Chemosphere*, 66, 858–864.
- Padmavathiamma, P., & Li, Y. (2007). Phytoremediation Technology: Hyperaccumulation Metals in Plants. *Water, Air & Soil Pollution*, 184, 105–126.
- Papaevangelou, V. A., Gikas, G. D., & Tsihrintzis, V. A. (2017). Chromium removal from wastewater using HSF and VF pilot-scale constructed wetlands: Overall performance, and fate and distribution of this element within the wetland environment. *Chemosphere*, 168, 716–730. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.002>
- Pérez Alarcón, F. & L., & Camacho Alcalá, K. (2011). Tecnologías para el tratamiento de aguas servidas.
- Perk, M. V. D. (2006). Soil and Water Contamination: From Molecular to Catchments Scale. London;JK.
- Portada, M. (2016). Tratamiento de las aguas residuales del proceso de curtido en pieles por procesos físico-químicos de la curtiembre de la facultad de ingeniería química de la UNA-Puno.
- Potter, C., & Karathanasis, A. (2001). Vegetation Effect on the Performance of Constructed Wetlands Treating Domestic Wastewater. Proceeding of the 9th National Symposium on On-site Wastewater Treatment (11 - 14 March, 2001 Forth Worth, Texas, USA). *American Society of Agriculture and Biological Engineers*, 662–672.
- Pourrut, B., Shahid, M., Dumat, C., Winterton, P., & Pinelli, E. (2011). Lead uptake, toxicity, and detoxification in plants. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 213, 113–136.
- Prado, C., Ponce, S. C., Pagano, E., Prado, F. E., & Rosa, M. (2016). Differential physiological

- responses of two *Salvinia* species to hexavalent chromium at a glance. *Aquat. Toxicol.*, 175, 213–221.
- Prado, D., & Ruiz de Somocurio, F. (2013). Factibilidad de Biosorción de Cromo (III y VI) en Aguas Residuales Industriales contaminadas utilizando microflora nativa aislada y caracterizada en su hábitat proveniente del Parque Industrial Rio Seco-PIRS Arequipa, Perú. UCSM.
- Prasad, A. S. (2013). Essential and Toxic Element: Trace Elements in Human Health and Disease. *Elsevier*.
- PRODUCE, Ministerio de la Producción del Perú. (2015). Memoria descriptiva Planta piloto de tratamiento de aguas residuales Industriales de Curtiembre ASPEMYCUR-AQP, Rio Seco.
- Rajamanickam, S. V. (2000). A Successful and Sustainable Hazardous Waste Management Technology Chromium Recovery and Reuse System in Tanneries of South Asia and Africa. *Pollution Prevention/ Waste Minimization*.
- Raskin, I., Smith, R., & Salt, D. (1997). Phytoremediation of Metals: Using Plants to Remove Pollutants from the Environment. *Curr.Opin.Biotechnol.*, 821–226.
- Reale, L., Ferranti, F., Mantilacci, S., Corboli, M., Aversa, S., Landucci, F., Venanzoni, R. (2016). Cyto-histological and morpho-physiological responses of common duckweed (*Lemna minor L.*) to chromium. *Chemosphere*, 145, 98–105.
- Reddy, K. (2004). Nitrification-Denitrification at the Plant Root–Sediment Interface in Wetlands. *Limnol. Oceanogr.* 34 (6), 1004 – 1013.
- Reeves, R. (2004). Nickel and Zinc Accumulation by Species of *Thlapsi L.*, *Cochlearia L.*, and other Genera of the Brassicaceae. *Taxon*, 37, 309–318.
- Renee, L. (2001). Constructed Wetlands; Passive System for Wastewater Treatment. Technology Status Report, Prepared For the USEPA Technology Innovation Office under a National Network of Environmental Management Studies Fellowship.
- Rodriguez, C., & Zapata, C. (2015). Influencia del pH, concentración de coagulante a base de aluminio y floculante en la remoción de sulfuros, sólidos suspendidos, demanda química y biológica de oxígeno de efluentes de ribera en curtiembres. Universidad Nacional de Trujillo.
- Rosas, A. C. (2013). Recuperación de Cromo (III) de efluentes de curtido para control

- ambiental y optimización del proceso productivo. Pontificia Universidad Católica del Perú.
- Salas C., G. (2005). Eliminación de sulfuros por oxidación en el tratamiento del agua residual de una curtiembre. *Rev. Per. Quím. Ing. Quím.*, 8.
- Santos, C., & Rodriguez, E. (2012). Review on Some Emerging Endpoints of Chromium (VI) and Lead Phytotoxicity. *INTECH Open Access Publisher*.
- Sanz, J. (2008). Depuración de aguas residuales con humedales artificiales: Ventajas de los sistemas híbridos. *Alquimia Soluciones Ambientales*.
- Shadreck, I. (2013). Chromium, an essential nutrient and pollutant: a review. *Afr. J. Pure Appl. Chem.*, 7, 310–317.
- Shahid, M., Dumat, C., Aslam, M., & Pinelli, E. (2012). Assessment of lead speciation by organic ligands using speciation models. *Chem. Speciat. Bioavailab.*, 24, 248–252.
- Shahid, M., Dumat, C., Pourrut, B., Silvestre, J., Laplanche, C., & Pinelli, E. (2014). Influence of EDTA and citric acid on lead-induced oxidative stress to *Vicia faba* roots. *J. Soils Sed.*, 14, 835–843.
- Shahid, M., Khalid, S., Abbas, G., Shahid, N., Nadeem, M., Sabir, M., Dumat, C. (2015a). Heavy metal stress and crop productivity. In: Hakeem, K.R. (Ed.), *Crop Production and Global Environmental Issues SE - 1. Springer International Publishing*, 1–25.
- Shahid, M., Pourrut, B., Dumat, C., Nadeem, M., Aslam, M., & Pinelli, E. (2015b). Heavy metal-induced reactive oxygen species: phytotoxicity and physicochemical changes in plants. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 1–44.
- Shanker, A. K., Cervantes, C., Loza-Tavera, H., & Avudainayagam, S. (2005). Chromium toxicity in plants. In *Environ. Int.* 31 . 739–753.
- Shanker, A. K., Djanaguiraman, M., Sudhagar, R., Chandrashekar, C., & Pathmanabhan, G. (2004). Differential antioxidative response of ascorbate glutathione pathway enzymes and metabolites to chromium speciation stress in green gram (*Vigna radiata* (L.) R. Wilczek. cv CO 4) roots. *Plants Sci.*, 166, 1035–1043.
- Sinclair, K. (2000a). Guidelines for Using Free Water Surface Constructed Wetlands to Treat Municipal Wastewater Sewage. *Queensland Department of Natural Resources*.
- Sinclair, K. (2000b). Guidelines for Using Free Water Surface Constructed Wetlands to Treat Municipal Wastewater Sewage. *Queensland Department of Natural Resources*.
- Singh, H. P., Mahajan, P., Kaur, S., Batish, D. R., & Kohli, R. K. (2013). Chromium toxicity

- and tolerance in plants. *Environ. Chem. Lett.*, *11*, 229–254.
- Sinha, S., Saxena, R., & Singh, S. (2005). Chromium induced lipid peroxidation in the plants of *Pistia stratiotes* L.: role of antioxidants and antioxidant enzymes. *Chemosphere*, *58*, 595–604.
- Soto, C., Gutiérrez, S., Rey, A., & González, E. (2010). Biotransformación de metales pesados presentes en lodos ribereños de los ríos Bogotá y Tunjuelo. *NOVA*, *8*, 195–205.
- Suárez, A., Agudelo, R. (2014). Tratamiento de agua residual procedente de la industria de curtiembre mediante humedales subsuperficiales usando *Zantedeschia Aethiopia*. *AVANCES Investigación En Ingeniería*, *11*, 1794–4953.
- Tiffin, L. D. (1997). The Form and Distribution of Metals in Plants: an overview, In Proc. Manford Life Science Symps. U.S. Department of Energy, Symposium Series, Washington. 315.
- Tuyupanda, P. (2010). Diseño de un sistema de tratamiento de agua residual del proceso de peambre para su reutilización, curtiembre pieles "Puma". Riobamba - Ecuador.
- Trujillo Vera, C. (2007). Impacto ambiental en el geosistema de las canteras de sillar de Añashuayco – arequipa. *Espacio Y Desarrollo*, *19*, 207–216.
- UdDin, I., Bano, A., & Masood, S. (2015). Chromium toxicity tolerance of *Solanum nigrum* L. and *Parthenium hysterophorus* L. plants with reference to ion pattern, antioxidation activity and root exudation. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, *113*, 271–278.
- Vásquez, Y., Villamil, J., Sánchez, L., & Lancheros, A. (2014). Evaluación de un sistema de medio fijo como soporte para una película microbiana capaz de reducir Cr (VI) de lodos residuales de curtiembre. *NOVA*, *12*.
- Vymazal, J., & Kropfelova, L. (2005). Growth of *Phragmites Australis* and *Phalaris Arundinacea* in Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in the Czech Republic. *Ecol. Eng.*, *25*, 606–621.
- Yadav, S. K., Dhote, M., Kumar, P., Sharma, J., Chakrabarti, T., & Juwarkar, A. A. (2010). Differential antioxidative enzyme responses of *Jatropha curcas* L. to chromium stress. *J. Hazard. Mater.*, *180*, 609–615.
- Zayed, A., Lytle, C. M., Terry, N., & Qian-Jinhong. (1998). Chromium Accumulation, Translocation and Chemical Speciation in Vegetable Crops". *Plants*, *206*, 293–299.
- Zeng, F., Zhou, W., Qiu, B., Ali, S., Wu, F., & Zhang, G. (2011). Subcellular distribution and

chemical forms of chromium in rice plants suffering from different levels of chromium toxicity. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 174, 249–256.

Zevallos, J. F. (2014). Determinación de parámetros fisicoquímicos en efluentes industriales de curtiembres de la asociación de pequeñas y medianas empresas de curtiembres, fabricas de cola y derivados del cuero (APYMECO) -Parque Industrial De Rio Seco (PIRS), Cerro Colorado. UNSA.



ANEXOS

ANEXO N°1: Información complementaria del proyecto.

Tabla N°19: Datos Generales y Ubicación del Proyecto.

Datos Requeridos	Empresa
Razón social	CUR LIB S.A.C.
RUC	20602423116
Domicilio Legal	Parque Industrial Rio Seco Mz. G Lt 11-B
Distrito	Cerro Colorado
Provincia	Arequipa
Departamento	Arequipa
Área del proyecto	1094.13 m ²
Zonificación	Industria liviana (12)
Tiempo de vida del Proyecto	50 años
Situación legal	Alquiler
Teléfono	958326406

Fuente: CUR LIB S.A.C.

Tabla N°20: Coordenadas de Ubicación del proyecto UTM - Datum WGS 84

Vértice	Lado	Zona	Distancia	Este (X)	Norte (Y)
A	1 - 2	19K	74.19 m	223088.79	8190154.02
B	2 - 3	19K	12.45 m	223145.80	8190105.95
C	3 - 4	19K	72.87 m	223136.92	8190097.01
D	4 - 5	19K	13.60 m	223080.91	8190143.39

Fuente: CUR LIB S.A.C.

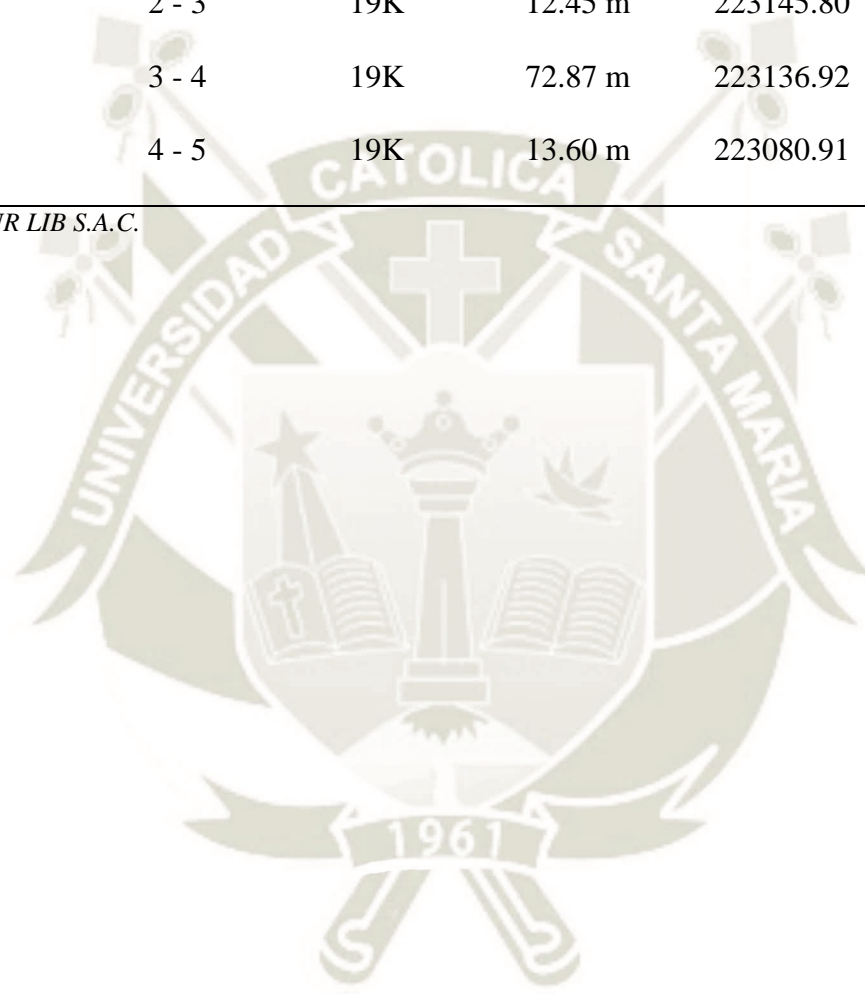


Tabla N°21: Cantidad de insumos químicos utilizados en la producción.

Proceso	Producto	Cantidad estimado (Kg) para una producción de 1500 kg	Criterio de Peligrosidad					Biocontaminante
			Corrosivo	Reactivo	Explosivo	Tóxico	Inflamable	
Remojo	Enzima de remojo	3.000	-	X	-	-	-	-
	Soda caustica	3.000	-	X	-	-	-	-
	Humectante	3.750	-	-	-	-	-	-
	Bactericida	1.500	-	X	-	X	-	-
Pelambre	Sulfuro	24.000	X	-	-	X	-	-
	Cal	52.500	X	-	-	-	-	-
	Desengrasante	3.000	-	-	-	-	X	-
	Amina de pelambre	5.250	X	-	-	-	-	-
Desencale	Desencalante	19.000	-	X	-	-	-	-
	Bisulfito	2.850	X	-	-	-	-	-
	Humectante	0.950	-	-	-	-	-	-
	Desengrasante	0.950	-	-	-	-	X	-
	Purga	0.950	-	-	-	-	-	-
Piquelado	Sal	57.000	-	-	-	-	-	-
	Ácido fórmico	5.700	X	-	-	-	X	-
	Ácido sulfúrico	5.700	X	X	-	-	-	-
Curtido	Cromo	66.500	-	-	-	X	-	-
	Basificante	4.750	X	X	-	-	-	-
	C. Catiónica	0.950	-	-	-	-	-	-
Neutralizado	Ácido oxálico	0.500	X	-	X	X	-	-
	Humectante	0.500	-	-	-	-	-	-
	Cromo	7.500	-	-	-	X	-	-
	Recurtiente	5.000	-	-	-	X	-	-
Recurtido	Mimosa	7.500	-	-	-	-	-	-
	Quebracho	5.000	-	-	-	-	-	-
	R. resínico	7.500	-	-	-	-	-	-
	R. sintético	5.000	-	-	-	-	-	-

	Anilina	1.250	-	-	-	X	-	-
	Grasa sintética	8.750	-	-	-	-	-	-
	Grasa sulfatada	8.750	-	-	-	-	-	-
Engrase	Grasa bisulfita	5.000	-	-	-	-	-	-
	Grasa lecitina	2.500	-	-	-	-	-	-
	Ácido fórmico	1.250	X	-	-	-	X	-

Fuente: CUR LIB S.A.C.

Tabla N°22: Volumen de efluentes y/o residuos líquidos de la Curtimbre CUR LIB S.A.C.

Etapa del Proyecto	Características	Tipo de Efluente	Estimación de Cantidad a generarse mensual promedio	Manejo y disposición final
Operación	Generados durante los procesos para ribera y curtido.	Efluente Industrial	250 m ³	Los efluentes industriales serán tratados para ser reutilizados en el proceso productivo.
	Generados por el uso de los servicios higiénicos	Efluente doméstico	8 m ³	Los efluentes tanto industriales como domésticos serán dispuestos mediante un tubo colector hacia la Laguna de Oxidación perteneciente al Gobierno Regional de Arequipa.

Fuente: CUR LIB S.A.C.

Tabla N°23: Consumo de Servicios Básicos de la Curtimbre CUR LIB S.A.C. .

Etapa del Proyecto	Servicio	Suministro	Cantidad estimada
Operación		Agua de consumo (agua potable)	0.6 m ³ /mes
		Agua para el uso de servicios ASOCIACIÓN DE REGANTES DE CHILINA	10 m ³ /mes
		Agua para uso Industrial (ASOCIACION DE REGANTES DE CHILINA)	250 m ³ /mes
	Energía Eléctrica	Sociedad Eléctrica de Arequipa SEAL S.A.	560 kW/mes

Fuente: CUR LIB S.A.C.

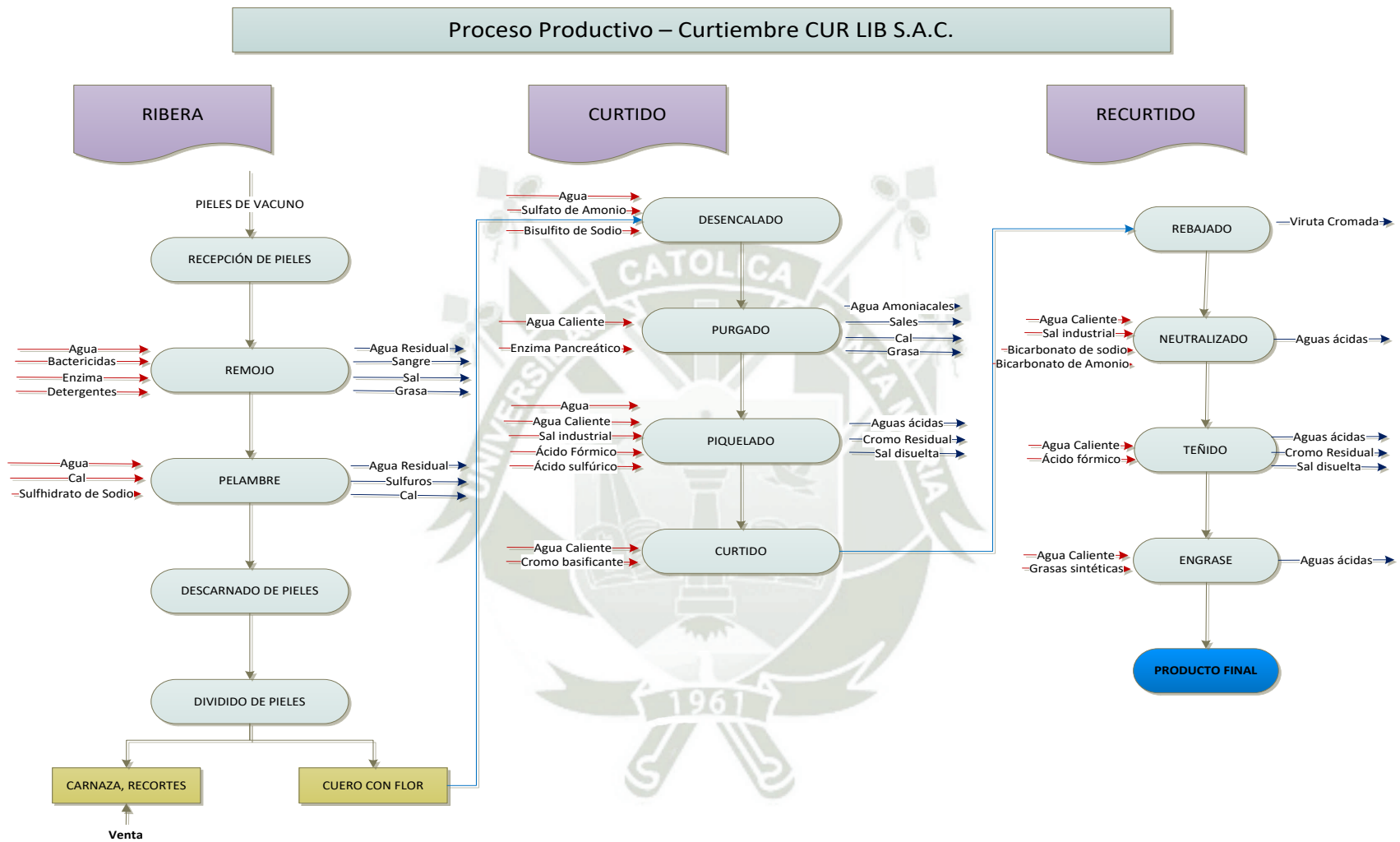


Gráfico N°39: Diagrama de Flujo de Proceso Productivo de la Curtiembre CUR LIB S.A.C.

Fuente: CUR LIB S.A.C.

Tabla N°24: Composición del sustrato de germinación.

Composición	Porcentaje
Carbono orgánico total	28.30 %
Humedad	0.30 %
Cenizas	2.68 %
pH en pasta saturada	4.78
Densidad	0.09 g/cm ³
Capacidad de intercambio catiónico	31.48 mEq/100 gr
Capacidad de retención de humedad	198.83 %
Conductividad eléctrica en extracto saturación	4.85 dS/m
Metales pesados	Por debajo de la norma actual
<i>Salmonella sp.</i>	Ausencia / 25 gr
<i>Enterobacterias</i>	< 10 UFC / gr

Fuente: el fabricante (Marca labor)

ANEXO N°2: Promedios y desviaciones estándar de la concentración de Cr total, Cr VI, sulfatos, nitrógeno amoniacal, pH, DBO5 y DQO residual presente durante y después del tratamiento con humedales.

Tabla N°25: Evaluación de Cromo Total residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.

EVALUACIÓN DE CROMO TOTAL (mg/L)				
	0 DÍA	1 DÍA	2 DÍAS	4 DÍAS
CONCENTRACIÓN	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$
25%	2.04 ± 0.00	1.86 ± 0.08	0.17 ± 0.04	0.07 ± 0.01
50%	4.08 ± 0.00	3.56 ± 0.08	0.99 ± 0.11	0.35 ± 0.03
75%	6.12 ± 0.00	5.21 ± 0.06	0.61 ± 0.03	0.23 ± 0.03

Fuente: Elaboración Propia

Tabla N°26: Evaluación de Cromo VI residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.

EVALUACIÓN DE CROMO VI (mg/L)				
CONCENTRACIONES	0 DÍA	1 DÍA	2 DÍAS	4 DÍAS
	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$
25%	0.93 ± 0.00	0.55 ± 0.02	0.15 ± 0.02	0.03 ± 0.00
50%	1.85 ± 0.00	1.13 ± 0.05	0.42 ± 0.01	0.18 ± 0.03
75%	2.77 ± 0.00	1.26 ± 0.10	0.56 ± 0.01	0.08 ± 0.01

Fuente: Elaboración Propia

Tabla N°27: Evaluación y comparación del Porcentaje de Remoción de Sulfatos después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales del PIRS-Arequipa.

EVALUACIÓN DE SULFATOS (mg/L)				
CONCENTRACIÓN	0 DÍA	1 DÍA	2 DÍAS	4 DÍAS
	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$
25%	3048.35 ± 0.00	2315.84 ± 12.63	1941.13 ± 12.56	1608.64 ± 11.09
50%	6096.71 ± 0.00	5684.13 ± 13.84	5296.24 ± 22.72	4503.01 ± 11.10
75%	9145.06 ± 0.00	8904.26 ± 6.69	8668.93 ± 16.81	8241.18 ± 29.25

Fuente: Elaboración propia.

Tabla N°28: Evaluación de nitrógeno amoniacal residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.

EVALUACIÓN DE NITROGENO AMONICAL (mg/L)				
	0 DÍA	1 DÍA	2 DÍAS	4 DÍAS
CONCENTRACIÓN	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$
25%	103.00 ± 0.00	82.25 ± 2.68	45.67 ± 2.29	24.46 ± 4.83
50%	205.99 ± 0.00	175.59 ± 3.29	131.34 ± 3.05	74.42 ± 2.95
75%	308.99 ± 0.00	243.48 ± 8.65	181.90 ± 4.31	130.11 ± 3.06

Fuente: Elaboración Propia

Tabla N°29: Evaluación de pH después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.

EVALUACIÓN DE pH (mg/L)				
	0 DÍA	1 DÍA	2 DÍAS	4 DÍAS
CONCENTRACIÓN	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$
25%	7.65 ± 0.00	7.35 ± 0.07	7.23 ± 0.03	7.14 ± 0.04
50%	7.76 ± 0.00	7.43 ± 0.02	7.37 ± 0.02	7.33 ± 0.02
75%	7.89 ± 0.00	7.50 ± 0.04	7.31 ± 0.01	7.23 ± 0.04

Fuente: Elaboración Propia

Tabla N°30: Evaluación de DBO5 residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.

EVALUACIÓN DE DBO ₅ (mg/L)				
CONCENTRACIONES	0 DÍA	1 DÍA	2 DÍAS	4 DÍAS
	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$
25%	2105.00 ± 0.00	1834.33 ± 34.56	354.00 ± 31.75	154.67 ± 8.96
50%	4210.00 ± 0.00	3893.67 ± 24.71	1504.67 ± 15.57	995.67 ± 35.02
75%	6315.00 ± 0.00	5902.67 ± 26.27	1203.00 ± 19.00	876.47 ± 15.28

Fuente: Elaboración propia.

Tabla N°31: Evaluación de DQO residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.

EVALUACIÓN DE DQO (mg/L)				
CONCENTRACION	0 DÍA	1 DÍA	2 DÍAS	4 DÍAS
	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$
25%	2550.00 ± 0.00	1811.00 ± 8.54	658.33 ± 24.583	387.67 ± 8.02
50%	5100.00 ± 0.00	4258.67 ± 126.3	1987.33 ± 174.00	1775.33 ± 156.03
75%	7650.00 ± 0.00	5784.33 ± 58.71	2342.33 ± 58.16	1554.67 ± 21.57

Fuente: Elaboración propia.

ANEXO N°3: Prueba estadística de ANOVA de medidas repetidas para los parámetros Cr total, Cr VI, sulfatos, nitrógeno amoniacal, pH, DBO5 y DQO.

Tabla N°32: Comparación según el tiempo de evaluación de la concentración de cromo total residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.

Fuente de Variabilidad	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Tiempo de evaluación	106.465	3	35.488	14819.737	.000
Tratamientos	24.578	2	12.289	3547.493	.000
Tiempo de evaluación* tratamientos	18.357	6	3.060	1277.631	.000
Error(Tiempo)	.043	18	.002		

Fuente: Elaboración Propia

Tabla N°33: Comparación según el tiempo de evaluación de la concentración de Cr VI residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.

Fuente de Variabilidad	Suma de cuadrados tipo III	Gl	Media cuadrática	F	Sig.
Tiempo de evaluación	16.249	3	5.416	5854.753	.000
Tratamientos	3.519	2	1.760	942.823	.000
Tiempo de evaluación* tratamientos	2.766	6	0.461	498.337	.000
Error(Tiempo)	0.017	18	.001		

Fuente: Elaboración Propia

Tabla N°34: Comparación según el tiempo de evaluación de la concentración de sulfatos residuales después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.

Fuente de Variabilidad	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Tiempo de evaluación	8256086.39	3	2752028.797	534.815	.000
Tratamientos	254451088.403	2	127225544.201	114680.455	.000
Tiempo de evaluación* tratamientos	662651.166	6	110441.861	468.702	.000
Error(Tiempo)	4241.403	18	235.633		

Fuente: Elaboración Propia

Tabla N°35: Comparación según el tiempo de evaluación de la concentración de nitrógeno amoniacal residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.

Fuente de Variabilidad	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Tiempo de evaluación	85843.96	3	28614.65	2703.825	0.000
Tratamientos	139503.37	2	69751.684	2904.759	0.000
Tiempo de evaluación* tratamientos	8676.34	6	1446.056	136.634	0.000
Error(Tiempo)	190.50	18	10.583		

Fuente: Elaboración Propia

Tabla N°36: Comparación según el tiempo de evaluación de la concentración de pH después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.

Fuente de Variabilidad	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Tiempo de evaluación	1.519	3	0.506	990.623	.000
Tratamientos	0.143	2	0.071	33.606	.001
Tiempo de evaluación* tratamientos	0.057	6	0.010	18.748	.000
Error(Tiempo)	0.009	18	0.001		

Fuente: Elaboración Propia.

Tabla N°37: Comparación según el tiempo de evaluación de la concentración de DBO₅ residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.

Fuente de Variabilidad	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Tiempo de evaluación	9.293E7	3	3.098E7	3.098E7	.000
Tratamientos	3.714E7	2	1.857E7	15090.727	.000
Tiempo de evaluación* tratamientos	1.766E7	6	2942730.148	13547.095	.000
Error(Tiempo)	3910.000	18	217.222		

Fuente: Elaboración Propia

Tabla N°38: Comparación según el tiempo de evaluación de la concentración de DQO residual después del tratamiento con humedales artificiales de las aguas residuales de la industria del curtido de pieles del PIRS – Arequipa.

Fuente de Variabilidad	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Tiempo de evaluación	9.183E7	3	3.061E7	11002.716	.000
Tratamientos	5.486E7	2	2.743E7	1536.232	.000
Tiempo de evaluación* tratamientos	1.633E7	6	2721540.194	978.258	.000
Error(Tiempo)	50076.500	18	2782.028		

Fuente: Elaboración Propia

ANEXO N°4: Balance de Materia y distribución en % de Cr Total en los humedales artificiales ensayados con agua residual tratada de curtiembre al 25%, 50% y 75%.

Tabla N°39: Balance de Materia y distribución en % de Cr Total en el humedal ensayado con agua residual de curtiembre al 25%.

DISTRIBUCIÓN DEL CROMO TOTAL EN EL HUMEDAL 25%				
COMPONENTE	$\bar{X} \pm S$			
	CONCENTRACION (PPM)	CANTIDAD	TOTAL (PPM)	PORCENTAJE
Afluente	2.04 ± 0.00	9 L	18.36 ± 0.00	100 %
Grava	0.39 ± 0.05	35 Kg	13.65 ± 1.75	65.59 %
Suelo	0.32 ± 0.17	15 Kg	4.80 ± 2.55	23.06 %
Raíces	0.81 ± 0.36	1.6 Kg	1.30 ± 0.58	6.23 %
Tallos	0.45 ± 0.25	1.9 Kg	0.86 ± 0.48	4.11 %
Efluente	0.07 ± 0.01	3L	0.21 ± 0.03	1.01 %

Fuente: Elaboración propia

Tabla N°40: Balance de Materia y distribución en % de Cr Total en el humedal ensayado con agua residual de curtiembre al 50%.

DISTRIBUCIÓN DEL CROMO TOTAL EN EL HUMEDAL 50%				
$\bar{X} \pm S$				
COMPONENTE	CONCENTRACIÓN	CANTIDAD	TOTAL	PORCENTAJE
	(PPM)		(PPM)	
Afluente	4.08 ± 0.00	9 L	36.72 ± 0.00	100 %
Grava	0.80 ± 0.15	35 Kg	28.00 ± 5.25	73.13%
Suelo	0.34 ± 0.23	15 Kg	5.10 ± 3.45	13.32%
Raíces	1.40 ± 0.35	1.6 Kg	1.82 ± 0.46	4.75 %
Tallos	1.22 ± 0.37	1.9 Kg	2.32 ± 0.70	6.05 %
Efluente	0.80 ± 0.15	3L	1.05 ± 0.09	2.74 %

Fuente: Elaboración propia

Tabla N°41: Balance de Materia y distribución en % de Cr Total en el humedal ensayado con agua residual de curtiembre al 75%.

COMPONENTE	DISTRIBUCIÓN DEL CROMO TOTAL EN EL HUMEDAL 75%			
	$\bar{X} \pm S$			
	CONCENTRACIÓN (PPM)	CANTIDAD	TOTAL (PPM)	PORCENTAJE
Afluente	6.12 ± 0.00	9 L	55.08 ± 0.00	100 %
Grava	1.20 ± 0.30	35 Kg	42.00 ± 10.50	69.09 %
Suelo	0.80 ± 0.15	15 Kg	12.00 ± 2.25	19.74 %
Raíces	2.53 ± 0.36	1.6 Kg	3.29 ± 0.47	5.41 %
Tallos	1.48 ± 0.27	1.9 Kg	2.82 ± 0.51	4.63 %
Efluente	1.20 ± 0.30	3L	0.69 ± 0.09	1.14 %

Fuente: Elaboración propia

ANEXO N°5: Análisis de la caracterización de los efluentes crudos de curtido, pelambre, desencalado y después del tratamiento primario fisicoquímico.

Tabla N°42: Análisis del agua residual de curtido.

Nombre de Muestra	802 Cr MT mg/L	808			827 Cr VI mg/L	846 SST mg/L	848 SO4= mg/L	849 S= mg/L	858 Aceites y Grasas mg/L	859 DBO- 5 mg/L	860 DQO mg O2/L	3050 N' NH3 mg/L
		pH	Temp. De Lect. °C									
AGUA DE CROMO CURTIEMBRE	4540	3,96	20,4	0,320	82,5	271,9	19,20	9,3	1271	3740	358	

Fuente: Informe LAS-AC-17-01039

Tabla N°43: Análisis del agua residual de pelambre

Nombre de Muestra	802 Cr MT mg/L	808			827 Cr VI mg/L	846 SST mg/L	848 SO4= mg/L	849 S= mg/L	858 Aceites y Grasas mg/L	859 DBO-5 mg/L	860 DQO mg O2/L	3050 N' NH3 mg/L
		pH	Temp. De Lect. °C									
AGUA RESIDUAL DE PELAMBRE	0,1124	12,86	20,5	0,075	4420	458,4	1286,8	46,9	3154,8	20300	357,3	

Fuente: Informe LAS-AC-17-01187

Tabla N°44: Análisis del agua residual de desencalado.

Nombre de Muestra	802	808		827	846	848	849	858	859	860	*3052
	Cr MT mg/L	pH	Temp. De Lect. °C	Cr VI mg/L	SST mg/L		S= mg/L	Aceites y Grasas mg/L		DQO mg O2/L	
AGUA DE DESENCALADO	0,7978	9,07	21,0	12,8	486	18476	266,4	244,9	5105,6	8510	2462,1

Fuente: Informe LAS-AC-17-01040

Tabla N°45: Análisis del agua residual después del tratamiento primario.

Nombre de Muestra	802	808		827	846	848	849	858	859	860	*3052
	Cr MT mg/L	pH	Temp. De Lect. °C	Cr VI mg/L	SST mg/L		S= mg/L	Aceites y Grasas mg/L		DBO ₅ mg/L	
AGUA TRATADA	8,16	7.89	20,1	3,70	107	12193, 41	107	17,0	8420	10200	411.98

Fuente: Informe LAS-AC-17-01188

ANEXO N°6: Análisis del efluente después del tratamiento con humedales artificiales con *Chenopodium álbum*.

Tabla N°46: Análisis del efluente después del tratamiento con humedales *Chenopodium álbum*.

Código interno #	Nombre de Muestra	808 pH	*827 Cr VI mg/L	*826 Cr mg/l	859 DBO-5 mg/L	860 DQO mg O2/L	848 SO4= mg/L	3050 N' NH3 mg/L
AG17001013	CHENOPODIUM 1	7,23	0,020	0,07	340.00	670	3383	118,1
AG17001014	CHENOPODIUM 2	7,25	0,022	0,06	313.00	645	3487	139,5
AG17001015	CHENOPODIUM 3	7,21	0,021	0,08	300.00	620	3963	142,1

Fuente: Informe LAS-AC-17-01557

ANEXO N°7: Análisis del efluente durante y después del tratamiento con humedales artificiales con *Eleocharis palustris*.

Tabla N°47: Análisis del efluente durante el tratamiento con humedales artificiales día 1
Eleocharis palustris.

Código interno #	Nombre de Muestra	808 pH	*827 Cr VI mg/L	*826 Cr mg/l	859 DBO-5 mg/L	860 DQO mg O2/L	848 SO4= mg/L	3050 N' NH3 mg/L
AG17001212	75% Junco 1	7.43	0.576	1.95	1870.00	1820	2319.21	85.23
AG17001213	75% Junco 2	7.3	0.534	1.798	1832.00	1803	2326.45	80.02
AG17001214	75% Junco 3	7.33	0.55	1.843	1801.00	1810	2301.87	81.5
AG17001215	50% Junco 1	7.42	1.178	3.578	3920.00	4367	5670.69	178.9
AG17001216	50% Junco 2	7.43	1.13	3.473	3871.00	4120	5683.37	172.33
AG17001217	50% Junco 3	7.45	1.078	3.631	3890.00	4289	5698.33	175.53
AG17001218	25%Junco 1	7.51	1.367	5.257	5923.00	5835	8910.79	250
AG17001219	25%Junco 2	7.53	1.182	5.149	5873.00	5720	8897.42	233.67
AG17001220	25%Junco 3	7.45	1.229	5.233	5912.00	5798	8904.58	246.78

Fuente: Informe LAS-AC-17-01776

*Tabla N°48: Análisis del efluente durante el tratamiento con humedales artificiales día 2
Eleocharis palustris.*

Código interno #	Nombre de Muestra	808 pH	827 Cr VI mg/L	*826 Cr mg/l	859 DBO-5 mg/L	860 DQO mg O2/L	*3033 SO4= mg/L	*3052 N' NH3 mg/L
AG17001221	75% Junco 1	7.26	0.167	0.194	390.00	686	1951.86	43.75
AG17001222	75% Junco 2	7.2	0.12	0.176	342.00	639	1927.32	48.2
AG17001223	75% Junco 3	7.23	0.155	0.126	330.00	650	1944.21	45.05
AG17001224	50% Junco 1	7.37	0.438	1.096	1521.00	2186	5273	128.56
AG17001225	50% Junco 2	7.35	0.41	0.993	1490.00	1862	5318.4	134.6
AG17001226	50% Junco 3	7.38	0.422	0.874	1503.00	1914	5297.33	130.87
AG17001227	25%Junco 1	7.31	0.571	0.643	1222.00	2406	8650.12	185.67
AG17001228	25%Junco 2	7.32	0.55	0.583	1184.00	2292	8682.49	177.2
AG17001229	25%Junco 3	7.3	0.564	0.615	1203.00	2329	8674.17	182.82

Fuente: Informe LAS-AC-17-01780

Tabla N°49: Análisis del efluente después del tratamiento con humedales artificiales día 4
Eleocharis palustris.

Código interno #	Nombre de Muestra	808 pH	827 Cr VI mg/L	*826 Cr mg/l	859 DBO-5 mg/L	860 DQO mg O2/L	*3033 SO4= mg/L	*3052 N' NH3 mg/L
AG17001230	75%Junco 1	7.17	0.03	0.082	165.00	396	1620.5	27.6
AG17001231	75%Junco 2	7.1	0.022	0.061	150.00	380	1598.54	18.9
AG17001232	75%Junco 3	7.15	0.027	0.072	149.00	387	1606.87	26.87
AG17001233	50%Junco 1	7.31	0.21	0.38	1030.00	1920	4515.24	77.23
AG17001234	50%Junco 2	7.33	0.16	0.36	960.00	1610	4493.56	71.34
AG17001235	50%Junco 3	7.35	0.18	0.32	997.00	1796	4500.23	74.69
AG17001236	25%Junco 1	7.2	0.091	0.255	890.00	1570	8272.5	132.9
AG17001237	25%Junco 2	7.27	0.066	0.206	860.00	1530	8214.56	126.84
AG17001238	25%Junco 3	7.21	0.085	0.241	880.00	1564	8236.49	130.58

Fuente: Informe LAS-AC-17-01900

ANEXO N°8: Análisis de la concentración de Cr total en los componentes del humedal artificial.

Tabla N°50: Análisis de Cr total en grava.

Muestra #	Nombre de Muestra	Descrip. De muestra	Procedencia de la muestra	*726 Cr Total ppm
SA17000037	GRAVA-JUNCO 1	GRAVA 25%	HUMEDAL ARTIFICIAL	0.42
SA17000038	GRAVA-JUNCO 2	GRAVA 25%	HUMEDAL ARTIFICIAL	0.33
SA17000039	GRAVA-JUNCO 3	GRAVA 25%	HUMEDAL ARTIFICIAL	0.41
SA17000040	GRAVA-JUNCO 1	GRAVA 50%	HUMEDAL ARTIFICIAL	0.97
SA17000041	GRAVA-JUNCO 2	GRAVA 50%	HUMEDAL ARTIFICIAL	0.73
SA17000042	GRAVA-JUNCO 3	GRAVA 50%	HUMEDAL ARTIFICIAL	0.7
SA17000043	GRAVA-JUNCO 1	GRAVA 75%	HUMEDAL ARTIFICIAL	0.42
SA17000044	GRAVA-JUNCO 2	GRAVA 75%	HUMEDAL ARTIFICIAL	1.33
SA17000045	GRAVA-JUNCO 3	GRAVA 75%	HUMEDAL ARTIFICIAL	1.86

Fuente: Informe LAS-AC-17-05833

Tabla N°51: Análisis de Cr total en suelo.

Muestra #	Nombre de Muestra	Descrip. De muestra	Procedencia de la muestra	*726 Cr Total ppm
SA17000046	SUELO-JUNCO 1	SUELO 25%	HUMEDAL ARTIFICIAL	0.5
SA17000042	SUELO-JUNCO 2	SUELO 25%	HUMEDAL ARTIFICIAL	0.29
SA17000043	SUELO-JUNCO 3	SUELO 25%	HUMEDAL ARTIFICIAL	0.17
SA17000044	SUELO-JUNCO 1	SUELO 50%	HUMEDAL ARTIFICIAL	0.29
SA17000045	SUELO-JUNCO 2	SUELO 50%	HUMEDAL ARTIFICIAL	0.6
SA17000046	SUELO-JUNCO 3	SUELO 50%	HUMEDAL ARTIFICIAL	0.14
SA17000047	SUELO-JUNCO 1	SUELO 75%	HUMEDAL ARTIFICIAL	0.91
SA17000048	SUELO-JUNCO 2	SUELO 75%	HUMEDAL ARTIFICIAL	0.63
SA17000049	SUELO-JUNCO 3	SUELO 75%	HUMEDAL ARTIFICIAL	0.85

Fuente: Informe LAS-AC-17-05834

Tabla N°52: Análisis de Cr total en raíces.

Código interno #	Nombre de Muestra	Lugar de muestreo	Fecha de muestreo	Hora de muestreo	5012 Cr Total mg/Kg
AL17000066	JUNCO 1 - 25%	PIRS / CERRO COLORADO/ AREQUIPA /AREQUIPA	30/10/2017	10:50:00 a.m.	0.76
AL17000067	JUNCO 2 - 25%	PIRS / CERRO COLORADO/ AREQUIPA /AREQUIPA	30/10/2017	11:00:00 a.m.	1.2
AL17000068	JUNCO 3 - 25%	PIRS / CERRO COLORADO/ AREQUIPA /AREQUIPA	30/10/2017	11:10:00 a.m.	0.48
AL17000069	JUNCO 1 - 50%	PIRS / CERRO COLORADO/ AREQUIPA /AREQUIPA	30/10/2017	11:20:00 a.m.	1.68
AL17000070	JUNCO 2 - 50%	PIRS / CERRO COLORADO/ AREQUIPA /AREQUIPA	30/10/2017	11:30:00 a.m.	1.5
AL17000071	JUNCO 3 - 50%	PIRS / CERRO COLORADO/ AREQUIPA /AREQUIPA	30/10/2017	11:40:00 a.m.	1.01
AL17000072	JUNCO 1 - 75%	PIRS / CERRO COLORADO/ AREQUIPA /AREQUIPA	30/10/2017	11:50:00 a.m.	2.28
AL17000073	JUNCO 2 - 75%	PIRS / CERRO COLORADO/ AREQUIPA /AREQUIPA	30/10/2017	12:00:00 p.m.	2.94
AL17000074	JUNCO 3 - 75%	PIRS / CERRO COLORADO/ AREQUIPA /AREQUIPA	30/10/2017	12:10:00 p.m.	2.36

Fuente: Informe LAS-AC-17-05831

Tabla N°53: Análisis de Cr total en tallos.

Código interno #	Nombre de Muestra	Lugar de muestreo	Fecha de muestreo	Hora de muestreo	5012 Cr Total mg/Kg
AL17000075	JUNCO 1 – 25%	PIRS / CERRO COLORADO/ AREQUIPA /AREQUIPA	30/10/2017	12:20:00 a.m.	0.23
AL17000076	JUNCO 2 – 25%	PIRS / CERRO COLORADO/ AREQUIPA /AREQUIPA	30/10/2017	12:30:00 a.m.	0.72
AL17000077	JUNCO 3 – 25%	PIRS / CERRO COLORADO/ AREQUIPA /AREQUIPA	30/10/2017	12:40:00 a.m.	0.41
AL17000078	JUNCO 1- 50%	PIRS / CERRO COLORADO/ AREQUIPA /AREQUIPA	30/10/2017	12:50:00 a.m.	1.65
AL17000079	JUNCO 2 – 50%	PIRS / CERRO COLORADO/ AREQUIPA /AREQUIPA	30/10/2017	01:00:00 a.m.	0.98
AL17000080	JUNCO 3 – 50%	PIRS / CERRO COLORADO/ AREQUIPA /AREQUIPA	30/10/2017	01:10:00 a.m.	1.04
AL17000081	JUNCO 1 – 75%	PIRS / CERRO COLORADO/ AREQUIPA /AREQUIPA	30/10/2017	01:20:00 a.m.	1.2
AL17000082	JUNCO 2 – 75%	PIRS / CERRO COLORADO/ AREQUIPA /AREQUIPA	30/10/2017	01:30:00 a.m.	1.74
AL17000083	JUNCO 3 – 75%	PIRS / CERRO COLORADO/ AREQUIPA /AREQUIPA	30/10/2017	01:40:00 a.m.	1.51

Fuente: Informe LAS-AC-17-05832