



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO - PUNO
ESCUELA DE POST GRADO
MAESTRÍA EN TECNOLOGÍAS DE PROTECCIÓN AMBIENTAL



**“CUANTIFICACIÓN DE LA REMOCIÓN DE Pb Y Cd MEDIANTE LA
LENTEJA DE AGUA *Lemna gibba*. Y AZOLLA *Azolla fuliculoides*
DE LAS AGUAS DE LA BAHÍA INTERIOR DE PUNO”**

TESIS

PRESENTADA POR:

MARTIN CHOQUE YUCRA

PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE:

**MAGÍSTER SCIENTIAE EN
TECNOLOGÍAS DE PROTECCIÓN AMBIENTAL**



PUNO - PERÚ

2010

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO - PUNO	
BIBLIOTECA CENTRAL AREA DE TESIS	
Fecha Ingreso:	16 OCT 2014
Nº	100710

**CUANTIFICACION DE LA REMOCION DE Pb Y Cd MEDIANTE LA
LENTEJA DE AGUA *Lemna gibba*. Y AZOLLA *Azolla fuliculoides* DE
LAS AGUAS DE LA BAHIA INTERIOR DE PUNO**

Por

MARTIN CHOQUE YUCRA

Tesis sometida en cumplimiento parcial de los requisitos para el grado

de

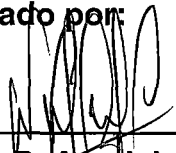
MAGISTER SCIENTIAE

TECNOLOGIAS DE PROTECCION AMBIENTAL

**UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO -PUNO
ESCUELA DE POST GRADO**

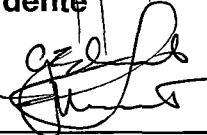
2010

Aprobado por:



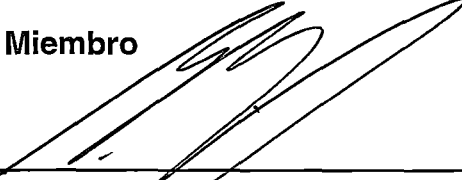
Walter B. Apañicio Aragón, Ph.D
Presidente

20/08/10
Fecha



Edmundo Moreno Terrazas Dr.
1er. Miembro

20/08/10
Fecha



Edwin Gallegos Pasco M.Sc.
2do. Miembro

20/08/10
Fecha



Dalmiro Cornejo Olarte M.Sc.
Director de Tesis

20/08/10
Fecha

AGRADECIMIENTO

Agradezco sinceramente a los miembros del jurado por sus sugerencias y revisión de la tesis. En primer lugar quiero agradecer la confianza, el apoyo, voluntad y amistad del presidente de mi jurado de tesis al. PhD. Walter B. Aparicio Aragón. Así mismo, agradecer al Dr. Edmundo Moreno Terrazas, por la sugerencia y revisión del trabajo, Al M.Sc. Edwin Gallegos Pasco, por las sugerencias y corrección del presente trabajo.

Es difícil nombrar a todos y cada uno de mis amigos y compañeros que han hecho posible este trabajo, pero siempre tienen mi amistad y gratitud por toda su contribución. Finalmente por ser de suma importancia quiero agradecer a toda mi familia, por su apoyo incondicional a pesar de haber abandonado en los mejores momentos algunos quehaceres de mi hogar, a mi esposa Paula por su amor y paciencia.

DEDICATORIA

A mis padres Hipólito y Amadea, por la infinita confianza depositada en mi. A mi esposa Paula por su amor y apoyo; y especialmente a mis hijos, Elizabeth, Daysi, Lily, Walter, Paola, Jhon Martín y a mi hijo político Ricardo, por todos los instantes en que han requerido mi presencia y no pude estar a su lado.

INDICE

Resumen.....	viii
Abstract.....	x
INTRODUCCION	
Emisión de contaminantes al ambiente	4
CAPITULO I.	
Problema de investigación.....	6
1.1. El problema de la entrada de metales pesados en la planta.....	7
1.2. Justificación e importancia de proyecto	8
1.3. Formulación del problema.	9
Objetivos de estudio	9
a. Objetivos general	10
b. Objetivos específicos	10
c. Hipotesis general	10
d. Hipotesis específicos	10
CAPITULO II.	
Marco teórico.....	11
2.1. Descripción familia lemneceae.....	12
2.2. Aspectos ecológicos.....	18
2.3. Descripción familia azollaceae.....	20
3.4. Azolla (Azolla fuliculoides).....	21
2.5. La azolla fertilizantes natural.....	25

2.6. Tipos de biomasa utilizadas.	25
2.7. Mecanismos del proceso de biosorción	27
2.8 Ventajas de la biosorción.....	28
2.9. Utilización de macrofitas acuáticas como biomasa.....	29
2.10. Contaminación ambiental.....	35
2.11. contaminación del agua	36
2.12. Eutrofización de la bahía interior de Puno.....	37
2.13. Efectos de los contaminantes.....	39
2.14. Efectos en el medio abiótico.....	40
2.15. Efecto en el ambiente biótico	40
2.16. Fuentes de contaminación.....	41
2.17. Metales pesados	44
2.18. Cadmio características	48
2.19. Efectos sobre la salud humana y el medio ambiente.....	49
2.20. Enfermedades y síntomas que generan el cadmio.....	54
2.21. Plomo	55
2.22. Biorremediación de metales pesados	59
2.23. Fitorremediación.....	63
2.24. Tipos de plantas acuáticas	66
2.25. Tratamiento de aguas residuales	68
2.26. Mecanismos de resistencia a metales pesados	71
2.27. Acumulación de metales pesados en las plantas.....	72
2.28. Como entran en la cadena trófica	73

CAPITULO III.

Metodología.....	75
3.1. Ubicación y características del medio experimental	75
3.2. Recolección del material vegetal	75
3.6. Metodología de ejecución.....	77
3.7. Tratamiento estadística.....	77
CAPITULO IV.	
Resultados y discusión.....	79
4.1. Análisis químico de agua antes de absorción de cadmio y plomo.....	79
4.2. Capacidad de bioabsorción de metales pesados.....	81
4.3. Resultados de Cadmio.....	82
4.4. Resultados de Plomo	86
4.7. Conclusiones.....	95
4.8. Recomendaciones.....	100
CAPITULO V.	
5.1. Bibliografía.....	102
Anexos.....	104

RESUMEN

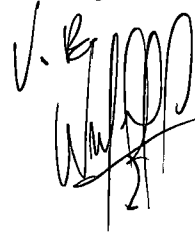
En los últimos años. El desarrollo global ha generado un creciente interés en aspectos de protección ambiental. En especial interés sea puesto en nuestra región y nuestro país, la descontaminación de la bahía interior de ciudad de Puno, ha sido desde un punto de vista natural y económico tecnológico la introducción y aplicación de plantas nativas de nuestro medio como absorbentes de las aguas contaminadas con metales pesados. Se realizó a nivel de laboratorio el monitoreo de dos especies de plantas acuáticas con Azolla y Lenteja de agua para cuantificar la capacidad de remoción e bioadsorción de elementos tóxicos de las aguas de la bahía interior de Lago Titicaca. De los resultados del presente trabajo de investigación se demostró los beneficios de la biorremediación como método de limpieza de aguas contaminadas y que es una alternativa viable, aunque aún está en proceso de desarrollo. Además se demostró que la lenteja de agua y Azolla filiculoides tiene la capacidad de remover los metales pesados cadmio y plomo si las condiciones adecuadas se encuentran presentes. El porcentaje de remoción de Cadmio (II) por lenteja de agua en treinta días fue 62.5648 %. Y en el quinto día el valor más bajo de porcentaje de remoción ha sido el % de remoción es 2.3575%, a cinco días el CV 13.1180%, La capacidad de bioadsorción de Cadmio (II) en (mg/g) de lenteja de agua se observó a los treinta 30 días 4.83 mg. de Cd/g. de lenteja de agua, y un mínimo cinco días es 0.1820 mg. de Cd.(II)/g., El porcentaje de remoción de Cadmio (II) por Azolla, en un de 30 días fue de 15.2339%, y en el quinto se observó un % de remoción de 0.4663%. La capacidad de bioadsorción de Cadmio (II) (mg/g) por azolla, a los 30 días de 1.1440 mg. de Cd/g. de Azolla de agua, y su mínima en cinco días de 0.0360 (mg/g) por azolla. El porcentaje de remoción de Plomo (II) por Lenteja de agua, a los 30 días con el 65.5567%, y en el quinto se observó 0.4787%. y un CV a los 5 fue de 58.5978%. La capacidad de bioadsorción de plomo (II), (mg/g) por lenteja de agua en 30 días de 6.300 mg de Pb/g. de lenteja de agua, . y un mínimo de 5 días de 0.0820 mg de Pb/g., y CV. de 85.104. El porcentaje de remoción de Plomo (II) por Azolla de agua, a los 30 días con el 28.1374%, y en el quinto día

de 8.7617%, y un CV. a los 5 días, 26.4821%, Capacidad de bioadsorción de plomo (II) por Azolla 30 días de 2.7040 mg de Pb/g.de Azolla y un mínimo a los cinco días de 0.7420 (mg/g) de Azolla. De los resultados obtenidos la mayor cantidad de % Remoción, y bioadsorción de metales pesados Cadmio (II), plomo (II), para azolla se observó entre los 15 a 25 días por un porcentaje bajo de remoción y bioadsorción de metales pesados, para la lenteja de agua la más alta capacidad de remoción y bioadsorción fue entre los 15 a 30 días de tiempo de contacto en el agua contaminada, que ha sido la mejor especie acuática, tres veces mejor que la azolla en remoción bioadsorción de Cadmio(II) y Plomo(II) del presente trabajo de investigación,

ABSTRACT

The overall development has generated a growing interest in environmental protection aspects in recent years. Particular interest is placed in our region and our country, the decontamination of the interior bay in Puno, has been from a natural standpoint and economic technological introduction and application of native plants of our area as absorbent of heavy metals from contaminated water. We conducted in the laboratory monitoring of two species of aquatic plants Azolla and Duckweed to quantify the removal and Biosorption capacity of toxic elements in the inner bay waters of Lake Titicaca. The results of this work demonstrated the benefits of bioremediation technique as a method of cleaning contaminated water and is a viable alternative, although it is still under development. We demonstrated that duckweed and Azolla filiculoides has the ability to remove heavy metals cadmium and lead if appropriate conditions are present. The removal percentage of cadmium (II) by duckweed in thirty days was 62.5648%. And on the fifth day, the lowest value of removal percentage was the% removal is 2.3575%, five-day CV 13.1180% biosorption capacity of cadmium (II) (mg / g) of duckweed was observed at thirty 30 days 4.83 mg. Cd / g.de duckweed, and a minimum of five days is 0.1820 mg. Cd (II) / g, the removal percentage of cadmium (II) by Azolla, in 30 days was 15.2339%, and the fifth was observed removing a% 0.4663%. The capacity of bioadsorcion of Cadmium (II) (mg/g) for azolla, for the 30 days of 1.1440 mg. of Cd/g. of Azolla of water, and the minimum deles/delas one among five days of 0.0360 (mg/g) for azolla. The percentage of removal of Front (II) for Lentil of water, for the 30 days with 65.5567%, and in the recruit the person observes 0.4787%. and a CV to the 5 was of 58.5978%. the capacity of front bioadsorcion (II), (mg/g) for lentil of water in 30 days of 6.300 mg of Pb/g. of lentil of water. and a minimum of 5 days of 0.0820 mg of Pb/g., and CV. of 85.104. the percentage of removal of Front (II) for Azolla of water, for the 30 days with 28.1374%, and in the fifth day of 8.7617%, and a CV. for the 5 days, 26.4821%, Capacity of front bioadsorcion (II) for Azolla 30 days of 2.7040 mg of Pb/g.de Azolla and a minimum to the five days of 0.7420 (mg/g) of Azolla. Of the obtained results the larger amount in% Removal, and bioadsorcion of the

metals heavy Cadmium (II), drive (II), for azolla the person observes among the 15 to 25 days for a low removal percentage and bioadsorcion of heavy metals, for the lentil of water the but capacity of high removal and bioadsorcion entered among the 15 to 30 days of time of contact in the water polluted that you/he/she was the best aquatic species, three times better than the azolla in biosorcion of removal of Cadmio(II) and Plomo(II) of the work of present investigation,

A handwritten signature in black ink, appearing to be 'V. B. 1000' with a large flourish underneath.

INTRODUCCIÓN

En este estudio, indicamos que la causa principal de la mala calidad del agua en la bahía interior de Puno, es el alto nivel de nutrientes y materia orgánica procedentes directamente de fuentes conocidas - las descargas de aguas negras o indirectamente del drenaje superficial hacia la bahía interior durante fuertes lluvias. Un cálculo muy aproximado de la carga de fósforo en las aguas de escorrentía que vierten a la bahía interior de Puno, la coloca muy por encima del nivel peligroso de eutrofización, así como las frecuentes altas concentraciones de nitratos y de fósforo en las aguas litorales de la bahía interior.

La bahía interior de Puno es somera, está encerrada y tiene poco flujo, características éstas que, combinadas con las altas entradas de nutrientes procedentes del asentamiento humano más grande de las orillas del lago Titicaca, dan lugar a la zona de agua severamente contaminada, localizada pero en franco avance. Ya ha afectado seriamente a la biota de la región y está amenazando a la de los cercanos "islotos flotantes" de los Uros, así como eventualmente a la biota de las zonas adyacentes a la bahía exterior de Puno. Respecto a usos de recursos y salud pública, la carencia de información no les permitió documentar el tipo y grado de cambios en el uso de los recursos acuáticos de la bahía interior de Puno como consecuencia de la contaminación. Sin embargo, la dirección de estos cambios es evidente. También se ve un aumento en el peligro de transmisión de patógenos y parásitos.

Se definen como metales pesados aquellos elementos químicos que presentan una densidad igual o superior a 5 g/cm^3 cuando están en forma

elemental, o cuyo número atómico es superior a 20 (excluyendo a los metales alcalinos y alcalino-térreos). Su presencia en la corteza terrestre es inferior al 0,1% y casi siempre menor del 0,01%. No obstante, en primer lugar, conviene clarificar que el término metales pesados es impreciso. En verdad se pretende indicar con este término aquellos metales que, siendo elementos pesados, son tóxicos para la célula. Sin embargo en realidad cualquier elemento que a priori es beneficioso para la célula, en concentraciones excesivas puede llegar a ser tóxico. Por tanto se seguirá manteniendo el término "metales pesados" para definir dichos elementos.

Junto a ellos hay otros elementos que, aunque son metales ligeros o no metales, se suelen englobar con ellos por orígenes y comportamientos asociados; es este el caso de As, B, Ba y Se. Los metales pesados se clasifican en dos grupos:

- Oligoelementos o micro nutrientes. Necesarios en pequeñas cantidades para los organismos, pero tóxicos una vez pasado cierto umbral. Incluyen As, B, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Se y Zn.
- Sin función biológica conocida. Son altamente tóxicos, e incluyen Ba, Cd, Hg, Pb, Sb, Bi.

Los elementos pertenecientes a estos dos grupos también varían según autores. Además, cuando se habla de metales pesados tampoco se especifica el estado del elemento, es decir, si se trata del elemento puro, o de algunos o la totalidad de sus diversos estados de oxidación (compuestos), que no presentan las mismas propiedades físicas, químicas, tóxicas ni ecotóxicas.

Este aspecto complica todavía más su clasificación. Por ejemplo, algunos compuestos de cromo hexavalente (Cr VI) son citados como

carcinógenos humanos, pero prácticamente no se encuentra información sobre cánceres ocasionados por exposición a ese metal puro. Además, el cromo y algunas de sus aleaciones se emplean sin problemas, desde hace tiempo, en prótesis médicas y dentales.

En realidad quizás sea más apropiado hablar de elementos de tipo metálico que poseen orbitales atómicos profundos (“d” o “f”). Posiblemente esta presencia de orbitales profundos es realmente el aspecto clave que les confiere un comportamiento químico análogo en el interior de la célula, permitiendo agrupar a la mayoría de ellos bajo la denominación “metales pesados”, aunque realmente se agrupen elementos diversos. En lo que sigue se enfocará el estudio de los procesos que convergen en la acumulación de metales pesados en plantas hacia su aplicación a la fitorremediación.

La fitorremediación es una tecnología emergente que emplea vegetales en combinación con microorganismos asociados a la rizósfera para remover, degradar o inmovilizar contaminantes localizados en suelos, sedimentos, aguas superficiales y profundas y en la atmósfera (com. pública). Los contaminantes de naturaleza orgánica e inorgánica pueden ser absorbidos por las plantas, como sucede con *Lolium perenne* en suelos contaminados con diesel (Gunther et al. 1996; Hou et al. 2001; Siddiqui & Adams 2002). Muchas especies vegetales pueden ser empleadas para tratar una gran cantidad de contaminantes tales como hidrocarburos de petróleo, metales pesados, compuestos radioactivos y boro, entre otros. Para aplicar fitorremediación, las especies se seleccionan teniendo en cuenta la tolerancia al contaminante, el potencial de evapotranspiración, las enzimas degradativas que producen, las tasas de crecimiento, el tipo de crecimiento radicular y la capacidad para

bioacumular y/o degradar los contaminantes (com. pública), además de otros factores como ser la biodisponibilidad de los contaminantes debido a la absorción por las partículas del suelo y la adecuada actividad microbiana (Jonson et al. 2002; Jonson et al. 2004).

Emisión de contaminantes al ambiente

En los últimos años se han intensificado las actividades industriales y por consecuencia el aumento de la emisión de contaminantes al ambiente, los cuales deterioran los ecosistemas y tienen repercusiones importantes en la salud pública. Se ha incrementado considerablemente el riesgo a la salud humana por el aumento de los metales pesados presentes en el ambiente, resultado de las diversas actividades humanas como son:

- a. La industria minera, durante todo su proceso de extracción puede causar daños ambientales, incluso destruir el ecosistema. Ejemplos de los daños que puede ocasionar son la erosión y la contaminación de agua con elementos potencialmente tóxicos (EPT), como As, Se, Pb, Cd y óxidos de azufre. Las industrias especializadas en el proceso de metales (siderurgias y metalúrgicas) pueden emitir partículas de tamaños micrométricos, que el viento puede trasladar a grandes distancias lo cual puede causar daños en la salud de poblaciones (Csuros, 2002).
- b. Drenaje pluvial de las ciudades, con contenido variable de metales dependiendo del tipo de camino y material de construcción de los mismos, de la cantidad de tráfico, planeación urbanística y uso de suelo.
- c. Descargas: a) drenajes industriales, con concentraciones variables de metales según las características de sus procesos. b) drenaje doméstico, transporta metales desechados por el metabolismo y lixiviados de los

materiales de construcción de las tuberías (Cu, Pb, Zn, Cd, Fe, Mn, Cr, Ni, Co y As).

d. Rellenos sanitarios que producen lixiviados que normalmente contienen metales como Cu, Zn, Pb y Hg.

e. Quema de combustibles fósiles que es la principal fuente de metales hacia la atmósfera y fuente potencial de contaminación de cuerpos superficiales de agua (Volke, 2005).

f. la caracterización de los efluentes,

g. la organización de los desagües y la separación de los efluentes.

Por lo tanto, el buen funcionamiento de la instalación dependerá de que se realice previamente un estudio minucioso.

CAPITULO I

EL PROBLEMA DE INVESTIGACION

Las plantas acuáticas muestran una gran diversidad en cuanto a modo de vida. En función de donde se sitúan los órganos asimiladores se distinguen tres tipos de plantas acuáticas sumergidas, anfibias y flotantes.

Las plantas acuáticas flotantes, en la superficie del agua, son plantas de libre flotación, que son aquellas que presentan raíces suspendidas en el agua (por ejemplo la lenteja de agua), que tiene muy pequeño tamaño, pero tiene una política de multiplicarse vegetativamente de muy alta productividad. La función principal de estas plantas es la de proporcionar sombreado para dificultar el crecimiento de las algas, además de actuar extrayendo nutrientes. Sin embargo, en algunas circunstancias estas especies pueden llegar a ser invasivas, perjudicando el suministro de energía a los niveles tróficos inferiores del ecosistema, cuando están en grandes colonias, por limitar la difusión de oxígeno desde la atmósfera y bloquear el paso de la luz para las plantas sumergidas.

De manera natural es posible tratar con plantas acuáticas, las aguas de la bahía interior de Puno, es una necesidad imperiosa de la sociedad moderna debido al peligro que significan éstas aguas, a los altos contenidos de

acumulación de metales pesados, sin embargo que por falta de un buen manejo de biomasa, cuando el periodo de vegetativo ha cumplido se precipitan las hojas y raíces al fondo del suelo, donde con la mezcla de lodo y los nutrientes de nitrógeno y fósforo ocasionan la reacción de la eutrofización y la producción de gases de metano Wetzell R.G.1983.

Todo ello significa, por lo tanto, una interferencia en el ciclo hidrológico que puede realizarse de diversas formas, implican a corta o largo plazo una alteración del comportamiento del sistema hídrico, afectan tanto a la calidad como a la cantidad de los recursos disponibles. Las consecuencias de la degradación del medio acuático se manifiestan fundamentalmente de dos formas: pérdida de la calidad intrínseca o natural y la disminución o agotamiento de los recursos. Los resultados son semejantes, puesto que en ambos casos pueden provocar un déficit de los caudales disponibles. En estos términos planteamos como problema de estudio el siguiente:

La acumulación de metales pesados en la bahía interior de Puno en el Lago Titicaca.

1.1 *El problema de la entrada de metales pesados en la planta*

El concepto de contaminación también merece reflexión. Se define contaminación, según la unión Europea, "la introducción directa o indirecta como consecuencia de la actividad humana de sustancia, vibraciones, calor o ruido en el aire, el agua o el suelo que pueden ser nocivas para el salud humana o la calidad del medio ambiente, causar daños a la propiedad material o perjudicar o entorpecer las actividades recreativas y otros usos legítimos de medio ambiente, causar daños a la propiedad material o perjudicar o entorpecer las actividades recreativas y otros usos legítimos del medio

ambiente". Por tanto, nos podemos encontrar con suelos con niveles extraordinariamente elevados de metales pesados por causa naturales (por ejemplo suelos mineros), y no estar catalogados como suelos contaminados.

Las concentraciones anómalas de metales pesados en los suelos pueden deberse básicamente a dos tipos de factores: causas naturales y causas antropogénicas. Las causas naturales pueden ser entre otras, actividad volcánica, procesos de formación de suelos, meteoros. Erosión de rocas, terremotos, tsunamis, etc. Las causas antropogénicas pueden ser la minería, la combustión de carburantes fósiles, la industria a través de los vertidos, emisiones, residuos (incineración, depósito), como algunos pesticidas y fertilizantes, etc.

1.2. *Justificación e importancia de proyecto*

La generación de aguas residuales es un producto inevitable de la actividad humana. El tratamiento y disposición apropiada de las aguas residuales supone el conocimiento de las características físicas, químicas y biológicas de dichas aguas; de su significado y de sus efectos principales sobre la fuente receptora (Romero, 2000).

En ese sentido en nuestra localidad, diversas instituciones encargadas del tratamiento y disposición de las aguas residuales han abandonado a su suerte a la bahía interior de Puno, que en el transcurso de los años viene transformándose en un cuerpo inerte sin formas de vida como peces, batracios, etc.

Actualmente en otros países se vienen planeando y construyendo diversas plantas de tratamiento de los cuales muchos de ellos realizados

mediante plantas acuáticas que juegan un rol importante en el ecosistema hídrico, dando resultados positivos en el tratamiento de las aguas residuales.

En ese sentido el lago Titicaca cuenta con muchas plantas acuáticas, los cuales probablemente alguna de ellas se constituirían como una alternativa para el tratamiento de las aguas residuales de la ciudad de Puno, siendo el objetivo principal del proyecto el de indagar el efecto de *Lemna* sp. y *Azolla foliculoides* en la remoción de metales pesados.

1.3. Formulación del Problema

En estos términos planteamos como problema de estudio:

Problema general:

- A. La bioabsorción de plantas acuáticas de metales pesados como Plomo y Cadmio en la bahía interior de Puno del Lago Titicaca.

Problema específico:

- A1. Determinar la capacidad físico químico de los metales, Cadmio y Plomo y especies acuáticos.
- A2. La absorción de metales pesados por la Lenteja de agua *Lemna spp.* *Azolla foliculoides*.

¿De que manera se realiza la bioabsorción de los metales pesados por la especies acuáticas con las aguas de la Bahía Interior de Puno?

OBJETIVOS DE ESTUDIO:

a. OBJETIVO GENERAL:

Utilizar plantas acuática como, lenteja de agua (*Lemna spp.*) y azolla (*Azolla foliculoides*), para la cuantificación y remoción de metales pesados de agua de las bahía interior Puno.

b. OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- Determinar las propiedades fisicoquímicas de la lenteja de agua y azolla.
- Determinar la adsorción de metales pesados (Plomo y Cadmio) por estas plantas acuáticas.

c. HIPÓTESIS GENERAL.

Conocida la acción depuradora de algunas plantas acuáticas que se usan para depurar nutrientes de aguas residuales, Será posible utilizando estas mismas plantas para remover o descontaminar los altos niveles de metales pesados (Cadmio, Plomo) de la aguas de la bahía interior del lago Titicaca.

d. HIPÓTESIS ESPECIFICOS

Ho1: La remocion de metales pesados, Cadmio (Cd^{++})y Plomo (Pb^{++}) por la accion depuradora de la lenteja de agua (*Lemna spp*) es igual al de la azolla (*Azolla fuliculoides*), sobre las aguas contaminadas de la bahia.Utilizando estas propiedades sera posible aplicar a la remocion de metales pesados.

Ho2: Los parameros fisico-quimicos de las aguas contaminadas no son alterados mediante el tratamiento con plantas acuaticas.

Ho3: Una vez determinada la capacidad de absorcion de las plantas acuaticas sera posible identificar el mejor para los propositos planteados.

CAPITULO II

MARCO TEORICO

El agua es uno de los recursos naturales más abundantes y constituye el medio básico de todos los procesos de vida. A pesar de su abundancia, la disponibilidad de agua para hacer frente a la creciente demanda de uso por el hombre (potable, industrial, recreo, etc.) es cada vez mas limitada. Debido al desarrollo industrial y al aumento de la población, paulatinamente son mayores las descargas contaminantes a los acuíferos (infiltraciones a través del suelo, alteración de los niveles piezometricas, etc.) y a los cursos superficiales, con el consiguiente deterioro de la calidad de la mismas. Como consecuencia de ello, la ley la legislación Peruana contempla en la “Ley General de Aguas” 17025-2004 de 15 de agosto. Las medidas necesarias para proteger el medio acuático de los impactos producidos por la mala gestión y utilización de dicho recurso. La minería es una de la actividades industriales que se encuentra mas estrechamente ligada al agua, pues, por un lado, se necesita en un gran numero de operaciones y, por otro, se generan grandes volúmenes. Como consecuencia de esto ultimo, en todo el proyecto minero es preciso contemplar los medios necesarios para el control de lo vertidos, así como las medidas de prevención de la contaminación de las aguas durante la explotación y tras el

abandono posterior. La contaminación del agua se debe en general a la introducción de sustancias o de ciertas formas de energía, tales como el calor, que provocan cambios en sus características físicas y químicas.

Los efectos hidrológicos que pueden provocar las explotaciones mineras se presentan bajo dos facetas: por un lado, inciden sobre las aguas subterráneas y, por otro sobre las aguas superficiales.

Estos se resumen en:

- I. Disminución de la calidad del agua. Hacen inadecuada el agua para el consumo humano, industrial, recreativo y cualquier otro uso o aprovechamiento que tenga el curso de agua y el acuífero afectado.
- II. Causa daños ecológicos, alterando o eliminando las comunidades biológicas naturales presentes en los cursos de agua, y disminuyendo la diversidad de organismos.
- III. Deterioro del paisaje. La restauración paisajística de las áreas afectadas por la minería debe abarcar a todos y cada uno de los elementos del medio, y al agua en particular como componente que caracteriza y modela dicho paisaje.

2.1 Descripción: familia lemnacea

Aspectos generales de la lenteja de agua (*lemna gibba*):

Se denomina lenteja de agua a la familia de las Lemnáceas, la cual, es un grupo de plantas acuáticas flotante que tiene una de las tasas de crecimiento más altas en el mundo. Esta familia se compone de cuatro géneros: *Lemna*, *Spirodela*, *Wolfia* y *Wolffiella*.

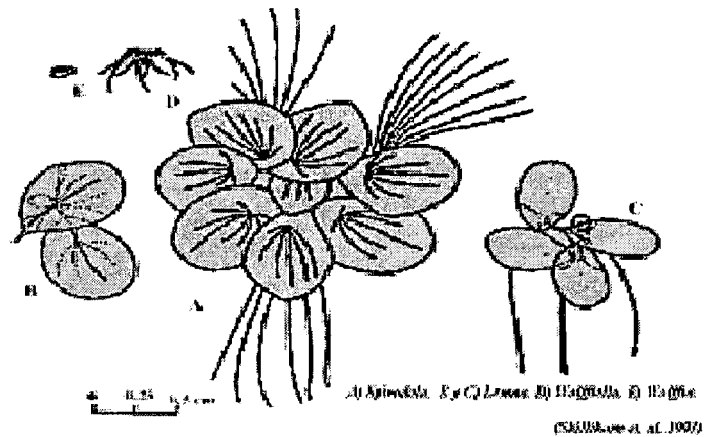


Figura 1 Morfología típica y géneros de lenteja de agua

Se sabe que las *Lemnáceas* crecen en un amplio rango de condiciones ambientales, asimismo que soportan grandes cambios de temperatura, de pH y de concentración de nutrientes, además de ser resistentes a pestes, enfermedades y condiciones extremas de sequía.

CARACTERÍSTICAS: Morfo-Taxonómica, sistemática de la "Lenteja de agua", Según:(BARBOZA, FLORES 1998).

- Reino : Vegetal.
- División : Fanerógama.
- Sub división : Angiosperma.
- Clase : Monocotiledónea.
- Orden : Espatiflora.
- Familia : *Lemnáceas*
- Genero : *Lemna*.
- Especie : *Lemna spp*
- Nombre vulgar : "Lenteja de Agua"

La lenteja de agua es una planta muy pequeña que aunque florece tiene una estructura muy simple. No presenta un tallo separado de las hojas sino que

posee una fusión de ambos llamada fronda, con tamaños que varían entre 0.1 y 2 cm de diámetro, la cual forma el material flotante de la planta que hace que esta se extienda sobre la superficie del agua. Cada fronda tiene dos zonas que alternadamente producen nuevas frondas. La tasa de reproducción relativa de la lenteja de agua puede estar entre 0.1 y 0.5 día^{-1} , lo cual significa que, en condiciones ideales, pueden doblar su biomasa en dos días.

En comparación con plantas mas grandes en tamaño, que absorben los nutrientes básicamente por la raíces, la lenteja de agua toma los nutrientes a través del lado inferior de la fronda y de las raíces. El hecho de utilizar toda la planta para la toma de nutrientes hace que este proceso sea muy eficiente.

Las *Lemnáceas* tienen entre el 86 al 97% de su peso en contenido agua, el cual varia dependiendo de las condiciones de crecimiento. Cuando las condiciones son favorables el contenido de agua es mayor. El contenido de minerales es mas alto que el de otras plantas acuáticas (LANDOLT, 1987). En cuanto a proteína, las *Lemnáceas* contienen uno de los más altos porcentajes dentro del reino vegetal, cultivadas en condiciones favorables se han reportado valores hasta del 45%. Esto se puede explicar por el hecho de que la planta se compone, fundamentalmente, de material metabolitamente activo, pues no necesita desarrollar material estructural y de soporte. El contenido proteico no solamente es alto, sino de muy buena calidad en términos de aminoácidos, vitaminas y enzimas, todos indispensables en la dieta animal. Los resultados obtenidos comparando con los reportados por Wetzel (36) 42 % y Palacios (26) 35.07 % para la lenteja agua, donde existe diferencia entre ambos reportes sobre ENN, con resultados obtenidos en el presente trabajo son mayores de

ambas bahías diferencias atribuidas a la explicación dada en párrafos anteriores.

Tabla 1 Composición nutritiva de lenteja de agua fresco y heno (base seca)

	UND.	BAHÍA DE PUNO		BAHÍA DE CAPACHICA	
		FRESCO	HENO SECO	FRESCO	HENO SECO
MATERIA SECA	%		5,69		4,06
MATERIA ORGÁNICA	%		93,12		92,4
CENIZAS	%		7,6		6,88
FIBRA CRUDA	%		9,68		9,32
EXTRACTO ETÉREO	%		12,34		11,31
EXTRACTO LIBRE					
NITRÓGENO.	%		51,18		54,49
PROTEÍNA TOTAL	%		19,2		18,00
METALES PESADOS					
ARSÉNICO	Ppm	18,3	17,9	8,69	8,15
CADMIO	Ppm	0,49	0,45	0,04	0,03
COBRE	Ppm	3,64	3,05	1,95	1,9
MERCURIO	mg/kg	0,15	0,14	0,09	0,07
PLOMO	mg/kg	0,43	0,41	0,4	0,39

FUENTE: M. Choque Y., Laboratorio UNA-Puno, Laboratorio de Calidad Ambiental UMSA La Paz Bolivia 08/10/99.

Tabla 2 Rango de concentración de nutrientes en aguas donde las *Lemnáceas* crecen (pH en unidades, conductividad en $\mu\text{S}/\text{cm}$, y el resto en mg/l) (Landolt, 1986)

PARAMETRO	RANGO	RANGO DEL 95% DE LAS MUESTRAS
pH	3.5 – 10.4	5.0 - 9.5
Conductividad	10 – 10900	50 – 2000
Ca	0.1 – 365	1.0 – 80
Mg	0.1 – 230	0.5 - 50
Na	1.3 - >1000	2.5 – 300
K	0.5 – 100	1.0 – 30
N	0.003 – 43	0.02 – 10
P	0.000 – 56	0.003 – 2
HCO ₃	8 – 500	10 – 200
Cl	0.1 – 4650	1 – 2000
S	0.03 – 350	1 – 200

Las lentejas de agua (*Lemnáceas*), plantas acuáticas (*Macro fiitas*), son unas rosetas de hojas aéreas y flotantes en la superficie, un tallo muy condensado en donde se aprecia la ausencia de separación entre tallos, hojas y raíces. La mayoría de estas especies de roseta son perennes y flotan libremente durante toda su vida, existiendo una fuerte tendencia a la reducción estructural de la roseta (Wetzel, 1983)

La mayor parte de estas plantas flotantes presentan poco tejido lignificado. La rigidez y la flotabilidad de sus hojas son mantenidas por la turgencia de células vivas y por el gran desarrollo de tejido lagunar del mesófilo (muchas veces más de un 70% del volumen está ocupado por aire). Los tejidos vasculares de las hojas se encuentran muy poco diferenciados; en la mayoría de ellas el protoxilema está constituido por una laguna. Una forma común de colonización rápida de este grupo de plantas, consiste en la propagación

vegetativa, mediante producción de estolones laterales que dan lugar a nuevas rosetas.

Las lemnas o lentejas de agua son pequeñas macro fiitas flotantes que prosperan en aguas estancadas o de corriente lenta. Su crecimiento es muy rápido, y constituyen en su hábitat natural, un alimento apreciado por peces, aves palmípedas, roedores acuáticos (Boyd 1968; Tan 1970; Chang et al 1977; Culley y Epps 1973; Rusoff et al 1977; 1979) y hasta por comunidades humanas del Lejano Oriente (Krachang y McGarry 1971; Hillman y Culley 1978). En este sentido, la menor de todas las lemnáceas, que es del tamaño de la cabeza de un alfiler, la Wolf fia arrhiza, ha sido utilizada como vegetal muy nutritivo por los birmanos, laosianos y tailandeses del norte durante muchas generaciones (Krachang y McGarry 1971).

Las lemnáceas constituyen una familia de plantas vasculares, que flotan libremente sobre la superficie del agua, y que tienen una distribución mundial. Hay cuatro géneros: Spirodela, Lemna, Wolf fia y Wolf fiela, y cerca de 40 especies (Hillman 1961). Estas macro fiitas tienen una morfología relativamente simple, puesto que no tienen tallos ni hojas verdaderas; comúnmente consisten en una o pocas frondas de forma ovalada que raramente exceden los 5 mm de longitud. Cada fronda puede tener o no algunas raíces, y las plantas florecen muy raramente.

Estas lemnas se reproducen por la vía vegetativa muy fácilmente. Las plantas forman grandes masas o colonias que se distribuyen como una sábana o lámina sobre la superficie del agua (Hillman 1961). Las lemnáceas pueden duplicar su biomasa en cosa de dos o tres días, bajo condiciones ambientales propicias, y es así que se ha demostrado que pueden obtenerse rendimientos

de 10 a 13 t MS/ha cada año en sistemas de pequeñas lagunas, mientras que en tanques al exterior los rendimientos se acercan a las 20 t MS/ha anuales (Said et al 1979).

Las lemnáceas se han utilizado en algunas oportunidades para aprovecharlas como plantas depuradoras de residuales (Dingess 1983; Zirschky y Reed 1988) y particularmente, han sido incluidas en circuitos complejos de depuración de excretas porcinas (Corradi et al 1983; Salomoni et al 1991), mientras que en otras ocasiones, la atención de los investigadores se ha movido preferencialmente hacia su uso en nutrición animal (Rusoff et al 1980; Bui Huy 2000).

La Lenteja de Agua (*Lemna minor* L.): una planta acuática promisoría, describe las principales características morfológicas y ecológicas de la planta acuática *Lemna minor* L., al igual que la utilización que tiene como complemento alimenticio para animales domésticos y en labores de fitorremediación, por su capacidad de absorber nutrientes y contaminantes de los ecosistemas acuáticos. Asimismo se discute su potencial como una especie adecuada para realizar ensayos de fitotoxicidad. (Delpilar Arroyave M.2004).

2.2. Aspectos ecológicos

Las lentejas de agua se encuentran restringidas a hábitats resguardados o bordeando los ríos de flujo lento, en las zonas bien abrigadas y particularmente en la bahía interior de Puno. Se encuentran también donde los totorales son muy densos. En las condiciones ideales de protección, ellos pueden constituir un lecho plurilaminar de 0.5 a 1 cm de espesor, mas generalmente las especies se disponen en un solo espesor y son a veces mezclados y otros separados (Haustein, 1985).

Contenido de elementos nutritivos en la lenteja de agua

El método convencional de evaluación que sea utilizado para determinar el contenido de sustancias nutritivas de la *Lemna gibba* es llamado "Análisis proximal o Análisis de Weende" este método es proximal porque no determina sustancias químicamente definibles, sino que asocia combinaciones orgánicas que responden a determinadas reacciones analíticas. Por ello se habla de grupos nutritivos que son: a) Agua o materia Seca (MS), b) Extracto Etéreo (EE), c) Proteína cruda (PC) d) Cenizas, e) Fibra Cruda (FC) y e) Extracto no Nitrogenado (ENN), ver (Cuadro N° 1). Resultados del análisis de la *Lemna* spp "Lenteja de Agua" es como se presenta:

CARACTERÍSTICAS: MORFO-taxonomía, sistemática de la "*Azolla filiculoides*", La existencia de *Azolla filiculoides* ha sido reportada en Venezuela; sin embargo, no existen estudios taxonómicos ni agronómicos cerca de esta especie en el país. Con el objetivo de determinar diferencias intraespecífica entre accesiones de *Azolla filiculoides* colectadas en el Centro-Occidental de Venezuela, se determinaron algunas variables (pH, CE, P, K, Mg, y Fe) del ambiente (suelo y agua donde se colectaron las muestras de *A. filiculoides*). Además, se determinó la tasa relativa de crecimiento (TRC), la tasa de fijación simbiótica de nitrógeno (TFN) y el tiempo de duplicación de la biomasa (TD), Así como el contenido de nutrientes (N, P, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu Zn Na) en el tejido vegetal, el cual se determinó en las accesiones de *A. filiculoides* creciendo bajo condiciones de invernadero, usando 0,5 g de *Azolla* en solución Hogland. De acuerdo al análisis de componentes principales las variables Cu, Fe, y Zn medidas en el tejido vegetal, la concentración de los elementos Ca y K en el suelo y Ca en el agua proveniente del ambiente donde

se colectó la muestra de *A. filiculoides* mostrando más de 65 % de similitud entre ellos. Los dos grupos dominantes estuvieron formados por 68% de las muestras colectadas, Estos dos grupos son probablemente más exitosos en áreas de alta fertilidad natural, o donde se use fertilizantes fosforados con altos contenidos de potasio. Bajo condiciones de alta fertilidad las colectas con contenidos de potasio. Bajo condiciones de alta fertilidad las colectas N° 28, 29,31, y 35 se perfilan como las más recomendadas como biofertilizantes nitrogenadas para arrozales por su alta tasa de fijación de nitrógeno (Espinoza, Y Gutiérrez, R. 2003).

Taxonomía, sistemática de la "*Azolla Filiculoides*",

Reino Plantae

Filo Pteridophyta

Clase Filicopsida

Orden Hydropterida

Familia Azollaceae

Genero Azolla

Especie *Azolla fuliculoides* LAM

2.3. Descripción: familia azollacea

Planta acuática, flotantes en el agua apacible, trenzado de ves en cuanto, subsistiendo en fango; planta heterosporous (produciendo 2 clase de esporas), leptosporangiate, proliferas por la fragmentación axilar. Arraiga translucido para broncear, flojo, singular (paquetes) sin la ramas, emergentes en los puntos de rama de vástago; pelos de raíz a 1 cm emergiendo del casquillo de raíz. Los vástagos no se ponen verde generalmente, con la ramificación subdichotomous extensa, postrado y reniforme o en polyreniform, u origen casi. Se va sesil, menudo imbricado, en 2 fijas a lo largo del lado superior del vástago, 0.6—2milimitros de ancho; cada hoja con 2 lóbulos; lóbulo

[emerged] superior verdoso o rojizo y fotosintético, con el margen descolorido estrecho, varias células densamente, llevando a la colonia de algas azul verdes [Anabana] en cavidad ovoide en la base de un lado mas bajo; bajar el lóbulo a menudo flotantes o sumergido, desconocido y translucido), 1 célula densamente excepto en la base \pm en forma de paltillo. Sporocarps en pares [tétradas] en la base de las ramas laterales, miembros de pares del mismo sexo o de diversos sexos. Mega espora esférica, 0.2—la estructura oscura, cónica, levemente ms estrecha de 0,6 milímetros, rematados con [indusium] que cubre a 3 [9] flotadores y a una colonia albacea azul verde. Microsporacarpus globoso, apically embonada, 10--27 μ m diam. Conteniendo a 130 microsporangia; microsporangia que contienen 32 a 64 μ m diam. De los microsporas 3., agregado en 3—10 masas cubiertas con las lenguetas del arrowlike [glabras o con los pelos aciculares en 1 lado.

Raíces 3-5 cm. Los vástagos prostrate, 1-3 cm, o erigen casi, 3-5 cm, pelos ausentes. Hojas con 1 (--2)-pelos celulares en superficie superior del glóbulo superior. Sporocarps en pares. Mega espora de Megasporcarpo con 3 flotadores. Masas de Microsporocarpo cubiertas enteramente con la lenguetas del arrowlike. X = 22.

2.4. Azolla (Azolla fuliculoides)

El género Azolla corresponde a diminutos helechos acuáticos, que flotan libremente en la superficie del agua, y que se halla diseminado por todas las regiones tropicales, como la Azolla pinnata, y subtropicales, como la Azolla filiculoides y la Azolla mexicana (Espinosa et al 1979). La azolla es una planta que consiste en un corto tallo ramificado que posee raíces que cuelgan hacia abajo en el agua. Cada hoja es bilobulada, el lóbulo superior contiene clorofila

verde mientras que el lóbulo inferior es incoloro. Bajo ciertas condiciones, también existe un pigmento de antocianina, que le confiere al helecho un color entre rojiza y carmelita. La coloración mencionada está asociada con la sobrefertilización del reservorio acuático, mucha contaminación o también un exceso de luz solar. La azolla prefiere más un lugar sombreado que estar a plena luz solar.

Este helecho tiene la habilidad de fijar N atmosférico gracias a su asociación en simbiosis con una cianobacteria que lo fija, la *Anabaena azollae* (Peters et al 1982; Calvert et al 1985). La *Anabaena azollae*, que vive en las cavidades de las frondas del helecho, es capaz de usar su propia energía fotosintética para fijar el N atmosférico y producir amonio, lo que es aprovechado por la azolla para cubrir sus propios requerimientos de N. Aún así, algunos factores ambientales tales como las condiciones del suelo y del agua, así como las técnicas de cultivo, influyen de una forma importante en el contenido de nutrientes de la azolla (Naegel 1998).

La relación simbiótica entre el helecho y la cianobacteria permite a la azolla ser relativamente independiente de utilizar N de su entorno, y ha atraído el interés de muchos científicos. Este hecho hace que la azolla tienda a contener niveles relativamente altos de N y ser una fuente proteica atrayente para la alimentación animal, no solamente del ganado y en la avicultura (Buckinham et al 1978), sino en acuicultura, para alimentar peces en forma fresca (Pantastico et al 1986; Chen y Huang 1987, El Sayed 1992), o seca (Almazan et al 1986; Santiago et al 1988; Siomi y Kitoh 1994; Joseph et al 1994). De hecho, existe más información sobre el uso de azolla en alimentación de peces que de otras especies animales (Naegel 1998), aunque

también se han hecho evaluaciones de sistemas integrados de producción de cerdos, patos, peces y azolla (Gavina 1987).

Mucho del trabajo investigativo hecho con la azolla se ha llevado a cabo en relación con el cultivo del arroz, debido a que se suele usarla como abono verde, y su potencial como alimento animal está realmente poco investigado (Alcántara y Querubín 1982, 1985). Sin embargo es en Filipinas donde se ha estudiado con más detenimiento su posible uso en alimentación de animales monogástricos, mientras que en algunos países del Nuevo Mundo, como México, Cuba y Colombia, se ha explorado su posible utilización en la alimentación porcina.

Tabla 3 Composición química de azolla y lemna. (Datos filipinos)

Por ciento en base seca	Azolla	Lemna sp
Cenizas	21,12	32,98
Fibra cruda	12,38	11,36
Extracto etéreo	0,78	0,36
Proteína cruda	30,03	25,53
Energía bruta, kJ/g	17,77	13,35
Caroteno, mg/kg	421	524
Xantofilas, mg/kg	2808	3237

Fuente de los datos: Castillo et al. (1983)

La existencia de *Azolla filiculoides* ha sido reportada en Venezuela; sin embargo, no existen estudios taxonómicos ni agronómicos acerca de esta especie en el país. Con el objetivo de determinar diferencias intraespecíficas entre accesiones de *Azolla filiculoides* colectadas en el Centro-Occidente de Venezuela, se determinaron algunas variables (pH, CE, P, K, Ca, Mg y Fe) del ambiente (suelo y agua) donde se colectaron las muestras de *A. filiculoides*.

Además, se determinó la tasa relativa de crecimiento (TRC), la tasa de fijación simbiótica de nitrógeno (TFN) y el tiempo de duplicación de la biomasa (TD). Así como el contenido de nutrimentos (N, P, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu, Zn, Na) en el tejido vegetal, el cual se determinó en las accesiones de *A. filiculoides* creciendo bajo condiciones de invernadero, usando 0,5 g de Azolla en solución Hogland. De acuerdo al análisis de componentes principales las variables Cu, Fe, y Zn medidas en el tejido vegetal, la concentración de los elementos Ca y K en el suelo y Ca en el agua proveniente del ambiente donde se colectó la muestra de *A. filiculoides* fueron la que causaron mayor varianza.

En base a estas variables y considerando la TFN, la TCP, y el tiempo de duplicación el análisis de cluster de las colectas analizadas reveló 3 grupos de *A. filiculoides* mostrando más de 65 % de similitud entre ellos. Los dos grupos dominantes estuvieron formados por 68% de las muestras colectadas. Estos dos grupos son probablemente más exitosos en áreas de alta fertilidad natural, o donde se use fertilizante fosforados con altos contenidos de potasio. Bajo condiciones de alta fertilidad las colectas No 28, 29, 31 y 35 se perfilan como las más recomendadas como biofertilizantes nitrogenados para arrozales por su alta tasa de fijación de nitrógeno. Palabras clave: *Azolla filiculoides*, accesiones, fijación simbiótica de nitrógeno, tasa de crecimiento, tiempo de duplicación, nutrientes.

En la última década, el potencial de la técnica de biosorción para la remoción de metales de aguas contaminadas ha quedado bien establecido. Por razones económicas, resultan de particular interés los tipos de biomasa abundante, como los desechos generados por fermentaciones industriales de gran escala o de ciertas algas que enlazan metales y se encuentran en grandes

cantidades en el mar. Algunos de estos tipos de biomasa que adsorben metales en cantidades elevadas, sirven como base para los procesos de biosorción de metales, para la destoxificación de efluentes industriales que contienen metales y para la recuperación de metales preciosos (Caizares, 2000).

2.5. La azolla fertilizante natural

La azolla (azolla fuliculoides Lam) es un helecho acuático que se produce naturalmente en posas de agua estancada en muchas de nuestras zonas de nuestro país. En nuestra ciudad la encontramos en los diversos distritos como Yura, Characato, Yumina o cerca al río Chili. Esta planta comúnmente conocida como el "helecho enano", es uno de los abonos más eficientes debido a su contenido en nitrógeno (N) y materia orgánica (MO), elementos indispensables para la nutrición de vegetales y esencialmente de gramíneas como el maíz, cebada, arroz, entre otros.

El Helecho enano" conocido así también es un organismo simbiótico asociado al alga azul, *Anabaena azollae*, que tiene capacidad de fijar nitrógeno atmosférico entregándolo a la azolla, la misma que a su vez le proporciona los nutrientes entregándolo a la azolla, la misma que a su vez le proporcione los nutrientes necesarios para su crecimiento. Por esta razón que contenido de nitrógeno (N) es alto y su relación C/N es optimo (N/N)=15..."señala Días Valencia I. 2005 Biología UNSA. Arequipa

2.6. Tipos de biomosas utilizadas

Para que la técnica de biosorción sea factible económicamente, la relación beneficio/costo debe ser alta y para ello se deben utilizar biomosas que provengan de la naturaleza y que sean de rápido crecimiento, o incluso sean un material de desecho de la misma. Existen estudios previos que

confirman la eficiencia de diferentes tipos de biomásas como son:

- a. **Algas:** Tienen ventajas para la biosorción por que sus estructuras
- b. macroscópicas ofrecen una base conveniente para la producción de partículas biosorbentes adecuadas para el proceso de adsorción.

Davis *et al.*, (2000) comprobaron que el alga marina *Sargassum*

- c. *seaweed* tiene la capacidad de adsorción de metales pesados. Otras algas marinas como *Turbinaria ornata* han mostrado una gran capacidad para la remoción de metales (Davis, *et al.*, 2003; Vijayaraghavan, *et al.*, 2005), Algunas de estas algas se muestran en la

Figura 2.

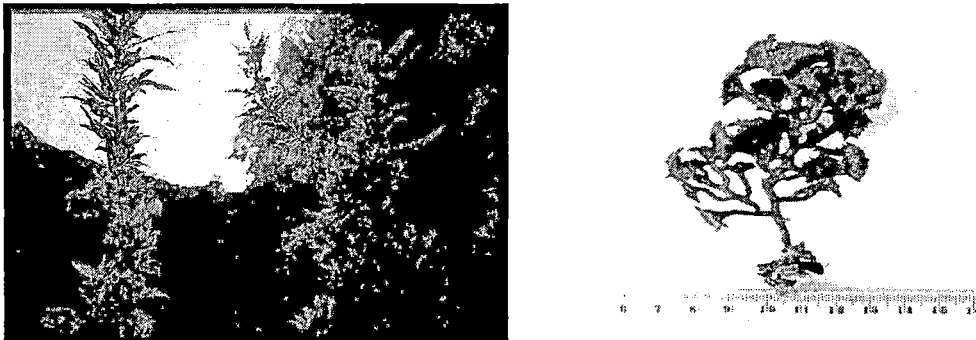


Figura 2 *Sargassum seaweed* y *Turbinaria ornata* son algas útiles en la remoción de metales en aguas contaminadas.

- b. Hongos y Levaduras: Presentan una alta eficiencia en la remoción de metales en soluciones acuosas, ya que algunos grupos funcionales de sus células actúan como sitios activos para captar iones metálicos. Aloysius *et al.*, (1999) comprobaron la capacidad de remoción de cadmio de *Rhizopus oligosporus* y Vasudevan *et al.*, (2003) probaron la alta eficiencia de biosorción de cadmio en la levadura pastelera *Saccharomyces cerevisiae*, las cuales se muestran en la Figura 3

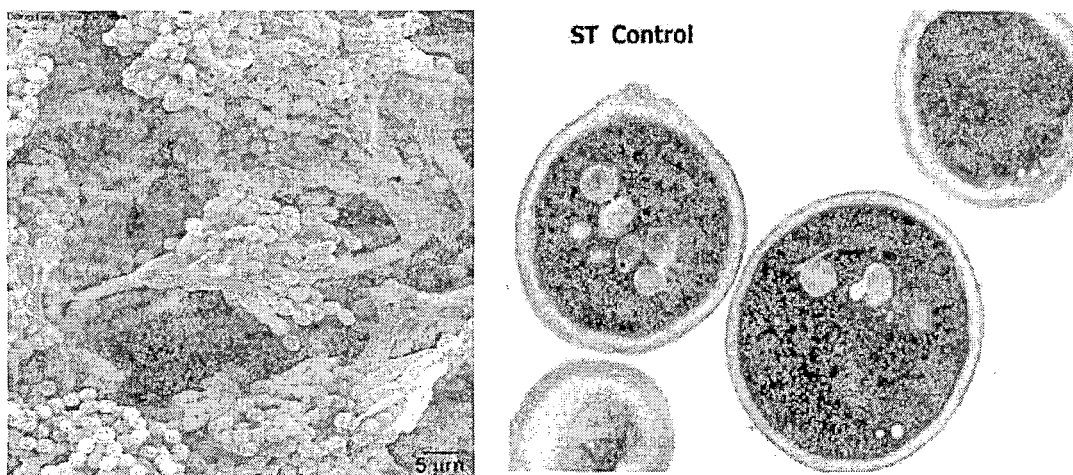


Figura 3 *Rhizopus oligosporus* y *Saccharomyces cerevisiae*, hongos útiles en la remoción de metales en aguas contaminadas

c. Bacterias: La evaluación de las propiedades de adsorción de bacterias ha causado controversia, ya que muchos de los experimentos reportados involucran la presencia de procesos no sólo de biosorción sino también de bioacumulación (Ehrlich, 1997).

2.7. Mecanismo del proceso de Biosorción

El proceso de biosorción involucra una fase sólida (sorbente) y una fase líquida (solvente, que es, normalmente el agua) que contiene las especies disueltas que van a ser sorbidas (sorbato, por ejemplo iones metálicos). Debido a la gran afinidad del sorbente por las especies del sorbato, este último es atraído hacia el sólido y enlazado por diferentes mecanismos. Este proceso continúa hasta que se establece un equilibrio entre el sorbato disuelto y el sorbato enlazado al sólido (a una concentración final o en el equilibrio). La afinidad del sorbente por el sorbato determina su distribución entre las fases sólida y líquida. La cantidad de sorbente está dada por la cantidad de sorbato que puede atraer y retener en forma inmovilizada. Esto se lleva a cabo a través de distintos procesos físico-químicos, siendo el intercambio catiónico el principal mecanismo de biosorción y los grupos R-OH

(pKa = 3.5 –5.5) constituyentes de las paredes celulares de algas y hongos los principales sitios reactivos (Figura 4) (Ahalya, 2005).

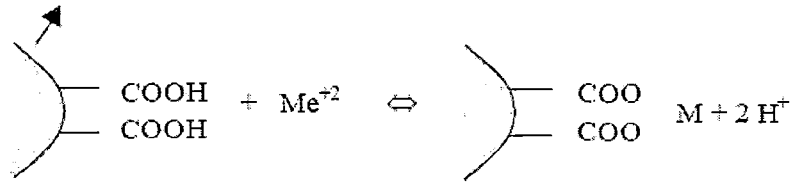


Figura 4 Mecanismos de adsorción de metales. Me = ion metálico

Otros grupos activos presentes en las paredes celulares son los grupos hidroxilo, carbonilo, sulfhidrilo, tioeter, sulfonato, amina, imina, amida, imidazole, fosfonato, fosfodieter; capaces de unirse a los metales contaminantes (Regine *et al.*, 2000). Además una vez producida la adsorción, la biomasa es fácilmente separada del líquido tratado.

2.8. Ventajas de la biosorción

Algunas de las ventajas de la biosorción son:

- La eficiencia de remoción es similar a las resinas de intercambio, sin embargo la adsorción de metales en algunos casos llega al 50% del peso de la biomasa seca, resultando mucho más económica
- La biomasa se puede regenerar (Vijayaraghavan *et al.*, 2005).
- Es posible recuperar los metales por medio de soluciones ácidas,
- No genera material de desecho,
- El equipo es simple,
- No requiere nutrientes a diferencia de las macrófitas vivas,
- Presenta alta eficiencia para efluentes diluidos.

Los biosorbentes se deben elegir considerando varios factores como:

- el origen de la biomasa la cual puede ser material de desecho y por lo tanto su costo es "cero",

- organismos fácilmente obtenibles en grandes cantidades en la naturaleza,
- organismos de crecimiento rápido especialmente cultivados para propósitos de biosorción.

2.9. Utilización de macrófitas acuáticas como biomasa

Plantas acuáticas (macro fiitas). Constituyen formas macroscópicas de vegetación acuática. Comprenden las macroalgas, las pteridofitas (musgos, helechos) adaptadas a la vida acuática y las angiospermas. Presentan adaptaciones a este tipo de vida tales como: cutícula fina, estomas no funcionales, estructuras poco lignificadas. Teniendo en cuenta la morfología y fisiología (Margalef, 1991), las macro fiitas pueden clasificarse según la forma de fijación en:

1. Macrófitas fijas al sustrato

- Macrófitas emergentes: en suelos anegados permanentes o temporalmente; en general son plantas perennes, con órganos reproductores aéreos.
- Macrófitas de hojas flotantes: principalmente angiospermas; sobre suelos anegados. Los órganos reproductores son flotantes o aéreos.
- Macrófitas sumergidas: comprenden algunos helechos, numerosos musgos y carofitas y muchas angiospermas. Se encuentran en toda la zona fótica (a la cual llega la luz solar), aunque las angiospermas vasculares sólo viven hasta los 10 m de profundidad aproximadamente. Los órganos reproductores son aéreos, flotantes o sumergidos.

2. Macrófitas flotantes libres presentan formas muy diversas desde plantas de gran tamaño con roseta de hojas aéreas y/o flotantes y con raíces sumergidas bien desarrolladas a pequeñas plantas que flotan en la

superficie, con muy pocas raíces o ninguna. Los órganos reproductores son flotantes o aéreos pero muy raramente están sumergidos. Los inconvenientes relacionados con la presencia de macrófitas son:

- Pueden actuar como fuente de vectores propagadores de enfermedades y plagas.
- Favorecen la ausencia de oxígeno en el cuerpo de agua (en grandes coberturas de macrófitas flotantes).
- Producen sombra a plantas sumergidas y algas que liberan oxígeno por fotosíntesis.
- Grandes masas de macrófitas en descomposición acumulan materia orgánica en general en el sedimento, volviéndolo anóxico (es decir, sin oxígeno).
- Taponamiento de canales de riego y de navegación.
- Problemas en represas, en puentes y obras de ingeniería en general por acumulación de macrófitas flotantes que se embalsan, ejercen presión sobre estas obras pudiendo peligrar su infraestructura.
- Problemas en lugares de recreación debida por ej. a que al encontrarse en grandes cantidades, hay gran cantidad de materia en descomposición y produce mal olor.

Los beneficios que aportan las macrófitas (Margalef, 1991) son:

- Pueden utilizarse para alimentación humana, del ganado, de peces y otros animales acuáticos.
- Pueden ser utilizadas como fertilizantes.
- Pueden usarse para purificación del agua (preparantanos; ver Eutrofización).

- Para uso medicinal y en cosmetología.
- Para producción de celulosa.
- Como fuente de producción de bio-gas.

Las macrófitas acuáticas se encuentran entre las biomásas con capacidad para la remoción de metales. Una característica importante de las macrófitas es que cuando el medio acuático donde viven es rico en nutrientes, presentan una alta capacidad de reproducción, lo que constituye un factor de gran importancia en la elección de una biomasa.

Algunas especies estudiadas (Figura 5) donde se ha observado su capacidad en la remoción de metales son *Eichornia crassipes*, *Pistia stratiotes* (Miretzky, et al., 2004), *Salvinia sp.* (Maine, et al., 2001), *Potamogeton sp* (Wu y Guo, 2002), *Lemna minor*, *Spirodella sp* (Miretzky, et al., 2004)

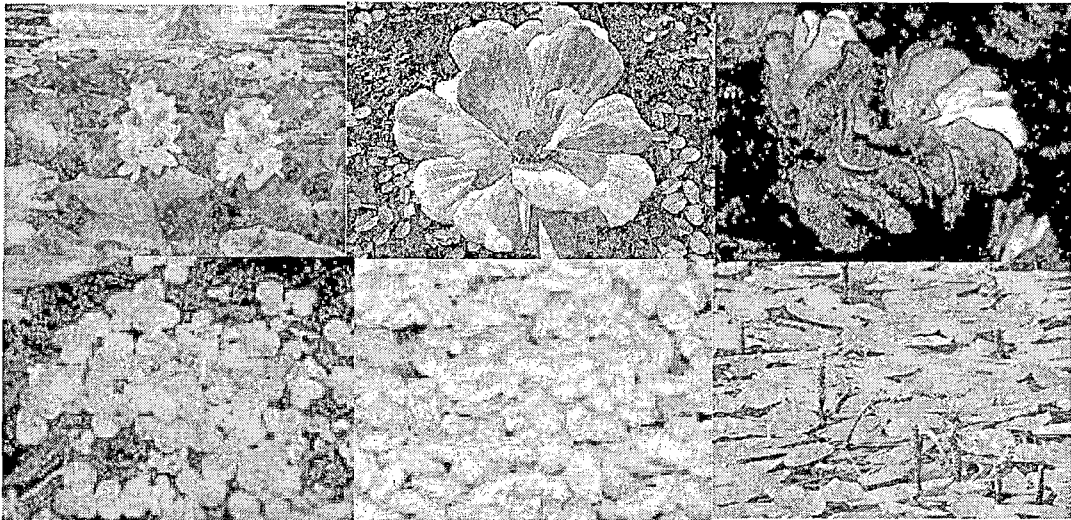


Figura 5 Macrofitas estudiadas por su capacidad de remoción de metales, como son *Eichornia Crassives*, *Pistia stratiotes*, *Salvinia sp*, *Spirodella sp*, *Lemna minor* y *Potamogeton sp*.

Considerando que muchas de estas macrófitas pueden representar una plaga en cuerpos de agua, por su alta tasa de reproducción y sus bajos requerimientos, se pueden convertir en un problema importante para el hábitat

donde se encuentran. El manejo adecuado de éstas representa una fuente de ingresos utilizándolas como material para la remoción de metales el cual puede ser comercializado (Homrich y Rubio, 2003). Es importante resaltar que en estudios previos con algunas variedades de macrófitas acuáticas muertas, se ha demostrado una gran eficiencia en la remoción de metales pesados siempre y cuando no se encuentren concentraciones altas de EDTA y surfactantes aniónicos (Schneider, *et al.*, 1999).

Los factores ambientales, como el pH de la solución, la fuerza iónica, concentración de materia orgánica, etc, afectan el desempeño de adsorción. El rango de condiciones en el cual va a actuar la biomasa como biosorbente debe ser cuidadosamente seleccionado. Una de las ventajas del uso de macrófitas muertas sobre las vivas es que no es necesario el suministro de nutrientes, lo cual también se refleja en los costos. El regenerar la biomasa debe ser una posibilidad, una vez finalizada la adsorción de los metales, ya que es muy importante para mantener los costos bajos y además abre la posibilidad de recuperar los metales de la fase líquida. La desorción debe resultar en un efluente con alta concentración de metales, el biosorbente no debe sufrir cambios físico ni químicos y además debe mantener inalterada su capacidad de retención de metales.

Northcote y Morales, 1991. En su recomendaciones manifiestan que: la combinación de lagunas aguas residuales – macrofitas acuáticas pueden ser una opción apropiada, y de bajo costo, para tratar las aguas negras crudas que actualmente se vierten en la bahía de Puno. Se debe realizar una investigación amplia para evaluar la viabilidad del desarrollo de estas lagunas. Este estudio de viabilidad debe enfocar en los siguientes objetivos:

Desarrollar una estrategia de investigación que identifique las etapas de investigación y desarrollo que se necesitan para poder construir y poner en función de un modo de investigación.

Wetzel (1981). "La lenteja de agua (*Lemna gibba*). Planta acuática perteneciente a la familia de las *Lemnáceas*, consiste de unas rosetas de hojas aéreas y flotantes en la superficie, un tallo muy condensado en donde se aprecia la ausencia de separación entre tallos, hojas y raíces. La mayor de estas especies de rosetas es perenne y flotan libremente durante toda su vida.

Clostre g. Y Sumi m. (2007). En su resumen de cultivo *lemna gibba* en exteriores para determinar el efecto de tres proporciones de N-NH_4^+ : N-NO_3^- (1:3, 1:1 y 3:1) así mismo de las concentraciones de fósforo (1.5; 3.0 y 4,5 mg./L) y potasio (3.0: 6:0 y 9:0 mg.L^{-1}) adicionadas en el medio de cultivo sobre el rendimiento y contenido de nitrógeno, fósforo y potasio. Los rendimientos de peso fresco y seco disminuyeron al cultivo elevo el rendimiento del peso fresco. El contenido de materia seca disminuyó al incrementar la proporción del N-NH_4^+ . El incremento de la concentración de potasio del medio de cultivo elevo el rendimiento del peso fresco. El contenido de materia seca disminuyo con proporciones de N-NH_4^+ superiores a las de N-NO_3^- así como el incremento de la concentración de potasio en el medio de cultivo. La absorción y contenido de nitrógeno aumento al elevar la proporción de N-NH_4^+ , e, incrementando las concentraciones de fósforo y potasio en el medio del cultivo. La absorción y contenido, tanto de fósforo como el potasio, se incrementaron a medida que sus respectivas concentraciones en el medio de cultivo se elevan. Altas proporciones de N-NH_4^+ en el medio del cultivo disminuyeron el contenido de fósforo y potasio en la materia seca. Los rendimientos y contenidos de proteína

cruda de *L. gibba* se optimizan con proporciones $N-NH_4^+ : N-NO_3^-$ e 1:1 y 3.1 en el medio de cultivo respectivamente. Concentraciones superiores a 9 y 4.5 mg.L de potasio y fósforo respectivamente son optimas.

Palacios F. B. L., Laguna Loza, G. (1991), en su investigación "Estudio de la biomasa y análisis bromatológico de la lenteja de agua *L. gibba* en la Bahía de Puno", realizado durante los años 1986 a 1990, encontraron que la biomasa es mayor en lugares donde existen altos grados de contaminación por aguas residuales y varía de acuerdo a las zonas, meses y año de estudio.

Además, la composición química en, proteínas, grasa, cenizas, fibra, carbohidratos, calcio, fósforo y hierro varía en las diferentes zonas de estudio, de acuerdo al mayor o menor grado de contaminación y la disponibilidad de nutrientes que permiten el desarrollo de esta especie.

Recomiendan que es necesario continuar con los estudios ecológicos de la lenteja de agua, priorizando su ciclo reproductivo, realizar cosechas periódicas de la lenteja de agua en la Bahía interior de Puno, con la finalidad de obtener un mejor desarrollo, y su aprovechamiento racional como recurso alimenticio y, finalmente, realizar estudios para comprobar si realmente la lenteja de agua es fijadora de altos niveles de nitrógeno; y por consiguiente se podría utilizar como tratamiento para la aguas servidas provenientes de la descarga de desagües de la ciudad de Puno.

Navarro Aviño J.P., Aguilar Alonzo I., Lopez Moya J.R. 2007. Aspectos bioquímicos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. Durante los últimos años se ha producido un considerable avance en la biotecnología del campo de la ciencia que se dedica a remediar lugares a medios contaminantes mediante el uso de plantas y organismos relacionados,

denominada Fitorremediación. Es especialmente significativo el desarrollo que se ha conseguido en la descontaminación de metales pesados. El presente trabajo trata desgranar cuales son los elementos clave que la genética molecular de plantas hace participar en la tolerancia y acumulación de metales pesados. Se repasan los avances más importantes en el campo y el intrincado equilibrio que se mantiene en el interior de las células para hacer efectivo el sistema de acumulación. Se describe además el funcionamiento del interior de la célula vegetal cuando una planta se somete a unas concentraciones elevadas de metales pesados. Es razonable pensar que si se comprende dicho funcionamiento es solo una cuestión temporal diseñar y obtener soluciones adecuadas a todos los problemas derivados de la contaminación por metales pesados.

2.10. Contaminación ambiental

Los metales son aquellos elementos químicos que presentan ciertas propiedades comunes, a saber: conductividad y brillo. Los metales se encuentran en forma aislada como tales o combinados formando minerales. Los minerales constituyen parte de la corteza terrestre, formando depósitos superficiales o profundos en donde se encuentra concentración, o bien, se encuentran disueltos en el agua de los ríos, lagos, y océanos.

En ciertos medios del ecosistema, la concentración de algunos metales se puede elevar tanto que llega a constituir una contaminación, la cual puede ser de origen natural, de acuerdo a un ciclo biogeoquímico, o bien puede ser una contaminación causada por una actividad humana, entonces considerado antropogénica.

La contaminación natural por metales se produce a partir de las actividades volcánicas, los procesos de erosión, los escapes de depósitos profundos y superficiales, etc. Nos referimos a algunos de los metales más ubicuos y a aquellos que en concentraciones elevadas tienen efectos tóxicos. Con las características anteriores tenemos el aluminio (Al), el arsénico (As), el Cadmio (Cd), el Cromo (Cr), el mercurio (Hg), el manganeso (Mn) y el plomo (Pb).

2.11. Contaminación del agua

T.G. Northcote, P. Morales S., D.A Levy y A. H. J. Dorcey (1991), en una de sus conclusiones del libro "Contaminación en el Lago Titicaca, Perú: Capacitación, Investigación y Manejo", mencionan que en general la calidad del agua del lago Titicaca es muy buena y que la contaminación está restringida a algunas zonas localizadas. En la bahía interior de Puno, probablemente la zona más contaminada, se percibe numerosos síntomas de un sistema sometido a una severa perturbación ambiental, con aguas de muy baja calidad e incluso peligrosas.

La bahía interior de Puno es somera, esta encerrada y tiene poco flujo, características estas que, combinaciones con las altas entradas de nutrientes procedentes del asentamiento humano más grande de las orillas del lago Titicaca, dan lugar a la zona de agua severamente contaminada, localizada pero en franco avance. Ya ha afectado seriamente a la biota de la región y esta amenazando a la de los cercanos "islotos flotantes" de los uros, así como eventualmente a la biota de las zonas adyacentes a la bahía exterior de Puno.

Los metales disueltos en el medio acuoso son fácilmente absorbidos por la biota acuática; es decir, tienen una alta biodisponibilidad en este medio.

Se conoce como biodisponibilidad a la capacidad de interacción de un contaminante con el sistema biológico. A la relación de la concentración. Cuando el valor de este factor es mayor a uno se dice que ese contaminantes se bioconcentra. En otros medios, como el terrestre, la biodisponibilidad y la bioconcentración son significativamente inferiores que en el acuoso.

Tabla 4 Factor de bioconcentración de algunos metales

MEDIO	ARSENICO	CADMIO	MERCURIO	PLOMO
<u>Acuático</u>				
Agua	1	1	1	1
Plantas	170	1000	1000	200
Invertebrados	330	2000	100000	100
Peces	330	200	1000	300
<u>Terrestre</u>				
Suelo	1	1	1	1
Plantas	0.01	0.03	0.4	0.07
Invertebrados	0.01	17	--	0.02
Mamíferos	0.001	0.008	5	0.001
Aves	0.001	--	50	0.001

*Los valores expresados en la tabla son promedios obtenidos a partir de diversos Experimentos.

2.12. Eutrofización de la bahía interior de puno:

Aunque algunas de las primeras manifestaciones de eutrofización de un lago son físicas (por ejemplo, marcada disminución en la transparencia del agua superficial), las causas subyacentes son casi siempre de origen químico. El término eutrofización implica un rico suministro de nutrientes, por lo que aumentos en la tasa de entrada de nutrientes deben estar ocurriendo, aunque a veces resulta ser difícil el demostrar cambios marcados en la concentración de los nutrientes (Miranda et al., 1991).

La población de Puno aumenta considerablemente en los días de mercado y de fiestas religiosas, de modo que muchas veces la población total alcanza más de 100.000 personas. La red de recolección de aguas negras sirve sólo una parte de la ciudad y es inadecuada o inexistente en otras partes. El tratamiento de las aguas negras es bastante rudimentario y gran parte de las aguas cloacales se vierte directamente al lago por varias desembocaduras del alcantarillado o indirectamente por drenaje superficial (Northcote & Morales, 1991).

La bahía interior de Puno recibe la gran mayoría de estas descargas y en los últimos años ha manifestado señales de una contaminación severa, aunque no ha sido investigada detalladamente. Luna (1981) citado por Northcote & Morales (1991), comenta lo siguiente refiriéndose principalmente, se supone, a la bahía de Puno: "Actualmente el Lago Titicaca se contamina con aguas negras, basura, desperdicios orgánicos, detergentes, petróleo, aceites minerales, sustancias químicas que arrojan los laboratorios, relaves de plantas de concentración de minerales, etc., que lamentablemente están haciendo desaparecer peces, aves y todo rastro de vida animal o vegetal.", aunque no presenta datos que confirmen esta opinión. Los relaves mencionados provienen de la mina Matilde ubicada cerca de Ancoraimos en la orilla boliviana del Lago Grande (B.S. Orlove, com. pers., citado por Northcote & Morales, 1991).

Muchos indicadores de la mala calidad del agua en la bahía interior de Puno sugieren que la causa principal está asociada al alto nivel de nutrientes y materia orgánica procedentes directamente de fuentes conocidas (las descargas de aguas negras) o indirectamente del drenaje superficial hacia la

bahía interior durante fuertes lluvias. Un cálculo muy aproximado de la carga de fósforo en las aguas de escorrentía que vierten a la bahía interior de Puno la coloca muy por encima del nivel peligroso de eutrofización, así como frecuentemente altas concentraciones de nitratos y de fósforo en las aguas litorales de la bahía interior (Northcote, Morales & Dorcey, 1991).

2.13. Efectos de los contaminantes

Los metales pesados son un serio problema ambiental y de salud, ya que pueden causar estrés oxidativo, reemplazar a otros metales esenciales, e interferir con la estructura y funcionamiento de las proteínas. El uso de plantas para la remediación de sitios contaminados con metales es una atractiva alternativa. Las plantas han desarrollado diferentes mecanismos para la homeostasis general, captación y tolerancia constitutiva a metales pesados (Hall y Williams, 2003).

También las plantas que habitan en lugares de alta contaminación del lago tales como, la Bahía de la ciudad de Puno, que recibe aguas servidas de la ciudad; las desembocaduras de los ríos Cabanillas-Coata y Carabaya-Ramis en el noroeste del lago, que han venido recibiendo contaminación minera proveniente de la parte alta de estos ríos; absorben, tanto metales pesados como macronutrientes que favorecen el tratamiento de aguas residuales y liberan aguas limpias en el lago.

Sin embargo, dada la capacidad de absorción y de tolerancia de estas plantas a los elementos tóxicos presentes en el agua y principalmente en los sedimentos del lago, de hecho, que pueden contener iones tóxicos en su estructura, tal como reporta Cornejo (1999), en un estudio de *Lemna sp* en el Lago Titicaca.

2.14. Efectos en el medio abiótico

La mayor parte del cadmio que se emite a la atmosférica se deposita en la tierra y en las aguas de la región de la región cercana a la fuente de emisión. A partir de esta, el cadmio es ingerido por los organismos y transportado a todos los eslabones de las cadenas alimenticias. Esta vía de asimilación es la principal ruta del cadmio para los animales y el hombre.

Agua. En las aguas superficiales, el cadmio se presenta como ion libre y en su solubilidad influyen la dureza, el pH. Los complejos solubles y los sulfuros coloides de estas: en este medio se une a la materia particulada. Cuando las aguas dulces llegan al mar, el ion cadmio 2^+ , al igual que los iones de otros metales pesados, tiende a depositarse en los sedimentos y así queda limitada a las aguas de las costas y los estuarios. Esta inmovilización es potencialmente peligros, ya que pueden llegar a disolverse de nuevo si el pH disminuye.

Por lo general, las concentraciones de este elemento en el agua potable son menores a $5\mu\text{g/L}$ mientras que en el agua del, oscilan entre $0,04$ y $0,03\mu\text{g/L}$. La contaminación del agua potable con cadmio puede ocurrir como resultado de la presencia de impurezas de cadmio en las tuberías galvanizadas de zinc o en la soldadura, en las calentadoras de agua, grifos, etc.

2.15. Efecto en el ambiente biótico

En la actualidad existe una restricción constante en el uso de cadmio, tanto para las aplicaciones existentes como para el desarrollo de nuevas tecnologías. Este ultimo se debe a que se ha comprobado que el cadmio es persistente toxico aun en concentraciones muy pequeñas y a que se concentra fuertemente en las cadenas alimentarias. Su tiempo de vida media en los

organismos (especialmente en los mamíferos) es indefinido y puede durar varios años. Las plantas no tienen mecanismos para excretar el cadmio y, una vez que lo absorbieron, lo retienen en sus tejidos. Sin embargo, la acumulación generalmente es mayor en las raíces que en la parte aérea de la planta y esto tiende a restringir el movimiento del cation a las cadenas alimentarias.

Algunos vegetales, como arroz y trigo, pueden asimilar cantidades considerables de cadmio a partir de suelos contaminantes. Se sabe que en esta asimilación pueden influir una serie de factores como el tipo de suelo, el pH, la concentración de otros minerales, etc., pero la información a esto respecto es escasa. Por ejemplo, el contenido de cadmio en avena producida en suelos sin fertilizantes fue de 0.02 µg/g mientras que en la avena producida en suelos con fertilizantes, este contenido fue de 0.28 µg/g. se supone que esta diferencia se debe a la impurezas de cadmio en superfosfato que se utilizó como fertilizante.

Los efectos perceptibles de la fitotoxicidad del cadmio dependen de la especie; algunos de los más comunes son la clorosis que incluyen una reducción en el contenido de clorosis que constituye una reducción en el contenido de clorofila, marchites y, en ocasiones, necrosis. Este tipo de efecto se debe principalmente a que las altas concentraciones de cadmio inhiben la fotosíntesis y la fijación del bióxido de carbono.

2.16. Fuentes de contaminación

En el Lago Rinconada, cercano a la zona de fuerte actividad minera aurífera, se ha registrado valores hasta de 29058 mg/kg para Isoetes lechieri. Es importante hacer notar los valores altos de Hierro en la Estación 8 de 18143-36290 mg/Kg.

Según el análisis de muestras de sedimentos tomado desde la naciente del río Carabaya, y siguiendo por toda la cuenca hasta la desembocadura en el Lago Titicaca, se puede observar concentraciones de Hierro, de mayor (19604 mg/Kg en el Lago Rinconada) a menor (8874.6 mg/Kg en la desembocadura del río Ramis en el Lago Titicaca), producto del arrastre fluvial y acumulación a lo largo de los años. Estos valores están ligeramente por debajo de LMP de 20000 mg/Kg.

Sin embargo, se ha encontrado el Punto 7, punto de muestreo en la Mina San Rafael, con 47741 mg/kg, valor hasta el doble a lo registrado para el Lago Titicaca en el Punto 8, en la Bahía de la ciudad de Puno, que puede reflejar la influencia de la actividad minera en el lago.

En el caso del Manganeseo, al igual que el Hierro se encuentra en altas concentraciones por encima de 300 mg/kg de LMP, Los mayores valores encontrados entre 7037-8212 mg/kg, fueron para *Lemna gibba* y *Eleodea potamogeton*, en la estación de muestreo N° 7. Los menores valores como 177.7 mg/Kg para *Myrophyllum*, puede tratarse de un individuo más joven, 195.6 mg/kg para *Potamogeton punense* en el punto Lts (4), y con 279.2 mg/Kg para *Rupia filifolia*.

El análisis de muestras de sedimentos superficiales tomadas a todo lo largo de la cuenca del río Carabaya-Ramis, hasta la muestra tomada en la desembocadura del río Ramis en el lago, también experimenta una gradiente descendente con valores que van desde 594 a 117 mg/Kg. En la cuenca del río Cabanillas-Coata, hasta su confluencia en el lago Titicaca, se observa valores descendentes, ligeramente mayores que la anterior cuenca, de 708 - 565 mg/Kg.

Sin embargo, en muestras de sedimentos tomados en la Bahía de la ciudad de Puno, la concentración de manganeso es relativamente mayor que en los anteriores puntos del lago, con valores de 375-1129 mg/Kg.

Estos valores están por debajo de 1500 mg/Kg del LMP (Normas de FAO); sin embargo, este valor está por encima de los rangos permisibles para organismos vivos en el caso de sedimentos, dado por USEPA de 360-500 mg/Kg, y por OMEE de 460 a 1100 mg/kg.

La toxicidad del manganeso en seres vivientes y especialmente en animales mamíferos. Meseldic (1977), manifiesta que es conocido el fenómeno del antagonismo entre el manganeso y el hierro. El manganeso interfiere en la formación de hemoglobina. La molécula de hemoglobina contiene hierro y el manganeso impide esta asociación.

El análisis de muestras de sedimentos reporta valores mayores de 300 mg/Kg del LMP, en las Estaciones N° 2, 7, 8, con 935.6, 528.3 y 816.3 mg/Kg. Contrastando con el valor de 984.3 mg/Kg del zinc de la muestra de sedimento del Punto 7 (aguas abajo del río Carabaya, pasando la Mina San Rafael), valor 6 veces mayor que el más alto LMP. Indicativo del origen de contaminación de este elemento y proveniente de la actividad minera.

Según las Normas de USEPA y OMEE, cuyos límites permisibles tienen valores en un rango de 90-200 y 120-820 mg/Kg respectivamente, lo que indica que los máximos valores de concentración de zinc en los sedimentos del lago están en el rango de los límites máximos permisibles. Los efectos dañinos que produce la alta concentración de zinc en el organismo de los animales, según Meseldic (1977), se nota por la disminución del consumo de agua y el peso corporal y la producción de huevos. También se produce la muerte de los

cerdos jóvenes a través de la leche materna; así como su influencia negativa en la producción de las vacas lecheras y en los bovinos la constipación.

En el caso del Plomo, cuyo LMP es de 12 mg/kg, se puede observar valores mayores en Lemna minuta con 69.5 mg/kg en la estación Lts(a), Azolla filiculoides con 46.7 mg/Kg en Lts (8), otros valores para Eleoдея, Scirpus y Myriophyllum son 21.7, 14.7 y 13.6 mg/Kg, en las estaciones de Lts (6), Lts5) y Lts (3) respectivamente. Los valores de concentración de plomo en los sedimentos son mayores en la estación Lt7 y Lt8 con 150.06 y 132.12 mg/kg, respectivamente, por encima del rango de 31 a 150 mg/kg y de 40 -60 mg/kg de la OMEE y USEPA, respectivamente, para organismos vivientes.

2.17. Metales pesados

Los metales pesados son un grupo de elementos químicos, con elevado peso atómico y una densidad superior a 5 g/cm³, que presentan cierta toxicidad para el ser humano. No se dispone de una definición oficial aceptada, existiendo varios criterios que los clasifican.

Algunos, los denominados esenciales, son imprescindibles para el desarrollo de las funciones vitales de los organismos como por ejemplo, el Co, Cu, Fe, Mg, Mo y Zn, pero, en cantidades excesivas son perjudiciales e incluso letales para los seres vivos. Por otra parte, los metales no esenciales, altamente tóxicos en cantidades muy reducidas y comúnmente implicadas en problemas de contaminación ambiental, son el Cr, Cd, Hg, Pb, As y Sb.

Para evaluar el grado de toxicidad que un metal pesado presenta en el medio ambiente se deben considerar diversos factores. Algunos de los más relevantes son la propia naturaleza del metal, su biodisponibilidad (grado de

absorción en los seres vivos) y las diversas fuentes que los introducen en el medio ambiente.

Los metales pesados presentes en el medio ambiente pueden ser de naturaleza geogénica (origen natural) o antropogénica. Se habla de origen natural cuando el contenido de metales se atribuye a la composición de los distintos minerales presentes en el suelo. Por otra parte, los metales de naturaleza antropogénica son el resultado de las actividades industrial, minera y agrícola realizadas por el hombre. En la Tabla 2.3 se muestran las diferentes fuentes, especificando su grado de aportación. Se observa que las actividades con mayor riesgo ambiental se deben a la descarga de metales procedentes de la expulsión de gases y partículas en los procesos de combustión y de la deposición de residuos urbanos e industriales.

Tabla 5 Fuentes de metales pesados

Fuente	Contribución %
Fuente Cenizas de combustión	74
Desechos urbanos	9
Turba	6
Residuos metalúrgicos	6
Residuos de materia orgánica	3
Fertilizantes	<2
Otros (residuos alimentarios, agrícolas, madera, etc)	<1

Partiendo de las diversas fuentes indicadas en la tabla anterior, el Mn es el que se encuentra en mayor proporción, fundamentalmente incorporado en las cenizas de combustión, seguido del Cr, Zn y Ni, mientras que en los desechos urbanos se encuentran básicamente Cu, Pb y Zn. De la industria metalúrgica provienen principalmente Zn, Pb y Cu, mientras que en el resto de

las fuentes aparecen como contaminantes fundamentales Mn, Zn, Cu, Ni y Pb. En la mayor parte de las fuentes aparecen también otros metales en menor proporción como Cd y Hg.

La biodisponibilidad de los metales pesados en el suelo está dada por las fracciones soluble y adsorbida; sólo cuando los metales se encuentran en solución o adsorbidos en los sitios activos de intercambio de los constituyentes inorgánicos del suelo están realmente disponibles para que las plantas los extraigan [2]. Las características del suelo (pH, potencial redox, contenido y tipo de arcillas, materia orgánica, óxidos de Fe, Mn y Al y cationes/aniones en solución) y los procesos que tienen lugar en él (intercambio iónico, adsorción/desorción, precipitación/disolución y formación de complejos) también afectan a la biodisponibilidad de los diferentes metales pesados.

En estudios anteriores se ha evaluado el grado de toxicidad de cada metal de forma similar a la comentada anteriormente y se propone un método gráfico basado en la procedencia y composición del metal. Este método, es presentado en la Figura 4.1., presenta la intersección de tres elipses; en la elipse 1 figuran los metales procedentes de vertidos exógenos, en la elipse 2 aparecen los metales considerados como tóxicos y peligrosos por la Ley 20-1986 del 14 de mayo y en la elipse 3 se muestran los metales que se encuentran normalmente en el suelo. Según el análisis gráfico, la triple intersección de las elipses muestra que el Cd, Cr, Cu, As y Pb son los metales más relevantes y con un elevado valor de toxicidad y peligrosidad.

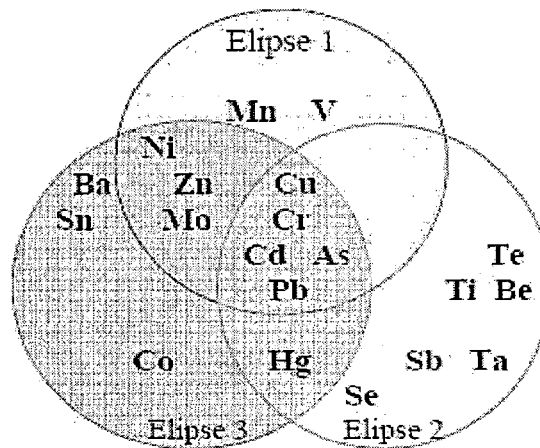


Figura 6 Método gráfico para la evaluación de la toxicidad de los metales pesados.

Otro de los factores que determina la peligrosidad de estos elementos es que, aún cuando se encuentren presentes en cantidades bajas e indetectables, la inexistencia de vías naturales para su asimilación y su consiguiente persistencia en el agua, implica que a través de procesos naturales se produzca bioacumulación en los seres vivos, es decir, se da una concentración mayor que la del ambiente en el interior de los organismos debido a que su acumulación es más rápida que su metabolización o excreción. Esto genera un problema ecológico importante ya que, una vez que estos seres entran en la cadena trófica, se produce un proceso conocido como biomagnificación, haciendo que en los estados superiores de esta cadena, por ejemplo, en los seres humanos, la concentración de metales pesados puede llegar a ser tan elevada que empiece a ser tóxica, mientras que en el ambiente más próximo no existe un problema de contaminación por metales pesados.

Por todos estos efectos tóxicos para el medio ambiente y para el ser humano, la mayoría de los países han desarrollado una legislación bastante amplia y exigente.

2.18. Cadmio: Características

El cadmio (cadmia en latín y en griego kadmeia, significa "calamina", nombre que recibía antiguamente el carbonato de zinc) fue descubierto en Alemania en 1817 por Friedrich Stromeyer como una impureza en el carbonato de zinc. Stromeyer observó que algunas muestras de calamina con impurezas cambiaban de color cuando se calentaban, mientras que el mineral puro no lo hacía; el nuevo elemento era el responsable de esta diferencia de comportamiento.

Elemento químico, con número atómico 48, peso atómico de 112,4 g/mol y densidad de 8650 kg/m³, que pertenece, junto con el zinc y el mercurio, al grupo 12 de la tabla periódica. Metal dúctil y maleable, de color blanco y con un cierto tono azulado, que presenta una presión de vapor relativamente alta de 14,8 Pa (597 K). Su vapor, de color anaranjado, se oxida rápidamente en presencia de aire para producir óxido de cadmio. En presencia de gases como dióxido de carbono, vapor de agua, dióxido de azufre, trióxido de azufre o cloruro de hidrógeno, el cadmio reacciona para producir carbonato, hidróxido, sulfito, sulfato o cloruro de cadmio respectivamente. Algunos compuestos de cadmio como el sulfuro, el carbonato y el óxido de cadmio son prácticamente insolubles en agua. Estos compuestos pueden convertirse en sales solubles en agua en la naturaleza, bajo la influencia de oxígeno y ácidos; el sulfato, el nitrato y los haluros de cadmio son solubles en agua.

El cadmio es un elemento escaso, que se encuentra de manera natural en la corteza terrestre. No se halla en estado libre y sólo existe un mineral que lo contiene en cantidad apreciable, la greenckonita o sulfuro de cadmio (CdS). Este mineral se encuentra casi siempre asociado a la esfalerita (ZnS) enana

proporción del 0.2 al 0.4%. De esta manera, el cadmio se recupera principalmente como un subproducto de la minería, fundición y refinación del zinc, y en menor grado de la del plomo y cobre.

Se estima que las reservas de cadmio disponibles a nivel mundial son cerca de 6 millones de toneladas, cálculo basado en la identificación de 1,9 billones de toneladas de reservas de zinc que contienen un 0,3% de cadmio aproximadamente.

2.19. Efectos sobre la salud humana y el medio ambiente

Efectos sobre la salud humana

El cadmio es un metal tóxico, incluso en concentraciones muy pequeñas, y no esencial para el organismo, que tiende a acumularse en los tejidos humanos. Para afrontar el problema de su toxicidad se debería hacer un inventario de las principales fuentes de contaminación industrial, en metalurgia principalmente, para fiscalizarlas. Por otro lado, es necesario proteger al trabajador expuesto, aplicando los criterios de valores límites umbrales (TLVs) e indicadores biológicos de exposición (BEIs), acordes con el actual estado del conocimiento. Teóricamente, la acción tóxica del cadmio se debería a su afinidad por radicales de los grupos -SH, -OH, carboxilo, fosfatil, cisteinil e histidil y a su acción competitiva con otros elementos funcionalmente esenciales como el Zn, Cu, Fe y Ca.

En los seres humanos, el cadmio puede ser adquirido mediante dos vías: ingestión e inhalación. La primera de ellas es la más frecuente si el individuo no sufre exposición laboral. En exposiciones laborales, la inhalación es la ruta principal de ingreso y la absorción a partir de esta vía depende del tipo de compuesto inhalado, del tamaño de las partículas y de su retención en

el pulmón. Los puestos de trabajo más agresivos en exposición laboral se hallan en la industria metalúrgica primaria de cadmio, plomo y zinc, en la producción y uso de pigmentos de cadmio, en la producción de estabilizadores de plásticos con cadmio y en la fabricación de baterías de cadmio-níquel.

Por otro lado, el cadmio adquirido por ingestión entra en la alimentación humana a través de vegetales y productos animales. Se fija a las plantas más rápidamente que el plomo. Los frutos y semillas contienen menos cadmio que las hojas. El pescado, los crustáceos, el riñón y el hígado de animales acumulan cadmio en grado relativamente elevado. Una dieta deficiente en Ca, Fe o proteína incrementa su velocidad de absorción.

Efectos agudos

La intoxicación aguda puede producirse por la ingestión de altas concentraciones de cadmio (valores especificados anteriormente) procedente de bebidas o alimentos contaminados, ocasionando efectos como náuseas, vómitos y dolor abdominal, diarrea y shock. También puede producirse intoxicación aguda por vía respiratoria y, en este caso, los efectos provocados son neumonitis química, disnea, debilidad, fiebre e insuficiencia respiratoria, que puede concluir con un edema agudo de pulmón.

Efectos crónicos

Un envenenamiento crónico puede ser provocado por diversas situaciones: exposición a bajas concentraciones de cadmio durante largos períodos de tiempo, trabajadores en la industria de refinera del metal, gente que vive cerca de los vertederos de residuos peligrosos o fábricas que liberan cadmio en el aire y otras situaciones semejantes.

Este tipo de intoxicación afecta principalmente al riñón. En primer lugar, el cadmio es transportado hacia el hígado por la sangre, allí se une a proteínas para formar complejos que son transportados hacia los riñones. El cadmio se acumula en los riñones, donde causa daños en el mecanismo de filtración. Este hecho causa proteinuria (presencia de proteína en la orina de 24 horas en cuantía superior a 150 mg) y glucosuria (presencia de glucosa en la orina).

La intoxicación con cadmio afecta también al metabolismo del calcio, originando en el individuo afectado osteomalacia y osteoporosis observadas por la aparición de dolores en los huesos, formación de pseudofracturas y cambios esqueléticos relacionados con la pérdida de calcio.

Las principales vías de excreción son orina y heces. Por orina, diariamente se elimina un 0,007% del contenido corporal y por heces 0,03%. El cadmio absorbido se excreta principalmente por orina y en menor cantidad con la bilis. En cambio, el cadmio que sale con las heces en su mayor parte es el que no se absorbió.

Hay exámenes médicos disponibles en ciertos laboratorios clínicos que miden la cantidad de cadmio en la sangre o en la orina. Los niveles en la sangre indican una exposición reciente, sin embargo, los niveles en la orina indican tanto exposición reciente como pasada, detectando también un posible daño en los riñones. Las concentraciones máximas permisibles de cadmio son de 5 µg/L en sangre y de 5 µg/g de creatinina en orina.

Efectos sobre el medio ambiente

El cadmio es uno de los mayores agentes tóxicos asociado a contaminación ambiental e industrial, pues reúne cuatro de las características más temidas de un tóxico: efectos adversos para el hombre y el

medioambiente, bioacumulación, persistencia en el medio ambiente y que 'viaja' grandes distancias con el viento y en los cursos de agua.

Este metal ingresa al medio ambiente mediante diversas fuentes tanto naturales como antropogénicas. En la Tabla 6 se indican las principales fuentes de entrada de cadmio al ambiente.

Tabla 6 Principales fuentes de cadmio en el medio ambiente

Fuentes de cadmio	
Antropogénicas	Naturales
Lodos residuales y estiércol	Actividad volcánica
Fertilizantes fosfatados y nitrogenados	Rocas
Industria de plateado y galvanizado	
Minería del cinc, cobre, plomo y otros metales	
Industria de fundición de metales	
Incineración	
Industria de alimentos fosfatados para animales	

Como muestra la tabla anterior, el cadmio se encuentra naturalmente en el medio ambiente. Pequeñas cantidades de este metal se encuentran naturalmente en el aire, en el agua, en el suelo y en los productos alimenticios en las proporciones que se indican en la Tabla 7. La acción humana incrementa el valor de estos niveles de cadmio en el medioambiente pero, una legislación cada vez más restrictiva, intenta establecer unos límites razonables.

La concentración de cadmio en el aire de áreas rurales varía de 0,1 a 5 μ/m^3 , de 2 a 15 μ/m^3 en áreas urbanas y de 15 a 150 g/m^3 en el aire de áreas industrializadas tabla 7. El tiempo de permanencia del cadmio en suelos es de hasta 300 años y el 90% permanece sin transformarse. El cadmio llega al suelo

de los terrenos agrícolas por deposición aérea (41%), con los fertilizantes fosfatados (54%) y por aplicación de abono de estiércol (5%).

Tabla 7 Niveles naturales de cadmio en el medio ambiente

Medio	Concentración de Cadmio
Aire	0,1 a 5 ng/m ³
Suelo	0,1 a 0,5 mg/g
Sedimentos marinos	~1 mg/g
Mar	~0,1 mg/l

Fumar aumenta considerablemente la concentración de cadmio en el ambiente, sobretodo en espacios cerrados. De manera natural, la hoja de tabaco acumula y concentra altos niveles de cadmio, por lo tanto, fumar tabaco es una importante fuente de exposición al metal. Se ha comprobado que un cigarro contiene de 0,5 a 2 µg de cadmio y que cerca del 10% del contenido de cadmio es inhalado cuando se fuma el cigarrillo.

La mayor parte del cadmio (50% aproximadamente) se produce en Asia y en el Pacífico, especialmente en China, Japón y Corea, seguidos por América del Norte (20%), Asia Central (16%) y Europa (16%). La producción mundial de cadmio ha ido aumentando en estos últimos años. En el año 2004 se produjeron 18.800 toneladas mientras que en el año 2007 la producción aumentó hasta 19.900 toneladas [6]. En la Figura 4.2 se muestran las principales industrias del cadmio y se especifica el tanto por ciento de aportación respecto a la producción global del metal. El porcentaje de producción de baterías de Ni-Cd ha ido aumentando progresivamente en las

últimas décadas mientras que los porcentajes de producción de las industrias tradicionales del cadmio, en especial el de los pigmentos, estabilizadores y galvanizado, han ido disminuyendo debido a las presiones medioambientales y de salud.

Metabolismo

Actualmente se ha puesto más atención al metabolismo de que este elemento ya que sus concentraciones en el ambiente han aumentado y, por lo tanto, pueden tener efectos adversos sobre el ser humano.

Absorción gastrointestinal. Cantidades considerables de este elemento se ingieren a través de los alimentos, lo cual es muy importante sobre todo para la población que no está expuesta ocupacionalmente.

Absorción respiratoria. El cadmio, entra al organismo por la vía inhalatoria principalmente en forma de aerosol.

Absorción cutánea. Se ha estudiado muy poco la absorción de cadmio a través de la piel. No obstante, se ha observado de que el cloruro de cadmio se logra absorber en la piel de cuyos, después de cinco horas en un porcentaje del 4%.

2.20. Enfermedades y síntomas que generan el Cadmio

Bronquitis; enfisema; nefrotoxicidad; infertilidad; cáncer de próstata; alteraciones neurológicas; hipertensión; enfermedades vasculares y óseas. El cadmio es considerado uno de los elementos más peligrosos para la alimentación humana, particularmente por su carácter acumulativo. En el ambiente, el cadmio es peligroso porque muchas plantas y algunos animales lo absorben eficazmente y lo concentran dentro de sus tejidos. Una vez absorbido, se combina en animales con las metalotioneínas (proteína que se describe más abajo) y se acumula en los riñones, el hígado y los órganos

reproductores. Entre los casos de envenenamiento por cadmio mejor conocidos y documentados se encuentra el producido en Japón y denominado como enfermedad de Itai-Itai. A nivel molecular el cadmio es un conocido bloqueador del calcio en la membrana plasmática. En general, se sabe que desplaza al calcio y al cinc en determinadas proteínas además de causar estrés oxidativa. El resultado de todo ello suele ser un daño severo en el ADN y en los lípidos.

2.21. Plomo

Los efectos del plomo en el ambiente

En la exposición de los seres humanos al plomo pueden dar lugar a una amplia gama de efectos biológicos dependiendo el nivel y duración de la exposición. Los diferentes efectos ocurren sobre una amplia gama de dosis, con el feto que se convierte e infante que es más sensible que el adulto. Los altos niveles de la exposición pueden dar lugar a efectos bioquímicos tóxicos en los seres humanos que alternadamente causan problemas en la síntesis de la hemoglobina, de efectos sobre los riñones, del aparato gastrointestinal, del sistema reproductivo, y daños agudos o crónicos al sistema nervioso.

El envenenamiento con cloro el cual es tan severo como demuestran las enfermedades que puede producir, es muy raro ahora de hecho. En las concentraciones intermedias, sin embargo, hay evidencia persuasiva que conducen a tener efectos pequeños, sutiles, subclínicos, particularmente en progresos neuropsicologicos en niños. Algunos estudios sugieren que pueda haber una pérdida de hasta 2 puntos del índice de inteligencia para una subida del nivel de plomo en la sangre a partir del 10 a 20µg/dl en niños jóvenes. El producto de plomo diario del promedio para los adultos en el Reino Unido se estima en 1.6µg del aire, de 20µg del agua potable y de 28µg del alimento.

Aunque la mayoría de la gente recibe la cantidad mas grande de plomo en el alimento, en poblaciones específicas otras fuentes pueden ser más importantes, por ejemplo el agua en áreas con instalación de tubos de plomo y el agua completamente solvente, ventila cerca del punto de las emisiones fuente, del suelo, del polvo, de las escamas de la pintura en viejas casas o de la tierra contaminada. El plomo en el aire contribuye al plomo niveles en alimento con la deposición el polvo y lluvia que contiene el metal, en las cosechas y el suelo.

En qué forma está el plomo emitido

El plomo en el ambiente se presenta de fuentes naturales y antropogénicas. La exposición puede ocurrir a través del agua potable, del alimento, del aire, del suelo y del polvo de la vieja pintura que contiene plomo. La población adulta no fumadora tiene como principal fuente de exposición es el alimento y agua. El alimento, el aire, el agua y polvo/tierra son los caminos potenciales principales de la exposición los infantes y los niños jóvenes. Para los infantes hasta 4 o 5 meses de la edad, el aire, las fórmulas de la leche y el agua son las fuentes significativas. El plomo está entre los metales no ferrosos reciclados y su producción secundaria por lo tanto ha crecido constantemente a pesar de precios del plomo que declinaban. Sus características físicas y químicas se aplican en las industrias de la fabricación, de la construcción y del producto químico. Se forma y es fácilmente maleable y dúctil. Hay ocho amplias categorías del uso: baterías, añadidos de la gasolina (permitidos no más de largo en el EU), productos rodados y sacados, aleaciones, pigmentos y compuestos, cable que forra, tiro y munición. El plomo es un elemento

especialmente importante debido a su amplia utilización de una gran variedad de procesos industriales y su toxicidad aguda y crónica. Su resistencia a la corrosión atmosférica y a la acción de los ácidos, especialmente al sulfúrico, hace que el plomo sea muy útil en la edificación, en las instalaciones de fábricas de productos químicos y en tuberías y envolturas de cables. J. francisco Badillo Germen.

La concentraciones de plomo en el medio de han elevado conforme ha aumentado su uso. Ese aumento ha sido notorio sobre todo a partir de 1750, y es paralelo al desarrollo de la revolución Industrial. A finales de la Segunda Guerra Mundial, la contaminación ambiental por plomo se elevo aun mas, entre otras causas, por la introducción de compuestos orgánicos de plomo como aditivos para la gasolina.

Propiedades Físicos y químicos.

Se encuentra en el grupo IV A de la Tabla Periódica junto con el carbono, silicio, germano y estaño. Sus estados de oxidación son 0, +2, +4. Su número de valencia 4, sobre todo en compuestos orgánicos.

Fuentes naturales

El plomo es un elemento relativamente abundante que se encuentra en aire, agua, suelo, planta y animales. Sus fuentes naturales son la erosión del suelo, el desgaste de los depósitos de los minerales de plomo y las emanaciones volcánicas. Desde el punto de vista comercial, los minerales mas importantes son la galena (sulfuro de plomo, Pbs.), la galena es la principal fuente de producción de plomo y se encuentra generalmente asociada con

diversos minerales de zinc y, en pequeñas cantidades, con cobre, cadmio, fierro, etc.

Fuentes antropogénicas

En la actualidad, se utiliza principalmente en la producción de acumuladores y baterías, pigmentos, insecticidas, explosivos, reactivos químicos soldadura, aditivos antidetonantes para gasolina, alfarería decorativa vidriada en baja metálica y en barro, cubiertas para proteger de los rayos X, tuberías, etc.

Efectos en el hombre

En el hombre, la intoxicación depende del tipo de compuestos de plomo. La intoxicación crónica se presenta generalmente por la absorción de óxidos, carbonatos y otros compuestos soluciones en agua a través del tracto digestivo. La intoxicación aguda es menos frecuente y suele resultar de la inhalación de partículas de óxidos de plomo. La intoxicación por plomo orgánico generalmente se debe a la inhalación de tetraetilo de plomo, el cual es altamente volátil y liposoluble en agua.

El síntoma mas común de intoxicación aguda es el dolor tipo cólico gastrointestinal- Al principio existe un estado de anorexia, con síntomas de dispepsia y estreñimiento y, después, un ataque de dolor abdominal generalizada. Otros síntomas que se pueden presentar son diarrea, sabor metálico en la boca, náuseas y vómitos, lasitud, insomnio, debilidad, etc. Plomo y se encuentra generalmente asociada con diversos. Interferencia con el sistema enzimático intracelular, produce palidez, debilidad, perdida de peso y mal nutrición. Excreción de plomo por encima de 0,02 mg/L

Plomo: es el metal con propiedades tóxicas que más se ha propagado en el ambiente en las últimas décadas. Alteraciones neurológicas, nefrotoxicidad, anemia, cáncer de riñón. Los animales pueden absorber plomo por inhalación o ingestión. Si la absorción es lenta, la excreción lo es más aún, de manera que el plomo tiende a acumularse. La anemia es el primer síntoma de envenenamiento crónico producido por el plomo en los animales, dado que interfiere en la síntesis del grupo hemo, reflejándose en síntomas tales como náuseas, vómitos y dolores abdominales. Más grave es la degeneración del tejido en el sistema nervioso central. El Pb suele aprovechar la metabolización del Ca para sustituirlo y dañar la célula.

Sin embargo hay un denominador común en la toxicidad de ciertos metales. En efecto, aunque las proteínas específicas que se ven principalmente afectadas por mercurio, plomo, cadmio y arsénico pueden diferir de un metal a otro, se produce una interacción bioquímica similar que es la responsable de la toxicidad de estos cuatro metales.

Un aspecto importante a considerar, concerniente a la toxicidad es que el tiempo de residencia de los metales pesados en el suelo ronda los miles de años. Por tanto, representan un riesgo permanente para la salud ambiental. No ocurre así con otros. Productos tóxicos como plaguicidas, insecticidas, derivados del petróleo etc., que son, hoy día, factores comunes de contaminación mundial. En consecuencia, surge la necesidad de tratar, descontaminar, y remediar suelos contaminados por metales pesados.

2.22. Biorremediación de metales pesados

En las últimas décadas, entre las técnicas empleadas para contrarrestar los efectos de los contaminantes, se comenzó a utilizar una práctica llamada

biorremediación. El término biorremediación fue acuñado a principios de la década de los '80, y proviene del concepto de remediación, que hace referencia a la aplicación de estrategias físico-químicas para evitar el daño y la contaminación en suelos. Los científicos se dieron cuenta que era posible aplicar estrategias de remediación que fuesen biológicas, basadas esencialmente en la observación de la capacidad de los microorganismos de degradar en forma natural ciertos compuestos contaminantes.

Entonces, la biorremediación surge como una rama de la biotecnología que busca resolver los problemas de contaminación mediante el uso de seres vivos (microorganismos y plantas) capaces de degradar compuestos que provocan desequilibrio en el medio ambiente, ya sea suelo, sedimento, fango o mar.

Tipos de biorremediación

En los procesos de biorremediación generalmente se emplean mezclas de ciertos microorganismos o plantas capaces de degradar o acumular sustancias contaminantes tales como metales pesados y compuestos orgánicos derivados de petróleo o sintéticos.

Básicamente, los procesos de biorremediación pueden ser de tres tipos: a) Degradación enzimática, b) Remediación microbiana, y Fitorremediación.

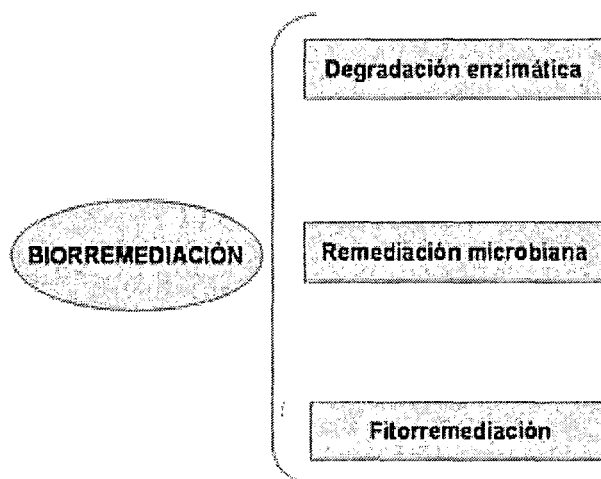


Figura 7 Diferentes modos de biorremediación.

Degradación enzimática

Este tipo de degradación consiste en el empleo de enzimas en el sitio contaminado con el fin de degradar las sustancias nocivas. Estas enzimas se obtienen en cantidades industriales por bacterias que las producen naturalmente, o por bacterias modificadas genéticamente que son comercializadas por las empresas biotecnológicas. Por ejemplo, existe un amplio número de industrias de procesamiento de alimentos que producen residuos que necesariamente deben ser posteriormente tratados.

En estos casos, se aplican grupos de enzimas que hidrolizar (rompen) polímeros complejos para luego terminar de degradarlos con el uso de microorganismos (ver en la próxima sección). Un ejemplo lo constituyen las enzimas lipasas (que degradan lípidos) que se usan junto a cultivos bacterianos para eliminar los depósitos de grasa procedentes de las paredes de las tuberías que transportan los efluentes. Otras enzimas que rompen polímeros utilizados de forma similar son las celulasas, proteinasas y amilasas, que degradan celulosa, proteínas y almidón, respectivamente.

Además de hidrolizar estos polímeros, existen enzimas capaces de degradar compuestos altamente tóxicos. Estas enzimas son utilizadas en

tratamientos en donde los microorganismos no pueden desarrollarse debido a la alta toxicidad de los contaminantes. Por ejemplo, se emplea la enzima peroxidasa para iniciar la degradación de fenoles y aminas aromáticas presentes en aguas residuales de muchas industrias.

Remediación microbiana

En este tipo de remediación se usan microorganismos directamente en el foco de la contaminación. Los microorganismos utilizados en biorremediación pueden ser los ya existentes (autóctonos) en el sitio contaminado o pueden provenir de otros ecosistemas, en cuyo caso deben ser agregados o inoculados.

La descontaminación se produce debido a la capacidad natural que tienen ciertos organismos de transformar moléculas orgánicas en sustancias más pequeñas, que resultan menos tóxicas. El hombre ha aprendido a aprovechar estos procesos metabólicos de los microorganismos. De esta forma, los microorganismos que pueden degradar compuestos tóxicos para el ambiente y convertirlos en compuestos inocuos o menos tóxicos, se aprovechan en el proceso de biorremediación. De esta forma, reducen la polución de los sistemas acuáticos y terrestres.

La gran diversidad de microorganismos existente ofrece muchos recursos para limpiar el medio ambiente y, en la actualidad, esta área está siendo objeto de intensa investigación. Existen, por ejemplo, bacterias y hongos que pueden degradar con relativa facilidad petróleo y sus derivados, benceno, tolueno, acetona, pesticidas, herbicidas, éteres, alcoholes simples, entre otros. Los metales pesados como uranio, cadmio y mercurio no son

biodegradables, pero las bacterias pueden concentrarlos de tal manera de aislarlos para que sean eliminados más fácilmente.

Las actividades microbianas en el proceso de biorremediación se pueden resumir en el siguiente esquema:

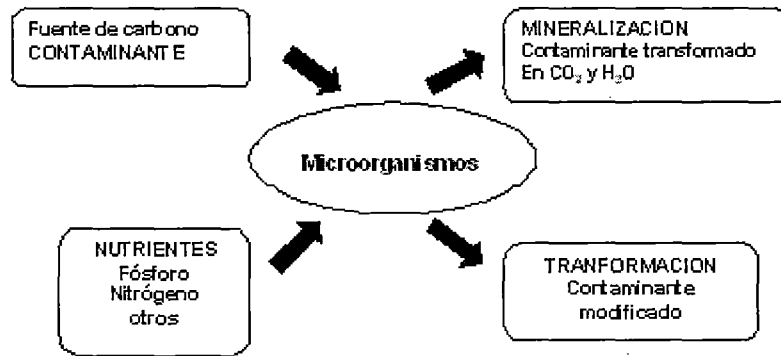


Figura 8 "METABOLISMO MICROBIANO". Los microorganismos ingieren contaminantes como fuente de carbono y algunos nutrientes como fósforo y nitrógeno.

La digestión de estos compuestos en sustancias más simples como parte del metabolismo del microorganismo, puede resultar en la degradación del compuesto en forma parcial (transformación) o total a dióxido de carbono (CO_2) y agua (H_2O).

2.23. Fitorremediación

La fitorremediación (phyto = planta y remediación = mal por corregir), es un proceso que utiliza plantas para remover, transferir, estabilizar, concentrar y/o destruir contaminantes (orgánicos e inorgánicos) en suelos, lodos y sedimentos, y puede aplicarse tanto in situ como ex situ. Los mecanismos de fitorremediación incluyen el rizo-degradación, la fito-extracción, la fitodegradación y la fitoestabilización. El rizo-degradación se lleva a cabo en el suelo que rodea a las raíces. Las sustancias excretadas naturalmente por

éstas, suministran nutrientes para los microorganismos, mejorando así su actividad biológica. Durante la fitoextracción, los contaminantes son captados por las raíces (fitoacumulación), y posteriormente éstos son traslocados y/o acumulados hacia los tallos y hojas (fitoextracción). En la fitoestabilización, las plantas limitan la movilidad y biodisponibilidad de los contaminantes en el suelo, debido a la producción en las raíces de compuestos químicos, que pueden adsorber y/o formar complejos con los contaminantes, inmovilizándolos así en la interfase raíces: suelo.

La fitodegradación consiste en el metabolismo de contaminantes dentro de los tejidos de la planta, a través de enzimas que catalizan su degradación. La fitorremediación puede aplicarse eficientemente para tratar suelos contaminados con compuestos orgánicos como benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos (BTEX); solventes clorados; HAPs; desechos de nitrotolueno; agroquímicos clorados y organofosforados; además de compuestos inorgánicos como Cd, Cr(VI), Co, Cu, Pb, Ni, Se y Zn. Se ha demostrado también su eficiencia en la remoción de metales radioactivos y tóxicos de suelos y agua. Existen varias limitaciones que deben considerarse para su aplicación:

- El tipo de plantas utilizado: determina la profundidad a tratar.
- Altas concentraciones de contaminantes pueden resultar tóxicas.
- Puede depender de la estación del año. Y:
- La toxicidad y biodisponibilidad de los productos de la degradación no siempre se conocen y pueden movilizarse o bioacumularse en animales. Cuando las plantas han absorbido los contaminantes acumulados, pueden ser cosechadas y ser desechadas. Si los contaminantes químicos orgánicos se

degradan en las moléculas como el dióxido de carbono, las plantas pueden no requerir ningún método especial de disposición.

La incineración controlada es el método más común para disponer las plantas que han absorbido cantidades grandes de contaminantes. Este proceso produce cenizas, que se pueden desechar en los sitios destinados para tal fin. Para las plantas que han absorbido los metales, la incineración controlada produce las cenizas con altos contenidos de metales. 8 Ventajas y desventajas de la Fitorremediación.

Ventajas:

- Los metales absorbidos por las plantas, pueden ser extraídos de la biomasa cosechada y después ser reciclados. La fitorremediación se puede utilizar para limpiar una gran variedad de contaminantes, por su capacidad de absorción de estos metales en sus raíces.
- Puede reducir la entrada de contaminantes en el ambiente, disminuyendo su salida a los sistemas de las aguas subterráneas, por que los contaminantes quedan atrapados en las plantas.

Desventajas:

- El metal pesado ó el contaminante emplea el ciclo natural de plantas y por lo tanto toma tiempo.
- La fitorremediación trabaja lo mejor posible cuando los contaminantes están al alcance de las raíces de las plantas, típicamente de tres a seis pies de profundidad para las plantas herbáceas y 10 a 15 pies para los árboles.
- Algunas plantas absorben muchos metales venenosos, lo que implica un riesgo potencial a la cadena alimenticia.

Para que una tecnología sea sostenible, debe ser económicamente viable y ambientalmente compatible. La fitorremediación utiliza las capacidades existentes de las plantas y de los sistemas que apoyan para limpiar los suelos, siendo más rentable que los métodos usados tradicionalmente para la recuperación de suelos contaminados. La fitorremediación implica menos trabajo y no perturba los alrededores naturales del sitio de la contaminación. Aunque es una técnica que toma tiempo, es una buena manera de hacer uso de los recursos naturalmente existentes.

2.24. Tipos de plantas acuáticas

Estas plantas, como su nombre lo dice, se desarrollan y crecen en medios muy húmedos o completamente inundados. Básicamente tienen los mismos requerimientos nutricionales de las plantas terrestres y son afectadas fundamentalmente por los mismos factores ambientales (Reed et al., 1995). Se pueden clasificar en: flotantes, sumergidas y emergentes.

Flotantes:

Las plantas acuáticas flotantes tienen sus partes fotosintetizadoras sobre la superficie del agua y sus raíces se extienden hacia abajo dentro de la columna de agua. Ellas toman el dióxido de carbono y el oxígeno de la atmósfera a través de sus hojas o fronda y los nutrientes necesarios del agua por medio de sus raíces. Además de la función de absorción de nutrientes, las raíces sirven de medio de soporte para el crecimiento de bacterias, para la filtración y absorción de sólidos suspendidos.

Las plantas acuáticas flotantes al cubrir la superficie del agua impiden la penetración de la luz, lo cual reduce el crecimiento de algas. Esta es una de las

principales diferencias entre una laguna convencional y una con plantas acuáticas flotantes. También se reduce la transferencia de oxígeno de la atmósfera al agua, y por lo tanto, las concentraciones de oxígeno en la laguna tenderán a ser bajas o cero, dependiendo de las condiciones de diseño del sistema y del tipo de planta que se este utilizando. Las plantas pueden transferir oxígeno molecular al medio a través de sus raíces, por lo que las zonas cercanas a estas pueden permanecer aeróbicos aunque el resto del sistema este anaeróbico o anóxico.

Entre las plantas flotantes mas comúnmente usadas para el tratamiento de aguas residuales esto: el jacinto de agua, la lenteja de agua, la lechuga de agua y los helechos acuáticos.

Sumergidas:

Las plantas acuáticas sumergidas pueden estar flotando en el agua o estar enraizadas en el fondo de los estanques. La utilización de este tipo de plantas en el tratamiento de aguas residuales es limitada, puesto que la poca penetración de la luz en la columna de agua y las condiciones anaeróbicas que se pueden presentar inhiben su crecimiento.

Emergentes:

Estas plantas crecen enraizadas en el fondo de los estanques y sus hojas sobresalen de la superficie del agua. Entre las más comunes se encuentran: el carrizo (Phragmites), los juncos (Juncus), y la espadaña (Typha), las cuales se encuentran ampliamente distribuidas por todo el mundo. Este tipo de plantas es más usado en los humedales artificiales, en los que se adiciona un medio de so porte para el enraizamiento de las mismas.

2.25. Tratamiento de aguas residuales

Las macrófitas acuática ha sido considerados por varios autores como una plaga debido a su rápido crecimiento, ya que en ocasiones legan a invadir lagunas, represas, canales de riego y generan varios problemas, al interrumpir el flujo del agua, propiciar eutrofización y crear ambientales para la crianza de vectores de enfermedades (Zambrano 1974, Cook et al, 1974) sin embargo, si las plantas acuáticas se manejan adecuadamente su poder de proliferación, capacidad de absorción de nutrientes y bioacumulacion de contaminantes del agua las convierten en una herramienta útil en el tratamiento de aguas residuales.

Además con base en los estudios de remoción de compuestos tóxicos por plantas acuáticas se pueden considerar estos sistemas de tratamiento como alternativa ecológica y económicamente viable, tanto para el tratamiento de los efluentes municipales domésticos como industriales. En la fabrica de Imusa S.A. localizada en el municipio de Rió negro (Antioquia), se tienen operando desde 1988 unos canales sembrados con *Eichhomia crassipes* (jacinto de agua); se ha comprobado una eficiencia de remoción de los diferentes contaminantes que alcanzan mas de 97% en los metales pesados y hasta el 98% en sólidos suspendidos (Roldan y Álvarez 2002)

Según Olguín y Hernández (1998), las características que deben contar las plantas acuáticas usadas para el tratamiento de las aguas residuales son las siguientes; alta productividad, alta eficiencia de remoción de nutrientes y contaminantes, alta predominancia en condiciones naturales adversas y fácil cosecha. Lemna minor cumple con todas estas características y gracias a esto ha sido empleada en sistemas de descontaminación de aguas.

La capacidad de fitorremediación de fosfatos fue estudiada en condiciones de laboratorio por Obek y Hasar (2002) quienes encontraron que la concentración inicial de 15 mg/L fue reducida a 0.5 mg/L al final de un periodo de 8 días. Presenta dos tipos de propagación: Por reproducción sexual, con producción de semillas como resultado de la unión de gametos masculino y femenino, la cual ocurre en un período estacional. Por reproducción vegetativa o asexual, es decir, que una parte de la planta da lugar a una nueva planta, cuyo proceso se da en períodos cortos (8 días) y sujeto a las condiciones ambientales del lugar.

En cuanto a materiales inorgánicos, las Lemnaceae absorben los macronutrientes esenciales para la planta en cantidades y proporciones que obviamente dependen de la concentración y de la razón del cultivo. Cuando la meta de una etapa particular del tratamiento de aguas residuales es la liberación del agua limpia hacia el flujo local, aumentando la evidencia para el rol central del fósforo en la eutrofización, se sugiere que plantas tales como las Lemnáceas podrían ser usada para removerlo. El crecimiento de Lemnáceas puede proveer condiciones favorables para poblaciones de Daphnia y otros metazoarios microscópicos que contribuyen a la purificación del agua por devoramiento de bacterias y células de algas.

La totalidad de nutrientes que absorben estas plantas provienen del Lago; la mayoría de estas macrófitas se encuentran en aguas ricas en sales disueltas, aguas servidas, con lato contenido de nutrientes, a la que mediante recientes investigaciones se le consideró como un indicador de la contaminación y/o eutrofización de aguas (Wetzel, 1981). Las Lemnáceas en el tratamiento de aguas servidas (Manual de operación ZAS, s/f)

En EEUU, antes de 1989, las Lemnáceas comerciales para tratar aguas servidas. En 1989, The Prism Group, inició un proyecto piloto en Bangladesh para desarrollar sistemas de cultivo para Lemnáceas y probar su valor como alimento para peces. Un proyecto anterior en Perú investigó el valor nutricional de la harina de Lemnáceas como alimento para aves.

Las Lemnáceas han mostrado un alto potencial como plantas acuáticas para el tratamiento de aguas servidas a causa de su rápida tasa de crecimiento, facilidad de cosecha, alto valor nutritivo, alto contenido inorgánico, períodos extensos de cultivo y cosecha, tóxica para los animales, y carentes de plagas serias.

El cultivo de Lemnáceas es esencial por su utilización como "filtro biológico". Las plantas que crecen asimilan nutrientes del afluyente de aguas residuales y sirven como una "aspiradora" cuando son cosechadas y tiradas de los estanques. Por lo tanto, la tarea es mantener condiciones favorables para el crecimiento, mantenimiento y remoción de nutrientes.

Ciertas Lemnáceas han demostrado habilidad para extraer rápidamente de las aguas algunos metales tales como zinc, manganeso y fierro. Cálculos teóricos muestran que las Lemnáceas tienen el potencial para remover grandes cantidades de nitrógeno, fósforo y potasio de las aguas servidas. Las Lemnáceas pueden ser útiles para tratar una variedad de aguas residuales generadas por plantas industriales y de procesamiento de animales y, muestran utilidad en la remoción de ciertos metales y productos sintéticos combinados, tales como insecticidas.

Las Lemnáceas acumulan abundantes metales pesados y blandos (Cd, Cu, Fe, Mn, Zn, Cr, Pb, Ni) asociados con las cenizas pesadas, en mayor grado de los que se ha encontrado en agua o sedimentos de las cenizas de carbón. La capacidad de las Lemnáceas para acumular metales pesados, potencialmente tóxicos, en sistemas de retención de cenizas de carbón, puede tener un rol importante sobre la remoción de estos elementos en un estanque estacional.

2.26. *Mecanismos de resistencia a metales pesados*

Metales tóxicos en las plantas

El nivel de tolerancia a la toxicidad de las plantas acuáticas y ribereñas en el Lago Titicaca, es un indicativo de la capacidad de absorción y acumulación de metales pesados como el hierro, manganeso, zinc, plomo, cobre, cadmio, cromo y níquel de estas plantas, y refleja su utilidad al ecosistema lacustre, porque intervienen en el proceso de depuración o biorremediación del agua.

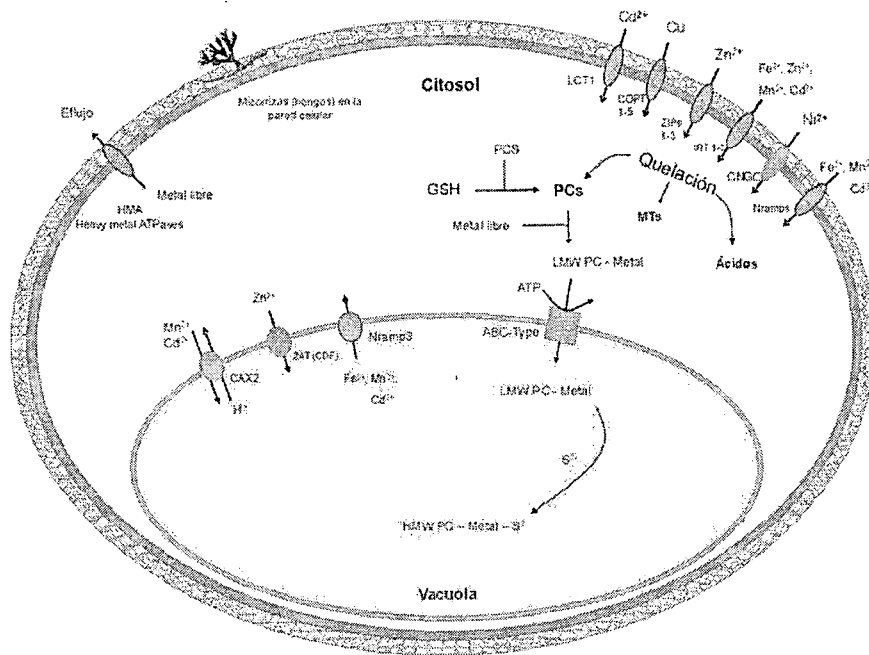


Figura 9 Mecanismos de tolerancia y acumulación de metales. 1. Micorrizas, 2. Exudados, pared celular, 3. Influjo-eflujo en la membrana plasmática x-eflujo en la membrana plasmática, 4. Quelación, 5. Compartimentalización, 6. . Influjo-eflujo en el tonoplasto, 7. Membrana plasmática: protección y reparación

2.27. Acumulación de metales pesados en las plantas

En el caso del Zinc, acuáticas de las colectadas en este trabajo, se observa en *Lemna minuta*, *Myrophyllum quítense* y *Azolla fuliculoides*, con 274.5, 245.6 y 207.8 mg/Kg, en los puntos Lt7(a), P6 (1) y Lt7 (8), respectivamente.

Aplicación de la cosecha de la lenteja de agua

Otro enfoque de las alternativas de uso de la lenteja de agua, artículo publicado en la Gaceta Universitaria N° 5, 1996; Goyzueta, G. Et al, manifiestan que la gran capacidad de absorción de nutrientes de la lenteja de agua, su composición proteica que llega a niveles entre 32 a 38% de materia seca, junto con otras cualidades minerales, permite la utilidad de la planta una vez cosechada la hacen promisorias para los siguientes usos:

- a) Con fines agrícolas: como abono verde, luego de su composición contribuye como abono orgánico de alta calidad de rendimiento, su capacidad de uso es de 3 Tm/ha.
- b) Producción de compost: se obtiene abono orgánico de alta calidad de composteo de 4 a 5 meses.
- c) Con fines forestales: La producción de plantones forestales es fundamental para controlar la erosión de laderas, sin ella ocurre arrastre de materiales que terminan en el Lago Titicaca. Las camas de almácigo requieren 1 m³ de abono natural (estiércol) que es caro y puede ser sustituido por la lenteja de agua, como abono verde.
- d) Con fines de lombricultura y producción de humus: La lenteja de agua con 14 a 18 días de precomposteo puede ser utilizado para la crianza de lombrices, los que pueden tener niveles de 68 a 82% de proteínas.
- e) Con fines de producción de biogás.
- f) Con fines alimenticios: la lenteja de agua por su alto contenido proteínico, puede ser fuente alimenticia, previamente preparada como alimento balanceado (pelets), hay experiencias de ello en la UNA-Puno, UNALM-Lima y PELT, para la crianza de pollos y cerdos. Como alimento fresco es también una potencialidad de uso, con fines ganaderos y avícolas.

2.28. Como entran en la cadena trófica

Existe el peligro, de que a través de aguas de filtración de basuras no controladas, los metales pesados lleguen al agua subterránea y superficial, los metales pesados que llegan al agua, se diluyen relativamente rápido. La situación para el cuerpo de agua se torna especialmente crítica cuando la capacidad de adsorción de los sedimentos esta agotada.

Sin embargo, incluso antes de este momento, metales pesados sedimentados pueden movilizarse y actuar ecotoxicológicamente. El cadmio, y eventualmente diferente para ingresar a la cadena alimenticia. Especialmente el cadmio puede sustituir al Zn en enzimas coníferas. Aunque de esta manera las enzimas pierden su efecto, los organismos, que incorporaron Cd, pueden servir de alimento para otros seres vivos, y de esta manera el Cd se infiltra en la cadena alimenticia. Relaciones alimentarias que mantienen los seres vivos por las cuales uno es comido por otro que, a su vez, sirve de alimento a un tercero, y así sucesivamente. *Enkerlin*.

Tabla 8 Valores limites para concentraciones tolerables de metales pesados en unidades mg/kg de acuerdo kloke^a

METALES	RANGO DE CONCENTRACIÓN COMÚN	CONCENTRACIÓN MÁXIMA TOLERABLE
ARSÉNICO	<0.1 - 0.5	20
CADMIO	0,1 - 1	3
COBRE	1 - 20	100
MERCURIO	0.1 - 1	2
PLOMO	0,1 - 20	100

Source: KLOKE (1980) Mitteilungen des Verbandes Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLFA) según U. WERS E. 1991).

CAPITULO III

METODOLOGIA

3.1. *Ubicación y características del medio experimental*

El presente trabajo de investigación se realizó en la ciudad de Puno, en la Universidad Nacional del Altiplano, en laboratorio de investigación de control y Calidad Ambiental, el monitoreo experimental se ha realizado en el laboratorio con aguas de la bahía interior de la ciudad de Puno, dentro del aspecto geológico, algunos autores consideran al lago Titicaca como el resto de una antigua masa continental en proceso de extinción. Se considera que el origen del lago Titicaca, se remonta desde el período Pleistoceno de la Era Cenozoica (6-8 millones de años) y que la cuenca que hoy ocupa se originó por fallas tectónicas ocurridas en esa época.

3.2. *Recolección del material vegetal.*

La macrofita acuática necesaria para la experimentación debió reunir las siguientes características:

- a. Encontrarse disponible todo el año
- b. Recolección sencilla
- c. Tasa de reproducción alta
- d. Accesible transporte de la macrofita

3.3. Muestreo

El muestreo se realizo, durante el año 2009, se realizaron la recolecta de plantas flotantes, *Lemna gibba*, *Azolla fuliculoides*, en el lugar de Distrito de Paucarcolla de los ojos manantiales de lugar phaccha, a 14 km de la ciudad de Puno cuya lámina de agua osciló entre 40-90 cm de profundidad, la lenteja de agua y azolla para su recolección de utilizaron un tamiz tipo colador de escurrimiento de agua. Y posteriormente se traslado en bolsas de polietileno previamente identificadas, hacia el laboratorio de investigación de UNA-Puno

3.4. Preparación de la biomasa acuática

Se realizaron los tratamientos de físicos de lavado con agua descionizada, y un tratamiento químico de desinfección con ácido clorhídrico 0.01N,

3.5. Preparación del contacto entre la biomasa bioabsorbente experimental en la solución acuosa de agua contaminada.

Se realizo la toma de muestras de agua (contaminada) de la bahía interior de puerto muelle Puno, se prepararon la medición de agua contaminada un volumen de un litro, los cuales han sido vertido en deposito de polietileno, posteriormente se pesaron las especies acuáticas la cantidad de 10 gramos, luego se vertieron al experimento para la remoción de metales pesados de Plomo y Cadmio respectivamente. La cuantificación de plomo y cadmio se realizo mediante la técnica de complexometria, se cuantificaron el porcentaje de remoción y la capacidad de bioabsorción de plomo y cadmio por estas plantas acuáticas.

3.6. Metodología de ejecución

Se uso el método Complejometría EDTA. 0.01 M., por titulación con el reactivo de Etilendiaminotetraacético ácido disódico (EDTA) ha demostrado ser eficiente en la remoción de metales de Cadmio (Cd), plomo (Pb). se pesaron 10 gramos de planta semihúmeda de ambas especies acuáticas y se introdujeron a los contenedores de polietileno de capacidad de 1 litro de agua de la bahía (contaminada), se colocaron respectivamente las especies acuáticas adaptándolas a condiciones ambientales del laboratorio, con el objetivo de determinar la capacidad de remoción y biosorción de metales de cadmio Cd (II) y plomo Pb (II), bajo controles de tratamiento T1, 5 días, T2, 10 días, T3, 15 días T4, 20 días, T5, 25 días, T6, 30 días y un tratamiento cero se efectuó los análisis físico químicos de la muestra en blanco y los resultados fueron tal como se muestra en el tabla N°11.

3.7. Determinación de absorción de metales pesados de lenteja de agua y azolla con aguas de bahía interior

La absorción de metales pesados, por las plantas acuáticas *Lemna gibba*, y *Azolla fuliculoides* se pesaron 10 gr., y se colocaron, en envases de un litro de polietileno, para sus respectivas evaluaciones, se inicio de la siguiente manera (0) días y los análisis se llevaron cada 5, 10, 15, 20, 25 y 30 días llegando a analizar el agua cada cinco días y finalmente llegando a culminar los 30 días, de esta manera sea efectuado la cuantificación de análisis químico.

III.8. Tratamiento estadístico

En cada apartado de este capítulo se ha descrito la forma de obtener y analizar los resultados para cada experimento de las plantas acuáticas. Sin

embargo, para el proceso de los datos globales se ha procedido a calcular los promedios, las desviaciones estándar, las diferencias significativas entre tratamientos y se realizaron las pruebas de regresiones lineales con el programa Statisgraphis v. 5.2.

CAPITULO IV

RESULTADOS Y DISCUSION

4.1. Análisis químico de agua antes de absorción de Cadmio y Plomo (mg/l).

Los resultados obtenidos de análisis de agua realizados en el Laboratorio de "Calidad Ambiental" de UNA-PUNO, se puede apreciar en el análisis físico químico de las aguas de procedencia de la lenteja y azolla de Lugar de Paucarcolla y la bahía interior del lago antes de sembrar las plantas acuáticas es como sigue:

Tabla 9 Caracterización físico – química del agua del hábitat de la Azolla (*Azolla sp*) y lenteja de agua (*Lemna sp*),

Parámetros	Azola	Lenteja de agua
Cloruros (mg/l)	44.99	45.99
Dureza (mg/l)	130.12	122.36
Sulfatos (mg/l)	114.00	89.00
Alcalinidad (mg/l)	240.00	230.00
pH	6.65	6.50
Temperatura (°C)	12.4	12.9
Eh (mV)	-4.7	3.3
Conductividad (µS/cm)	868	808
Salinidad (%)	0.2	0.1
TDS (mg/l)	409	380

Donde: pH = potencial de hidrogeniones; Eh = potencial óxido – reducción;

TDS = Sólidos disueltos totales.

Las muestras de lenteja de agua (*Lemna gibba* L.) y helecho de agua (*Azolla filiculoides* Lam.), fueron recolectadas del manantial lugar paccha del distrito de Paucarcolla (Provincia y Región de Puno - Perú), en el que los factores físico – químicos se presentan en el cuadro 3.1. El helecho de agua, pertenece a un género que tiene un amplio intervalo altitudinal de distribución, que va desde el nivel del mar hasta los 5000 m de altitud (Lumpkin y Plucknett, 1980), en general prefiere condiciones frías y semisombreadas y se desarrolla mejor en contenidos altos de fósforo, tanto en el agua como en el suelo, reportándose para nuestra región la especie *Azolla filiculoides* Lam. (Espinoza y Gutiérrez, 2006).

Evaluación de la influencia de los parámetros físico – químicos en el proceso de bioasorción de plomo por lenteja (*lemna giba* l.) y helecho de agua

(*azolla filiculoides* lam.) Los ecosistemas acuáticos son los recipientes finales de la contaminación por metales pesados (Idodo – Umeh, 2002).

Tabla 10 Composición Físico-química del agua de la bahía interior de Puno del lago Titicaca se realizo en el año 2009, se analizo en el Laboratorio de Investigación de Control Calidad Ambiental de la UNA. Puno

Parámetros	Concentración	Unidades
T°	15.3	°C
Ph	6.36	
Eh	30.5	Mv
Conductividad	600.2	μS/cm
Salinidad	4	%
STD	700.	%
Alcalinidad total CaCO ₃	250.0	mg/L
Cloruros Cl ⁺⁺	200.0	mg/L

4.2. Capacidad de bioabsorcion de metales pesados

Los estudios de bioabsorcion de especies acuáticas y la capacidad de remoción y biosorción de Cd (II) y Pb (II) sobre el sobre las aguas contaminadas. El pH resulta en este caso también fue una de las principales variables que influyen en el proceso de biosorción, alcanzándose el valor máximo de biosorción a pH's próximos a 4,5 y 6,5 para el Plomo y el Cadmio, respectivamente. Los valores promedios del pH 6,65, coincidieron con lo reportado por Espinoza y Gutiérrez (2006) que variaron entre 6,6 a 8,7, y con lo reportado por Lumpkin y Plucknett (1980), quienes encontraron que el intervalo óptimo para el desarrollo del helecho de grupo porcentaje (*Azolla filiculoides* Lam.) se situó entre 4,5 a 8,0. Igualmente, este intervalo incluyó los valores reportados por Quintero y Ferrara – Cerrato (1988) que variaron entre 5,0 y 5,5 para el crecimiento de *A. caroliniana*. Por otro lado Jamnicka et al., (2004),

indica que esta especie fue encontrada en condiciones de pH 8,49 y una conductividad de 430 $\mu\text{S}/\text{cm}$, a una altitud de 125 msnm. El gran rango de concentraciones de metales pesados en las plantas acuáticas, aparentemente indica la diversa amplitud de contaminación de los biotopos acuáticos (Jamnicka et al., 2004). Las macrófitas que habitan los cuerpos acuáticos poseen la capacidad de adsorber los metales pesados contenidos en éstos (Osmolovskaya y Kurilenko, 2005).

4.3. Resultados de Cadmio

Tabla 11 Porcentaje de remoción de cadmio (%) de lenteja de agua.

Repeticiones	Tiempo de contacto (días)					
	5	10	15	20	25	30
R1	2,5907	8,2902	14,6373	37,4352	59,9741	62,5648
R2	2,2021	8,5492	15,0259	37,4352	60,2332	62,6943
R3	2,3316	8,1606	14,5078	37,1762	59,8446	62,4352
R4	1,9430	8,1606	14,6373	37,6943	59,9741	62,6943
R5	2,7202	8,5495	14,6373	37,5648	60,1036	62,4352
PROM	2,3575	8,3420	14,6891	37,4611	60,0259	62,5648
D.E.	0,3093	0,1965	0,1964	0,1921	0,1477	0,1296
C.V.	13,1180	2,3558	1,3373	0,5129	0,2460	0,2071

R1 a R5: repeticiones PROM; promedio, D.E. desviación estándar, C.V.: coeficiente de Variabilidad.

En la Tabla N°11 se observa el porcentaje de remoción de Cadmio (II) por lenteja de agua aumenta en el transcurso, del tiempo, la mas alta capacidad de bioadsorcion se observo a los 30 días de contacto en la solución acuosa, con un promedio de 62.5648 %. Y en el quinto se observa un porcentaje de remoción de 2.3575%, siendo esto el valor más bajo tal como se observa en la figura N°10. A los 5 días el coeficiente de variabilidad fue de

13.1180%, lo que nos indica que entre las repeticiones hubo una ligera dispersión de datos. Los resultados que se obtuvieron fueron que las planta acuática sumergida en la solución acuosa de agua contaminada a un pH 5, a 8.5, coinciden con lo reportado por Gardea et al. (1998).

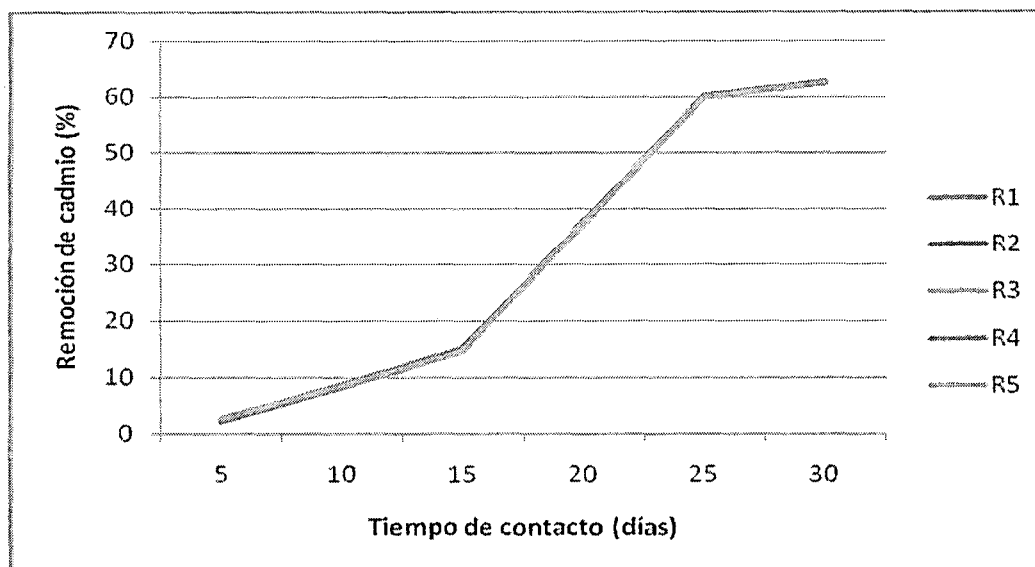


Figura 10 Porcentaje de remoción de cadmio por lenteja de agua, durante un tiempo de contacto de 30 días y una concentración inicial del metal de 0,077 mg/l.

Tabla 12 Capacidad de bioadsorción de cadmio (II) en (mg/g) de lenteja de agua.

	5	10	15	20	25	30
R1	0,2000	0,6400	1,1300	2,8900	4,6300	4,8300
R2	0,1700	0,6600	1,1600	2,8900	4,6500	4,8400
R3	0,1800	0,6300	1,1200	2,8700	4,6200	4,8200
R4	0,1500	0,6300	1,1300	2,9100	4,6300	4,8400
R5	0,2100	0,6600	1,1300	2,9000	4,6400	4,8200
PROM	0,1820	0,6440	1,1340	2,8920	4,6340	4,8300
D.E.	0,0239	0,0152	0,0152	0,0148	0,0114	0,0100
C.V.	13,1180	2,3549	1,3374	0,5129	0,2460	0,2070

En la tabla N° 12 se observa que la capacidad de bioadsorción de Cadmio (II) (mg/g) por lenteja de agua aumenta en el transcurso del tiempo, la más alta capacidad de bioadsorción se observó a los 30 días de tiempo de contacto en la solución acuosa contaminada, con un promedio de 4.83 mg de

Cd/g.de lenteja de agua, tal como se observa en la figura N°11. En general la captación catiónica incrementa a manera que el pH aumenta (Gardea et al., 2004).

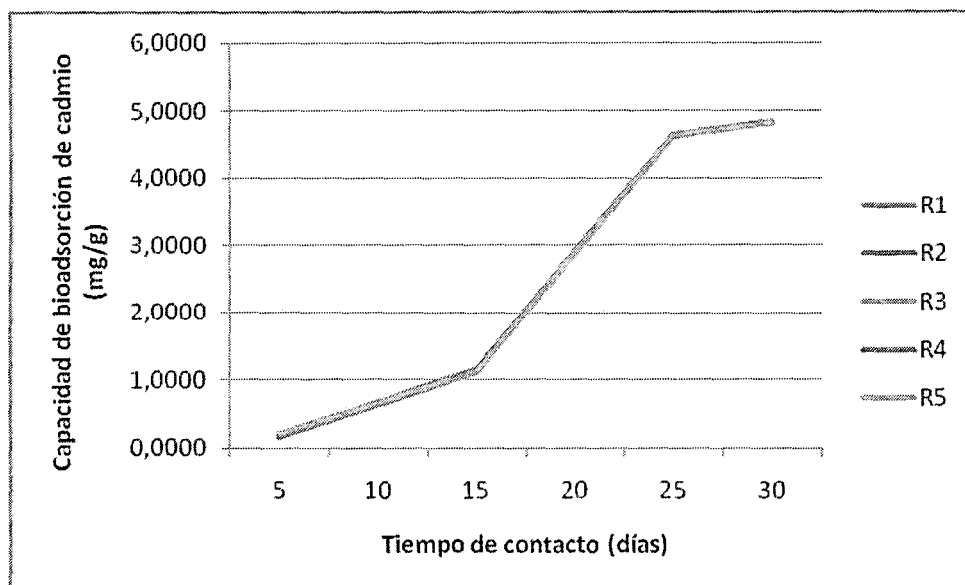


Figura 11 Capacidad de bioadsorción de cadmio por lenteja de agua, durante un tiempo de contacto de 30 días y una concentración inicial del metal de 0,0772 mg/l.

Tabla 13 Porcentaje de remoción (%) de Cadmio (II) por Azolla.

	5	10	15	20	25	30
R1	0,2591	11,9171	14,6373	15,1554	15,1554	15,285
R2	0,3886	11,7876	14,7668	14,7668	15,0229	15,1554
R3	0,2591	11,9171	14,6373	14,6373	15,1554	14,8964
R4	0,9067	11,7876	14,8964	15,0259	14,8964	15,0295
R5	0,5181	11,9171	14,7668	15,1554	15,1445	15,8031
PROM	0,4663	11,8653	14,7409	14,9482	15,0749	15,2339
D.E.	0,2686	0,0709	0,1084	0,2353	0,1144	0,3494
C.V.	57,5952	0,5978	0,7353	1,5741	0,7590	2,2939

En la tabla N° 13 se observa que el porcentaje de remoción de Cadmio (II) por Azolla, aumenta en el transcurso del tiempo el mas alto porcentaje de cadmio se observa a los 30 días con el 15.2339%, y en el quinto se observo un porcentaje de remoción de 0.4663%, siendo este el valor mas bajo, tal como se

observa el figura N° 12, asimismo se observó que a los 5 días, el coeficiente de variabilidad fue de 57.5978%, lo que nos indica que entre la repeticiones hubo una ligera dispersión de datos. Obteniendo una capacidad de bioadsorción de 74,2 mg/g de bioadsorbente (ambos autores fueron citados por Gardea et al., 2004); en cambio con respecto a los coeficientes de bioadsorción, nuestros resultados fueron menores a los mencionados anteriormente, en razón de que éste trabajo de investigación trabajamos con plantas acuáticas flotantes (*Lemna gibba* L. y *Azolla fuliculoides*).

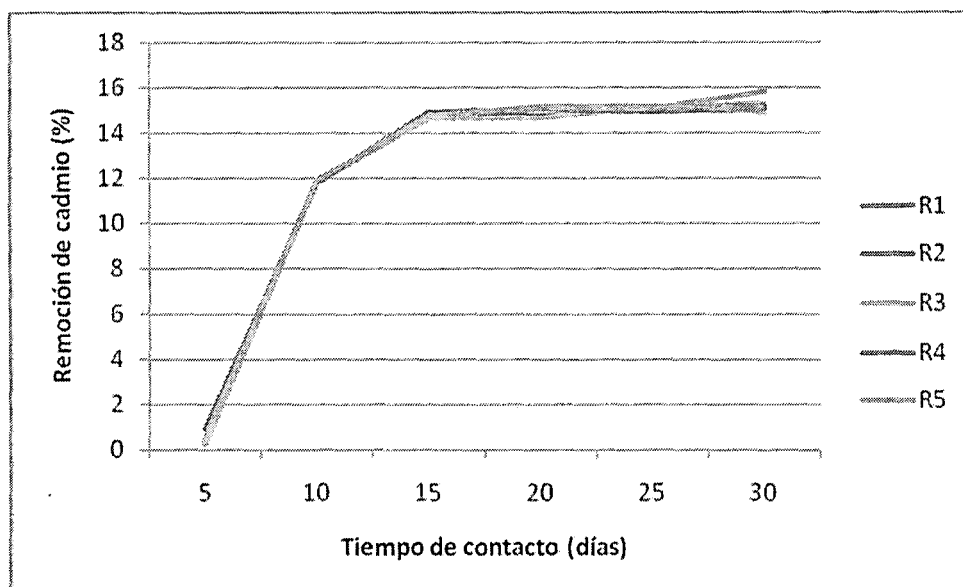


Figura 12 Porcentaje de remoción de Cadmio por Azolla, durante un tiempo de contacto de 30 días y una concentración inicial del metal de 0,0772 mg/l.

Tabla 14 Capacidad de bioadsorción de Cadmio (II), (mg/g) - Azolla.

	5	10	15	20	25	30
R1	0,0200	0,9200	1,1300	1,1500	1,1700	1,1800
R2	0,0300	0,9100	1,1400	1,1400	1,1600	1,1700
R3	0,0200	0,9200	1,1300	1,1300	1,1700	1,1500
R4	0,0700	0,9100	1,1500	1,1600	1,1500	1,1600
R5	0,0400	0,9200	1,1400	1,1700	1,1900	1,0700
PROM	0,0360	0,9160	1,1380	1,1500	1,1680	1,1460
D.E.	0,0207	0,0055	0,0084	0,0158	0,0148	0,0439
C.V.	57,6012	0,5980	0,7352	1,3749	1,2699	3,8335

En la tabla N° 14 se observa que la capacidad de bioadsorción de Cadmio (II) (mg/g) por azolla, aumenta en el transcurso, del tiempo, la mas alta capacidad de bioadsorción se observo a los 30 días de tiempo de contacto en la solución acuosa, con un promedio de 1.1440 mg. de Cd/g. de Azolla de agua, y su minima capacidad de absorción fue de 5 días de 0.0360 tal como se observa en el figura N° 13, los resultados de capacidad de biosorción fueron inferiores a los esperados de Kesikikan (2003).

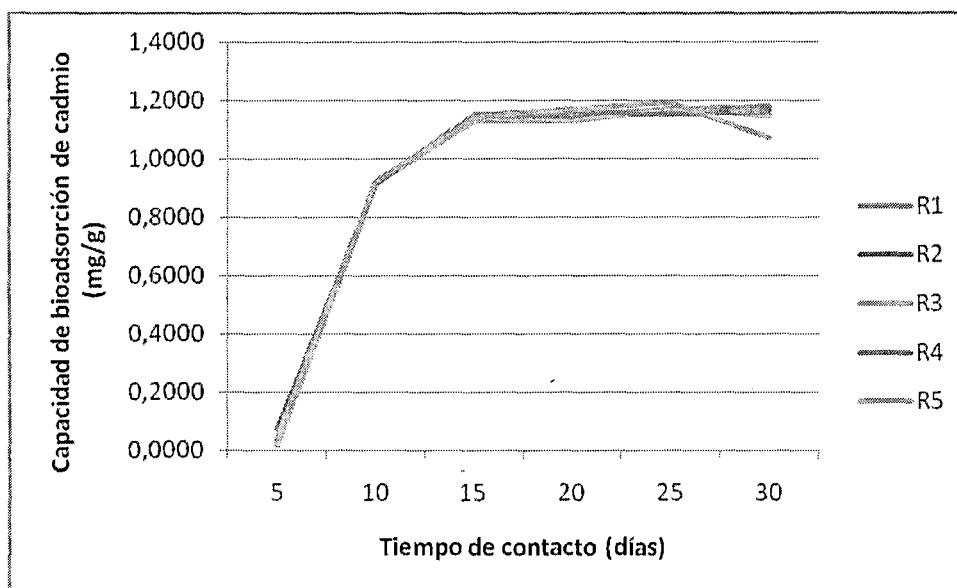


Figura 13 Capacidad de bioadsorción de Cadmio (II) por azolla de agua, durante un tiempo de contacto de 30 días y una concentración inicial del metal de 0,0772 mg/l.

4.4. Resultados de Plomo

Tabla 15 Porcentaje de remoción de plomo (%) por lenteja de agua.

	5	10	15	20	25	30
R1	0,2081	2,4974	22,16	50,5723	60,4579	65,3486
R2	0,9365	2,7055	22,4766	50,4683	59,4173	65,5567
R3	0,3122	2,2893	22,4766	50,6764	67,7419	65,2445
R4	0,5203	2,7055	22,2685	50,4685	68,7825	65,7648
R5	0,4162	2,4974	22,0604	50,7804	63,5796	65,8689
PROM	0,4787	2,5390	22,2384	50,5932	63,9958	65,5567
D.E.	0,2811	0,1741	0,1869	0,1356	4,2011	0,2653
C.V.	58,7353	6,8573	0,8385	0,2680	6,5647	0,4047

En la tabla N° 15 se observa que el porcentaje de remoción de Plomo (Pb) por Lenteja de agua, aumenta en el transcurso del tiempo el mas alto porcentaje de plomo se observa a los 30 dias con el 65.5567%, y en el quinto se observo un porcentaje de remoción de 0.4787%, siendo este el valor mas bajo, tal como se observa el figura N°14, asimismo se observo que a los 5 días, el coeficiente de variabilidad fue de 58.5978%, lo que nos indica que entre la repeticiones hubo una ligera dispersión de datos. Las condiciones a las que se someten para un proceso de biosorción, siendo mas ventajosa las plantas sumergidas (Al. Saadi et al, 2002; Cadwell et al., 2002).

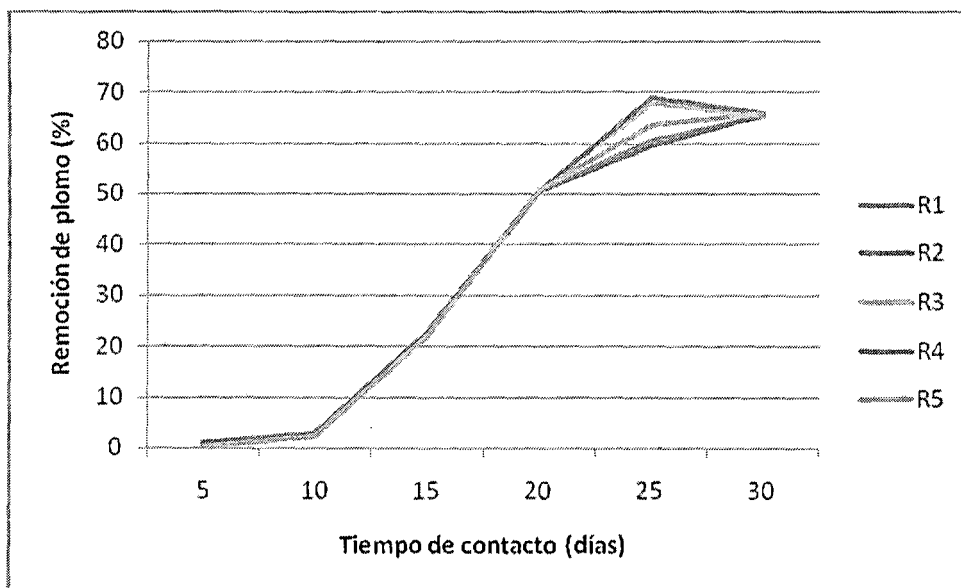


Figura 14 Porcentaje de remoción de plomo por lenteja de agua, durante un tiempo de contacto de 30 días y una concentración inicial del metal de 0,0961 mg/l.

Tabla 16 Capacidad de bioadsorción de plomo en (mg-g) por lenteja de agua.

	5	10	15	20	25	30
R1	0,2000	0,2400	2,1300	4,8600	5,8100	6,2800
R2	0,0900	0,2600	2,1600	4,8500	5,7100	6,3000
R3	0,0300	0,2200	2,1600	4,8700	6,5100	6,2700
R4	0,0500	0,2600	2,1400	4,8500	6,6100	6,3200
R5	0,0400	0,2400	2,1200	4,8800	6,1100	6,3300
PROM	0,0820	0,2440	2,1420	4,8620	6,1500	6,3000
D.E.	0,0698	0,0167	0,0179	0,0130	0,4037	0,0255
C.V.	85,1041	6,8579	0,8351	0,2682	6,5648	0,4047

En la tabla N° 16 se observa que la capacidad de bioadsorción de plomo por lenteja de agua aumenta en el transcurso, del tiempo, la más alta capacidad de bioadsorción se observo a los 30 días de tiempo de contacto con el agua contaminada, con un promedio de 6.3000 mg de Pb/g. de lenteja de agua, tal como se observa en la figura N°15. En este trabajo de investigación se obtuvo resultados alentadoras en el porcentaje de remoción de plomo por esta planta acuática en el que se obtuvo una remoción que oscilo entre 6500, mg de Pb/g. de lenteja de agua.

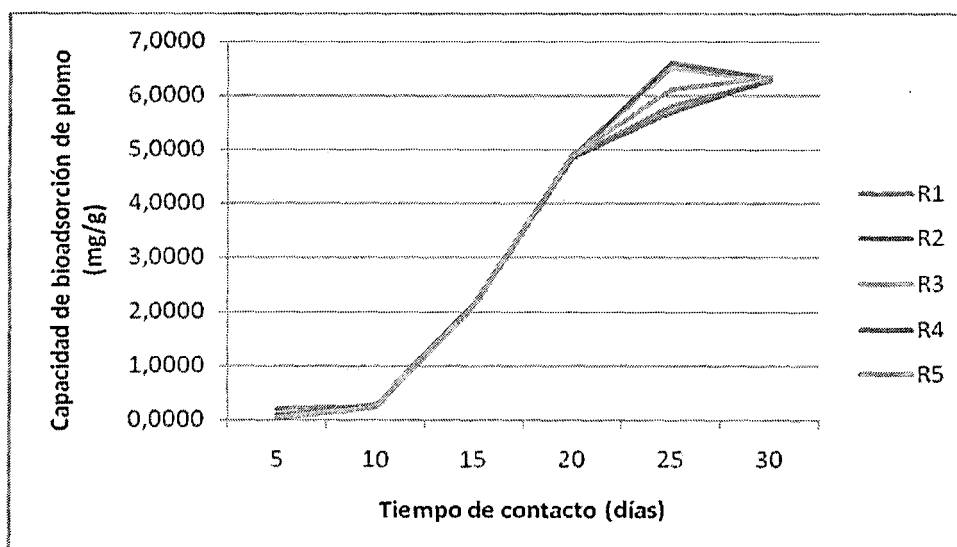


Figura 15 Capacidad de bioadsorción de plomo (mg/g) por lenteja de agua, durante un tiempo de contacto de 30 días y una concentración inicial del metal de 0,0961 mg/l.

Tabla 17 Porcentaje de remoción de plomo (%) por Azolla

	5	10	15	20	25	30
R1	7,7003	25,8065	27,6795	27,9917	28,0957	28,0957
R2	7,4922	27,3673	27,4714	27,7836	27,8876	28,0957
R3	12,9032	29,7607	27,7836	28,0957	28,0951	27,9917
R4	7,8044	17,2737	27,8876	27,6795	27,9917	28,1998
R5	7,9084	27,7836	27,5754	28,1998	28,1998	28,3039
PROM	8,7617	25,5984	27,6795	27,9501	28,0540	28,1374
D.E.	2,3203	4,8624	0,1645	0,2158	0,1186	0,1187
C.V.	26,4821	18,9951	0,5944	0,7720	0,4227	0,4217

En la Tabla N° 17, se observa que el porcentaje de remoción de Plomo (Pb) por Azolla fuliculoide de agua, aumenta en el transcurso del tiempo con la solución acuosa, el mas alto porcentaje de plomo se observa a los 30 días con el 28.1374%, y en el quinto día se observo un porcentaje de remoción de 8.7617%, siendo este el valor mas bajo, tal como se observa en la figura N° 16, asimismo se observo que a los 5 días, el coeficiente de variabilidad fue de 26.4821%, lo que nos indica que entre la repeticiones hubo una ligera dispersión de datos. En comparación en lugares donde acumulan el plomo en las plantas acuática como la azolla se desarrollan en aguas extremadamente contaminados y son capaces de acumular concentraciones elevadas de metales en la parte aérea (Gabsu & Akorta, 2001; Karenlampi et al., 2000).

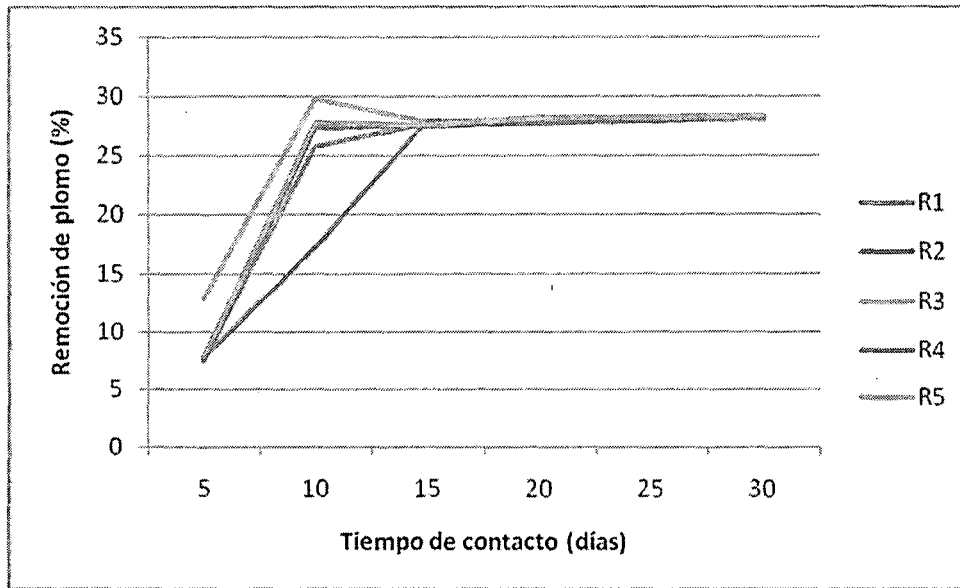


Figura 16 Porcentaje de remoción de plomo por helecho de agua, durante un tiempo de contacto de 30 días y una concentración inicial del metal de 0,0961 mg/l.

Tabla 18 Capacidad de bioadsorción de plomo (mg-g) por azolla.

	5	10	15	20	25	30
R1	0,7400	2,4800	2,6600	2,6900	2,7000	2,7000
R2	0,7200	2,6300	2,6400	2,6800	2,6800	2,7000
R3	0,7400	2,8600	2,6700	2,7000	2,7000	2,6900
R4	0,7500	1,6600	2,6800	2,6600	2,6900	2,7100
R5	0,7600	2,6700	2,6500	2,7100	2,7100	2,7200
PROM	0,7420	2,4600	2,6600	2,6880	2,6960	2,7040
D.E.	0,0148	0,4673	0,0158	0,0192	0,0114	0,0114
C.V.	1,9990	18,9951	0,5944	0,7156	0,4229	0,4217

En la tabla N° 18 se observa que la capacidad de bioadsorción de plomo por Azolla (helecho de agua) aumenta en el transcurso del tiempo, la mas alta capacidad de bioadsorción se observo a los 30 días de contacto con el agua contaminada, con un promedio de 2.7040 mg de Pb/g. de lenteja de agua, y en el quinto dia se observo una capacidad de biosorción de 0.7420 (mg/g) de azolla de plomo, Estos resultados estuvieron influidos por el pH al cual fueron

sometidos, es así a pH bajos la captación de metales pesados de la biomasa son generalmente protonados o cargados positivamente, por lo que ocurre un repulsión entre los cationes metálicos y la biomasa Pankit & Bhawe (2002) y Shiny et al. (2004). tal como se observa en la figura N°17.

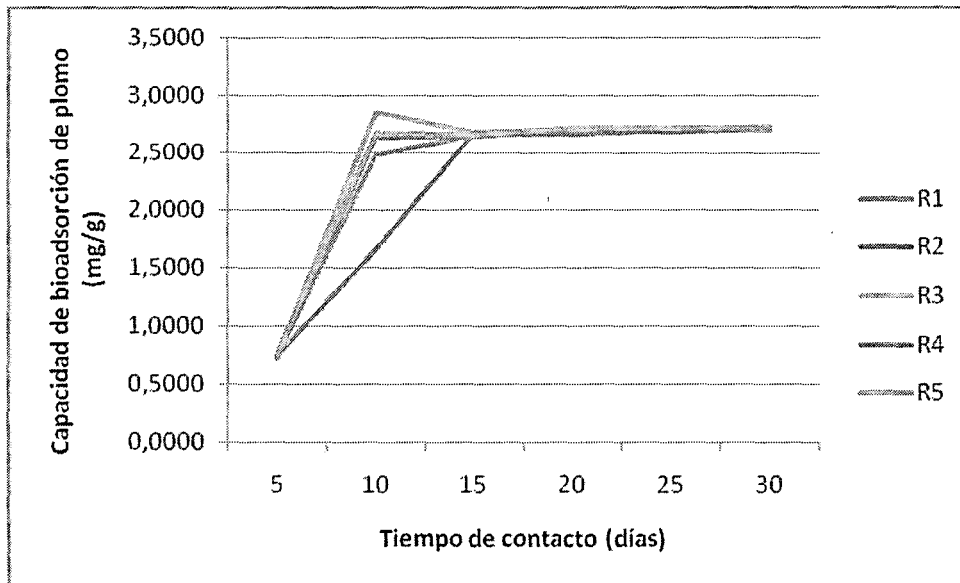


Figura 17 Capacidad de bioadsorción de plomo (mg/g) por helecho de agua, durante un tiempo de contacto de 30 días y una concentración inicial del metal de 0,7400 mg/l.

PRUEBAS DE REGRESION Y CORRELACION

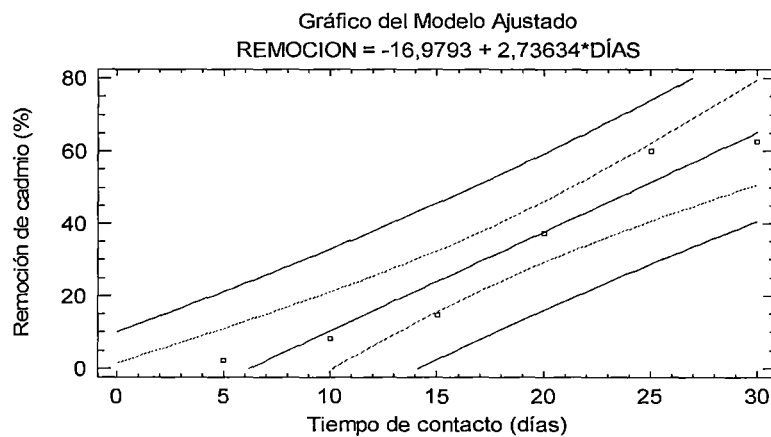


Figura 18 Prueba de regresión lineal de la remoción de cadmio por lenteja de agua.

En la figura 18, se observa que a medida que pasa el tiempo de contacto, el porcentaje de remoción de cadmio por lenteja de agua aumenta ($r = 0.97017$), por lo que se obtuvo una correlación fuerte y positiva entre estas dos variables (remoción de cadmio y tiempo de contacto); mientras que el valor del coeficiente de determinación nos indica que el 94,123 % de la capacidad de bioadsorción de cadmio por lenteja de agua, fue influenciado por la variable tiempo de contacto, mientras que un 5,877 % lo influyeron otros factores.

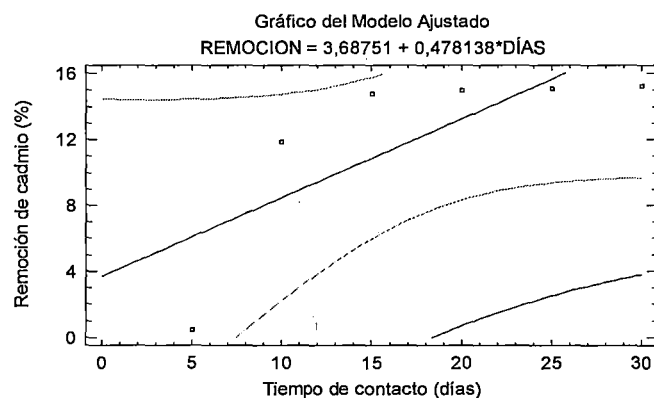


Figura 19 Prueba de regresión lineal de la remoción de cadmio por helecho de agua.

En la figura 19, se observa que a medida que pasa el tiempo de contacto, el porcentaje de remoción de cadmio por *Azolla filiculoides*, aumenta ($r = 0,768978$), por lo que se obtuvo una correlación fuerte y positiva entre estas dos variables (remoción de cadmio y tiempo de contacto); mientras que el valor del coeficiente de determinación nos indica que el 59,1327 % de la capacidad de bioadsorción de cadmio por *Azolla* de agua, fue influenciado por la variable tiempo de contacto, mientras que un 40.867 % lo influyeron otros factores.

4.5. Remoción de plomo (Pb)

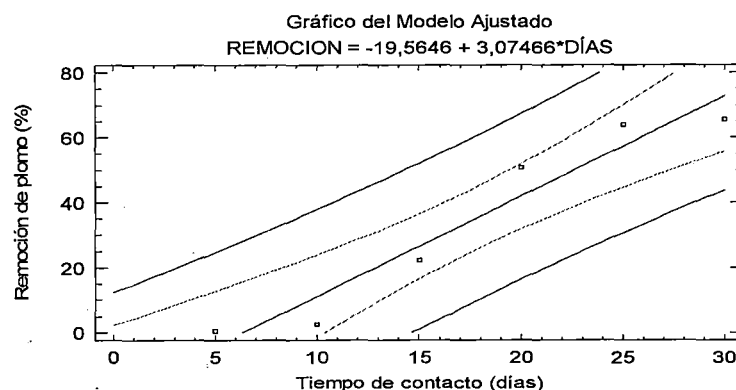


Figura 20 Prueba de regresión lineal de la remoción de plomo por lenteja de agua.

En la figura 20, se observa que a medida que pasa el tiempo de contacto, el porcentaje de remoción de plomo por lenteja de agua, aumenta ($r = 0,9672$), por lo que se obtuvo una correlación fuerte y positiva entre estas dos variables (remoción de plomo y tiempo de contacto); mientras que el valor del coeficiente de determinación nos indica que el 93.5476 % de la capacidad de bioadsorción de cadmio por lenteja de agua, fue influenciado por la variable tiempo de contacto, mientras que un 6.4524 % lo influyeron otros factores

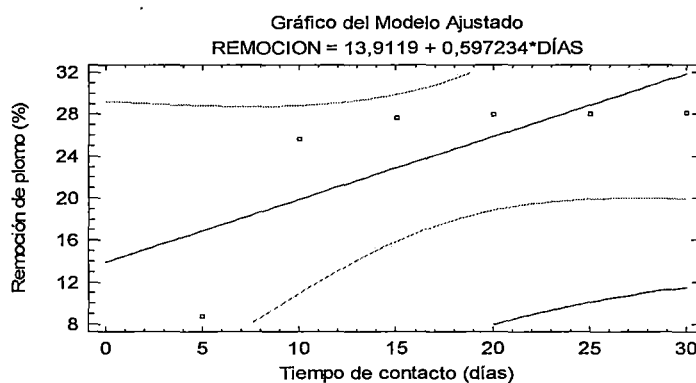


Figura 21 Prueba de regresión lineal de la remoción de plomo por helecho de agua.

En la figura 21, se observa que a medida que pasa el tiempo de contacto, el porcentaje de remoción de plomo por lenteja de agua, aumenta ($r = 0,725273$), por lo que se obtuvo una correlación fuerte y positiva entre estas dos variables (remoción de plomo y tiempo de contacto); mientras que el valor del coeficiente de determinación nos indica que el 52.6022 % de la capacidad de bioadsorción de cadmio por lenteja de agua, fue influenciado por la variable tiempo de contacto, mientras que un 6.4524 % lo influyeron otros factores

CONCLUSIONES

Primero. A través de esta investigación se presentó y se demostró los beneficios de la biorremediación como método de limpieza de aguas contaminados y que es una alternativa viable, aunque aún está en proceso de desarrollo. Además se demostró que la lenteja de agua y *Azolla filiculoides* tiene la capacidad de remover los metales pesados cadmio y plomo si las condiciones adecuadas se encuentran presentes.

Segundo. El porcentaje de remoción de Cadmio (II) según la tabla N° 11, se observa que la lenteja de agua en el transcurso del tiempo aumenta capacidad de remoción de biosorción de metales a los 30 días de contacto con el agua contaminada fue 62.5648 %. Y en el quinto día el valor mas bajo de porcentaje de remoción ha sido 2.3575%, tal como se observa en la figura N° 10. A los 5 días el coeficiente de variabilidad fue de 13.1180%, lo que nos indica que entre las repeticiones hubo una ligera dispersión de datos. Los resultados que se obtuvieron fueron que las planta acuática sumergida en la solución acuosa de agua contaminada a un pH 5, a 8.5, coinciden con lo reportado por Gardea et al. (1998).

Tercero. La capacidad de bioadsorción de Cadmio (II) en (mg/g) de lenteja de agua según la tabla N° 12 se observa que la lenteja de agua aumenta en el transcurso del tiempo, la más alta capacidad de bioadsorción se observo a los 30 días de tiempo de 4.83 mg de Cd/g. de lenteja de agua, y un mínimo de bioadsorción de cinco días fue de 0.1820 mg. de Cd. (II)/g., tal como se observa en la figura N°11. En general la captación catiónica incrementa a manera que el pH aumenta (Gardea et al., 2004).

Cuarto. El porcentaje de remoción de Cadmio (II) por Azolla, según la tabla N° 13 se observa que aumenta en el transcurso del tiempo el mas alto porcentaje de cadmio se observa a los 30 días con el 15.2339%, y en el quinto se observo un porcentaje de remoción de 0.4663%, siendo este el valor mas bajo, tal como se observa el figura N° 12, asimismo se observo que a los 5 días, el coeficiente de variabilidad fue de 57.5978%, lo que nos indica que entre la repeticiones hubo una ligera dispersión de datos, según resultados de los autores por Gardea et al., 2004, la capacidad de bioadsorción fue 74,2 mg/g. por azolla Lam.

Quinto. La capacidad de bioadsorción de Cadmio (II) (mg/g) por azolla, según la tabla N° 14 se observa que aumenta en el transcurso, del tiempo, la mas alta capacidad de bioadsorción se observo a los 30 días de tiempo de contacto en la solución acuosa, con un promedio de 1.1440 mg. de Cd/g. de Azolla de agua, y su mínima capacidad de absorción fue de 5 días de 0.0360 (MG/g) por abolla tal como se observa en el figura NC 13, los resultados de capacidad de biosorción fueron inferiores a los esperados de Keskikan (2003).

Sexto. El porcentaje de remoción de Plomo (II) por Lenteja de agua, según la tabla N° 15 se observa que aumenta en el transcurso del tiempo el mas alto porcentaje de plomo se observa a los 30 días con el 65.5567%, y en el quinto se observo un porcentaje de remoción de 0.4787%, siendo este el valor mas bajo, tal como se observa el figura N° 14, asimismo se observo que a los 5 días, el coeficiente de variabilidad fue de 58.5978%, lo que nos indica que entre la repeticiones hubo una ligera dispersión de datos. Las condiciones a las que

se sometieron para un proceso de biosorción, siendo mas ventajosa las plantas sumergidas (Al. Saadi et al, 2002; Cadwell et al., 2002).

Séptimo. La capacidad de bioadsorción de plomo (II), (mg/g) por lenteja de agua según la tabla N° 16 se observa que aumenta en el transcurso, del tiempo, la más alta capacidad de bioadsorción de 30 días de tiempo de contacto con el agua contaminada, con un promedio de 6.300 mg de Pb/g. de lenteja de agua, tal como se observa en la figura N° 15. y un mínimo de 5 días de 0.0820 mg de Pb/g., de lenteja de agua, y con coeficiente de variabilidad de 85.104. En este trabajo de investigación se obtuvo resultados alentadores en la capacidad de biosorción de plomo por esta planta acuática.

Octavo. El porcentaje de remoción de Plomo (II) por Azolla filiculoide de agua, según la tabla N° 17, se observa que, aumenta en el transcurso del tiempo con la solución acuosa, el más alto porcentaje de plomo se observa a los 30 días con el 28.1374%, y en el quinto día se observo un porcentaje de remoción de 8.7617%, siendo este el valor más bajo, tal como se observa en la figura N° 16, asimismo se observo que a los 5 días, el coeficiente de variabilidad fue de 26.4821%, lo que nos indica que entre la repeticiones hubo una ligera dispersión de datos. En comparación en lugares donde acumulan el plomo en las plantas acuática como la abolla se desarrollan en aguas extremadamente contaminados y son capaces de acumular concentraciones elevadas de metales en la parte aérea (Gabú & Acorta, 2001; Karenlampi et al., 2000: Starret et al., 2001).

Noveno. Capacidad de bioadsorción de plomo (II) por Azolla fuliculoides (helecho de agua), según la tabla N° 18 se observa que la aumenta en el

transcurso del tiempo, la mas alta capacidad de bioadsorcion se observo a los 30 días de contacto con el agua contaminada, con un promedio de 2.7040 mg de Pb/g.de Azolla de agua, y en el quinto día se observo una capacidad de biosorción de 0.7420 (mg/g) de azolla de plomo, Estos resultados estuvieron influidos por el pH al cual fueron sometidos, según Pankit & Bhave (2002) y Shiny et al. (2004). A pH bajos la captación de metales pesados por la biomasa son generalmente protonados o cargados positivamente, por lo que ocurre un repulsión entre los cationes metálicos y la biomasa, tal como se observa en la figura N°17.

Décimo. De los resultados obtenidos la mayor cantidad de % Remoción, bioadsorción del metales pesados Cadmio (II), plomo (II), para azolla se observo entre los 15 a 25 días ha sido un porcentaje bajo de remoción y bioadsorción de metales pesados, mientras para la lenteja de agua la mas alta capacidad de remoción y bioadsorción fue entre los 15 a 30 días de tiempo de contacto en el agua contaminada, ha sido la mejor especie acuática de tres veces mejor que la azolla en biosorción de Cadmio(II) y Plomo(II) del presente trabajo de investigación, tal vez de mas elementos que estarían considerados por estudiar en los próximos trabajos de investigación.

Décimo primero. Se sugiere la entidades correspondientes de gobierno local, nacional y otros ONGs, de que no se mire a estas especies acuáticas existentes en nuestro lago como (lenteja de agua y Azolla), como especies negativos de contaminación ambiental, sino que estas plantas sirven como proceso de fitorremediación de extraer (metales pesados), metabolizar y acumular toda las sustancias toxicas presente en el agua de la bahía interior de la ciudad de Puno.

Décimo segundo. A partir de este trabajo de investigación han surgido muchas preguntas, lo cual deja espacio para investigaciones futuras relacionadas a este tema de fitorremediación y biorremediación, de aguas contaminadas de la bahía interior de Puno, con especies acuáticas

RECOMENDACIONES

Primero. Es una medida intermedia que se puede utilizar en algunas zonas de la ciudad se hace en combinación con un programa intensivo de educación ambiental y salud pública y saneamiento de la bahía interior de Puno.

Segundo. Este tratamiento, de fitorremediación es lo mas apropiado que fue comprobado con el presente estudio de investigación, utilizando estas especies acuáticas para la eliminación de desechos orgánicos e inorgánicos que existen en el agua de la bahía interior de Puno. Por frecuentes ingresos directos de aguas servidas de la ciudad hacia el interior de la bahía.

Tercero. una medida interina, práctica y de bajo costo, implicaría la el proceso de tratamiento de fitorremediación mediante estas especies acuáticas estudiadas en el presente trabajo de investigación, no solo para la bahía interior sino también en establecimiento de pequeñas lagunas o plantas de aguas residuales, o en los ingresos de descargas de aguas negras municipales que facilitarían su tratamiento por medio del cultivo y la cosecha con estas plantas acuáticas para disminuir las sustancias toxicas orgánicas y inorgánicas.

Cuarto. agrupar a las instituciones que realizan trabajos en el ámbito del lago Titicaca, con el fin de generar, acopiar información y del mismo modo aunar esfuerzos para dar solución a este problema "crónico", de contaminación de la bahía interior de Puno.

Quinto. se hace necesario continuar trabajos de esta misma naturaleza que nos conduzcan a una solución al problema de descontaminación acuática de la bahía interior, por biosorción mediante las plantas acuáticas nativas de nuestro

medio como la utilización de la "lenteja de agua" y azolla, a partir del presente trabajo de investigación.

BIBLIOGRAFIA

- AHALYA N., RAMACHANDRA T. Y KANAMADI R. 2003. Biosorption of heavy metals. *Research Journal of Chemistry and Environment*. Vol. 7(4). pp. 71 – 79.
- AL-SAADH H., AL – LAMI A., HASSAN F. Y AL – DULYMI A. 2002. AL-SAADH H., AL – LAMI A., HASSAN F. Y AL – DULYMI A. 2002. Heavy metals in water, suspended particles, sediments and aquatic plants in Habbaniya Lake, Iraq. *Inter. J. Environm. Studies*. Vol. 59: p. 598 – 598.
- BARBOZA Y FLORES (1998). Manual de operación de la zona de Agro-Saneamiento para el tratamiento de las Aguas Servidas Mediante el Cultivo de Lemnaceae. ZAS-PRISM. Trujillo.
- CARDWELL A., HAWKER D. Y GREENWAY M. 2002. Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland, Australia. *Chemosphere*. Vol. 48: p. 653 – 663.
- CHEN, D.F. Y HUANG, C.Y. 1987. Study on Azolla as a fish fodder. In: *Proceedings of the Workshop on Azolla Use*. International Rice Research Institute. Manila, p 270 Fitoextracción de Pb, Cr, Cd, Mn y Fe por plantas de *Scirpus americanus* (Tule) y *Typha latifolia* (Espadaña) en el Tanque Tenorio, San Luís Potosí.
- CLOSTRE G. E SUNI M. 2007. Efecto del nitrógeno, fósforo y potasio del medio de cultivo en el rendimiento y valor nutritivo de *Lemna gibba* L (Lmnaceae). *Rev. Perú Biol.* N° 13(3): 231 – 235 Avance de las ciencias biológicas en el Perú, Facultad de Ciencias Biológicas UNMSM.

- COOK C.D. and B.J. GUT. 1974. Water plants of the World: A manual for the identification of the genera of freshwater macrophytes. The Hague: Junk. 560 p.
- CORNEJO OLARTE, D.A. 2002. Utilización de la Lenteja de Agua (*Leona s.f.*). Para la eliminación de cianuro de aguas residuales 2002, tesis maestría UNA-Puno.
- CSUROS M. and Csaba Csuros. 2002. Environmental Sampling and Analysis for Metals Boca Raton, FL: Lewis Publishers, 368 pp. ISBN: 1-56670-572-X.
- DAVIS, T.A Volesky, B., Mucci, B.A. 2003. A review of the biochemistry of heavy metal biosorption by brown algae. Water Research 37, 4311-4311-4330.
- DEL PILAR ARROYAVE M. 2004. Revista EIA. ISSN 1794-1237 N° 1p.33-38 Escuela de Ingeniería de Antioquia Medellín (Colombia).
- DÍAS VALENCIA I. 2005 (18). La azolla fertilizante natural, UNSA-Arequipa Umbral del Saber.
- EHRlich, H. 1997. Microbes and metals. Appl. Microbiol Biotechnol Vol 48:687-692.
- ENKERLIN C., CANO G., Y GARZA CUEVAS (1997). Ciencia Ambiental y Desarrollo Sostenible pg.100-112 2da. Edición México.
- ESPINOZA, Y. y GUTIERREZ, R. 2003. Variabilidad intra específica de Azolla Filiculoides, colectadas en la zona centro-occidental de Venezuela. Rev. Fc. Agrom, abr. 2003, vol. 20 no.2, p.156-167.ISSN 0378-7818.

- GARBISU C. Y ALKORTA I. 2001. Phytoextracción: a cost – effective plant – based technology for the removal of metals from the environment. Review paper. *Bioresource. Technol.* Vol. 77: p. 229 – 236.
- GARDEA J., DE LA ROSA G. Y PERALTA J. 2004. Use of phytofiltration technologies in the removal of heavy metals: a review. *Pure. Appl. Chem.* Vol. 76, No. 4: p. 801 – 813.
- GARDEA-TORRESDY, J.L., K, J. TIEMANN, J.H.GONZALES, O. RODRIGUEZ, AND G. GAMEZ (1998). Phytofiltration of hazardous Cadmium, Chromium, Lead, and Zinc Ions by Biomass of *Melilotus sativa* (alfalfa). *J. Hazard Mater.*, 57, pp29-39.
- GUNTHER, T; U DORNBERGER & W FRITSCH. 1996. Effects of ryegrass on biodegradation of hydrocarbons in soil. *Chemosphere* 33(2):203-215.
- HAUSTEIN, A. (1985). Estudio de la lenteja de agua en aguas servidas. *Revista Científica UNMSM.* Lima.
- HOMRICH y et.al., 2003. Plantas Acuáticas: Absorbentes Naturais para a Melhoria da Qualidade das Aguas. *Agua: Fonte de Vida Brazil.*
- JONSON, DL; KL MAGUIRE; D.R. ANDERSON & SP MCGRATH. 2004. Enhanced dissipation of chrysene in planted soil: the impact of a rhizobial inoculum. *Soil Biology & Biochemistry* 36:33-38.
- KARENLAMPI S., Schat H., Vangronsveld J., Verkleij J., Lelie D., Mergeay M. y Tervahauta A. 2000. Genetic engineering in the improvement of plants for phytoremediation of metal polluted soils. *Environmental Pollution.* Vol. 107: p. 225 – 231.
- KESKINKAN, O., GOKSU, M.Z.L., YUCEER, A., BASIBUYUK, M. AND FORSTER, C.F. 2003. Heavy metal adsorption characteristics of a

- submerged aquatic plant (*Myriophyllum spicatum*). *Process Biochemistry*, 39(2), 179-183.
- MARGALEF Y M. COMELLAS, 1982. "Ecología de los recursos Naturales", traducido por: R., Ediciones Omega, S.A, pp 291.
- MIRANDA G., QUIROZ A. Y SALAZAR M. 2000. Cadmium and lead removal from water by the duckweed *Lemna gibba* L. (Lemnaceae). *Revista Hidrobiológica* Vol. 10, No. 1: pp. 7 – 12.
- MIRETZKY P., SARALEGUI A. Y FERNANDEZ A. 2006. Simultaneous heavy metal removal mechanism by dead macrophytes. Elsevier. *Chemosphere*. Vol. 62. pp. 247 – 254.
- NAVARRO A. J.P, AGUILAR A. I. Y LOPEZ-M.J-R. 2007. 2007. Aspectos bioquímicas y genéticas de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas Dpto. de biol. Vegetal. Escuela Superior de Ingenieros Agrónomos. Universidad Politécnica de Valencia .España.
- NORTHCOTE T.G., MORALES P., 1991. Del Texto "Contaminación en el lago Titicaca, Perú, capacitación, investigación y manejo", instituto de Aguas Alto Andinas, UNA Puno-Perú.
- OLGUIN, E. and E. HERNANDEZ 1998. Use of aquatic plants for recovery of nutrients and heavy metals from wastewater. Institute of Ecology, Environmental Biotechnology. Vancouver. Available from: www.idrcca/industry canada.
- OSMOLOVSKAYA N. Y KURILENKO V. 2005. Macrophytes in phytoremediation of heavy metal contaminated water and sediments in urban inland ponds. *Geophysical Research Abstracts*. Vol. 7. 4 p.

- PANKIT A. Y BHAVE S. 2007. Cooper metabolic defects and liver disease: environmental aspects. *Journal of Gastroenterology and Hematology*. Vol. 17, No. 3: p. 403 – 407.
- ROLDAN G. Y ALVARES L. 2002. Aplicación del jacinto de agua (*Eichhomia crassipes*) para el tratamiento de aguas residuales y opciones de rehúso de la biomasa producida. *Revista Universidad Católica de Oriente*. Vol. 15: p. 56 – 71.
- SCHNEIDER I., SMITH W. Y RUBIO J. 1999. Effect of mining chemicals on biosorption of Cu (II) by the non – living biomass of the macrophyte *Potamogeton lucens*. *Minerals engineering*. Vol. 12, No. 3: p. 255 – 260
- SHINY K., Remani K., Jalaja T. y Sasidharan V. 2004 Removal of chromium by two aquatic pteridophytes. *Journal of Environmental Science and Engineering*. Vol. 46, No. 3: p. 249 – 251.
- SIDDIQUI, S & WA ADAMS. 2002 SIDDIQUI, S & WA ADAMS. 2002. The fate of diesel hydrocarbons in soils and their effect on the germination of perennial ryegrass. *Environ Toxicol*. 17(1):49-62.
- VASUDEVAN, P., PADMAVATHY, V. AND DHINGRA, S. 2003. Kinetics of biosorption of cadmium on Baker's yeast. *Bioresource Technology* 89:281-287.
- VIJAYARAGHAVAN, k., Jegan, J., Palanivelu, K., and Velan, M. 2005. Batch and column removal of copper from aqueous solution using a brown marine alga *turnaria ornata*. *Chemical Engineering Journal*, 106:177-184.
- VOLKE, t. Velasco, J.y De la Rosa, D. 2005. Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación. Instituto Nacional de Ecología. Pp 144.

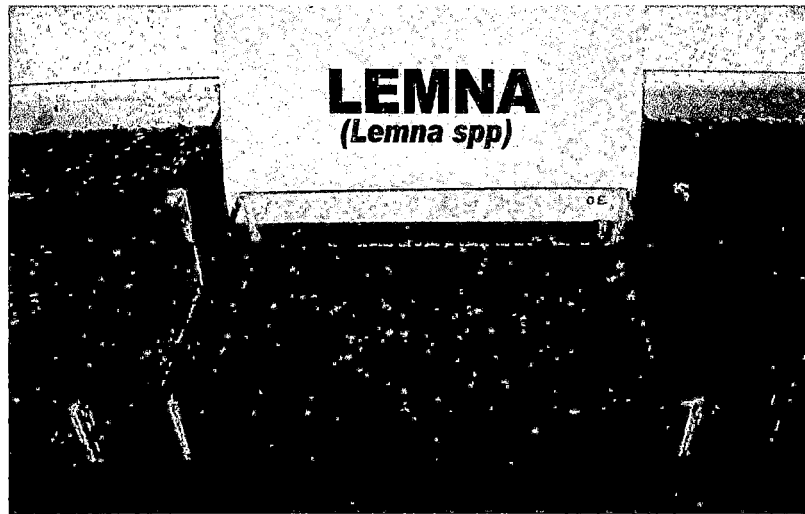
WETZEL R.G., 1983 "2da Edition, Limnology, W.B. Saunders Co.Philadelphia

WINKLER, M.A. 1994. Tratamiento Biológico de Aguas de Desecho, Editorial
Limusa, S.a. de C.v. Grupo Noriega Editores Balders 95, México, D.F.

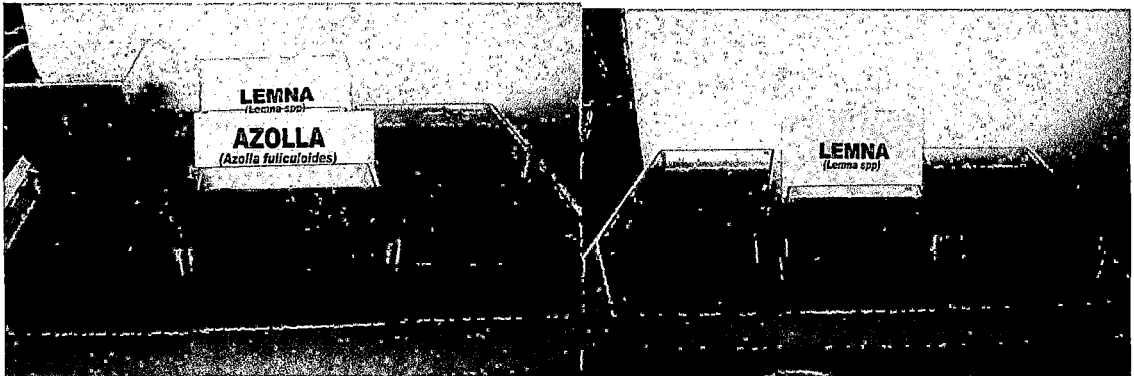
ZAMBRANO, J. 1974, Las Malezas acuáticas. Revista de la Facultad de
Agronomía (LUZ). 2(4):87-94. Colombia.

ANEXOS

A.

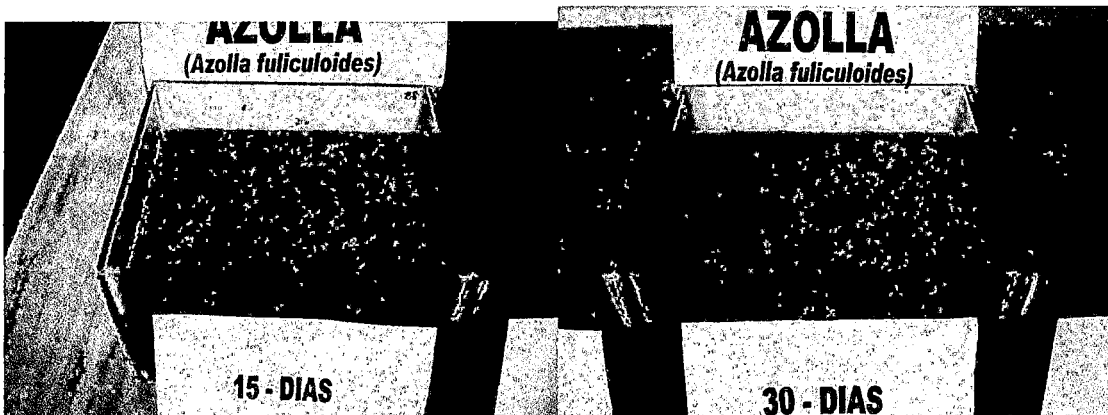


Anexo 1.A. Lenteja de agua

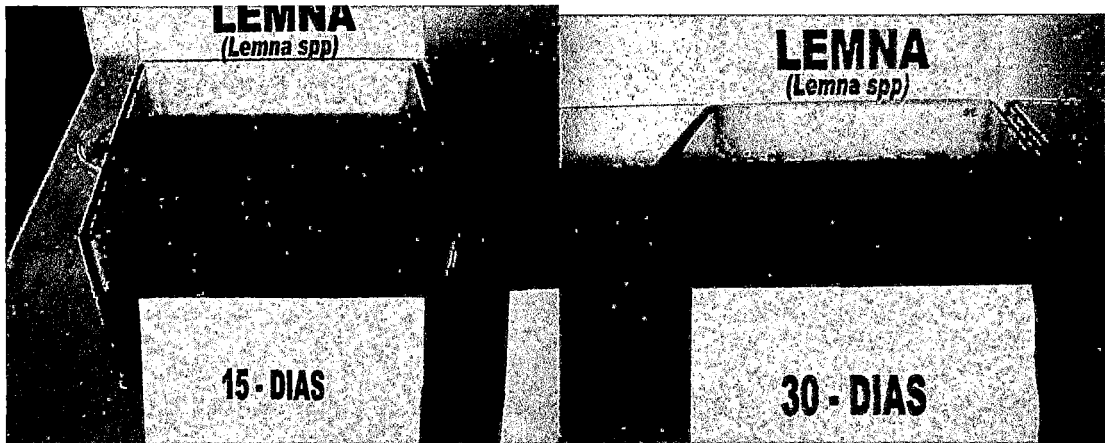


Anexo 2 A. Experimento con azolla

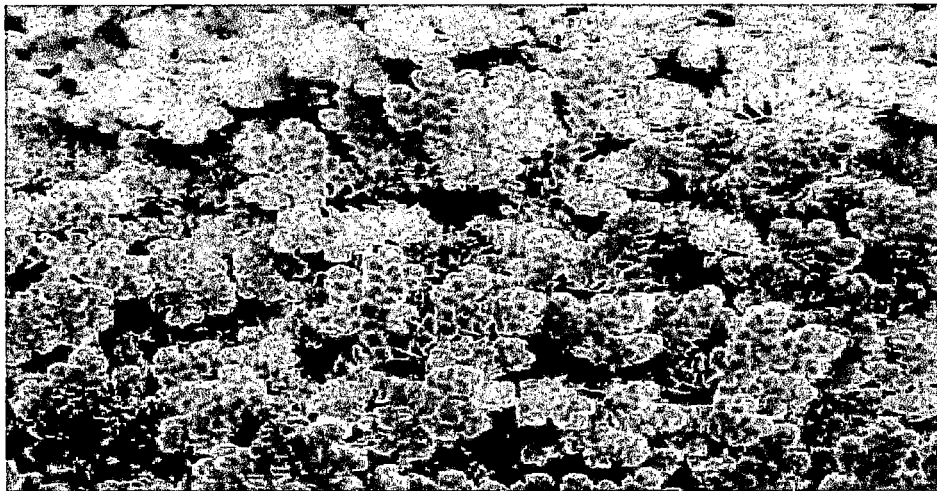
Anexo 3.A Experimento con lenteja de agua



Anexo 4. A. Experimento con Azolla de 15 y 30 dias.



Anexo 5. A. Experimento con Lenteja de agua de 15 días y 30 días.



Anexo 6. A. Azolla (fuliculoides)



Anexo 7. A. Lenteja de agua de la bahía interior de Puno

Redalyc

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal



Pauro Roque, Juan José; Choque Yucra, Martín; Poccohuanca Aguilar, Roger; Mamani
Canqui, Alfredo

Estudios de bioadsorción de plomo por *Saccharomyces cereviceae* en soluciones
acuosas

Revista Colombiana de Biotecnología, Vol. XI, Núm. 1, julio-sin mes, 2009, pp. 33-39

Universidad Nacional de Colombia

Colombia

Disponible en: <http://redalyc.uaemex.mx/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=77612900004>



Revista Colombiana de Biotecnología

ISSN (Versión impresa): 0123-3475

revcbib_bog@unal.edu.co

Universidad Nacional de Colombia

Colombia

¿Cómo citar? Número completo Más información del artículo Página de la revista

www.redalyc.org

Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

Estudios de bioadsorción de plomo por *Saccharomyces cereviceae* en soluciones acuosas

Studies of lead biosorption by *Saccharomyces cereviceae* in aqueous solutions

Juan José Pauro Roque¹, Martín Choque Yucra²,
Roger Poccohuanca Aguilar³, Alfredo Mamani Canqui⁴

Resumen

El ecosistema del lago Titicaca (Puno, Perú) y sus tributarios, viene siendo perturbado por metales pesados producto de la actividad minera emergente. Para controlar y reducir la contaminación existen procesos biológicos llevados a cabo por microorganismos como las levaduras (biorremediación). Este trabajo de investigación tiene como objetivos evaluar la capacidad de bioadsorción de plomo mediante *Saccharomyces cereviceae* en soluciones acuosas y la influencia de dos niveles de pH durante la bioadsorción. Para esto se ensayaron dos concentraciones de *S. cereviceae* (cel/mL), las cuales fueron cuantificadas por un hemocitómetro y luego traspasadas a una solución con concentraciones conocidas de plomo (5 y 25 mg/L). Se realizaron lecturas de las concentraciones de plomo a los 5, 60 y 120 minutos. La mayor capacidad de bioadsorción resultó cuando *S. cereviceae* estaba a una concentración de 5×10^6 cel/mL, y el pH óptimo fue de 5,14. Se concluye que *S. cereviceae* constituye una buena alternativa para la bioadsorción de plomo, quedando abierta su validación en condiciones de campo en el altiplano peruano.

Palabras clave: bioadsorción, plomo, levadura.

Abstract

Lake Titicaca's ecosystem and that of its tributaries in Puno (Peru) are being disturbed by heavy metals resulting from emergent mineral activity. Biological processes involving microorganisms such as yeasts (bioremediation) are being used for controlling and reducing such pollution. This research was aimed at evaluating *Saccharomyces cereviceae*'s lead biosorption capacity in aqueous solutions and evaluating the influence of two pH levels on biosorption. Two *S. cereviceae* concentrations (cel/mL) were tested; these concentrations were quantified

-
- 1 Licenciado en biología; microbiólogo, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional del Altiplano, Urb. Villa del Lago H-20, Puno, Perú. jjpauro@hotmail.com
 - 2 Ingeniero agrónomo, analista, Laboratorio de Investigación y Control de Calidad Ambiental, Universidad Nacional del Altiplano, Puno, Perú.
 - 3 Licenciado en biología; ecólogo, Universidad Nacional del Altiplano, Puno, Perú.
 - 4 Ingeniero metalúrgico. Facultad de Ingeniería Geológica y Metalúrgica, Universidad Nacional del Altiplano, Puno, Perú.

in a haemocytometer and then put into a solution having a known lead concentration (5 and 25 mg/L). Lead concentrations were read after 5, 60 and 120 minutes. The results revealed that the best biosorption level was obtained with a 5×10^6 cel/mL *S. cereviceae* concentration at 5.14 pH. *S. cereviceae* thus constitute a good alternative for lead biosorption; however, its validation in Peruvian altiplano field conditions remains to be tested.

Key words: Biosorption, lead, yeast.

Recibido: septiembre 9 de 2008 Aprobado: mayo 13 de 2009

Introducción

El Titicaca es el lago navegable más alto del mundo y una de las maravillas naturales del Perú, se encuentra ubicado sobre los 3820 msnm, y constituye una fuente de agua dulce muy importante, así como también es fuente de recursos hidro-biológicos y forrajeros para la población que habita las zonas circunlacustres.

En los últimos años el Titicaca viene siendo contaminado por metales pesados, producto de los efluentes mineros que se vierten directamente a los tributarios que finalmente desembocan en el lago. El plomo es uno de esos contaminantes, es un metal pesado muy difundido que se utiliza para la producción de barnices, esmaltes, vidrio, pinturas, plásticos, entre otros (Kiely, 1999); así mismo, se encuentra en el revestimiento de cables, como componentes de soldadura y como empaste en la industria automovilística; este elemento metálico trae como consecuencia en la salud pública efectos neurológicos, hematológicos, endocrinos, renales, sobre la reproducción y el desarrollo, y efectos cancerígenos (ATSDR, 1995).

Diversos reportes de investigación locales y nacionales indican que los sedimentos del lago Titicaca contienen elementos metálicos como el plomo, en el que se encontró hasta 143,8 y 153,3 mg/kg (UNALM, 1999), alcanzando incluso a los 200 mg/kg (Loaiza y Galloso, 2008). Estas cifras metálicas vienen alterando el ecosistema acuático del Titicaca.

Cañizares (2000) menciona que los metales pesados son esenciales para el crecimiento y el

metabolismo microbiano en bajas concentraciones (cobre y zinc), mientras que a otros no se les conoce función biológica (oro, plata, plomo y cadmio); sin embargo, las células vivas presentan una gran variedad de mecanismos para la acumulación, el transporte, la formación de complejos extracelulares, o la precipitación de metales pesados. Por otra parte, existen reportes que mencionan que los hongos poseerían habilidades de captación de metales pesados, gracias a que en su pared celular contienen diversos componentes quelantes tales como grupos carboxilos, fosfatos, amidas, tioles, hidroxilos, quitina, gluco-proteínas, las cuales jugarían un rol importante en la bioadsorción de metales pesados (Arica et ál., 2004).

Teniendo en cuenta los antecedentes revisados, la aplicación de técnicas de biorremediación utilizando microorganismos tales como las levaduras, se constituiría en una alternativa de solución para captar iones de plomo en soluciones acuosas. Posteriormente sería adaptado para realizar la mitigación y el control de plomo en las aguas y los sedimentos del Titicaca. Por ello, los objetivos del presente estudio fueron determinar la capacidad de bioadsorción de plomo por *Saccharomyces cereviceae* en soluciones acuosas, y evaluar la influencia del pH en dicho proceso de bioadsorción.

Materiales y métodos

El microorganismo utilizado para los estudios de bioadsorción fue la levadura *Saccharomyces cerevisiae* CM-05, levadura de venta comercial y liofilizada.

Activación y preparación de las suspensiones de levaduras

Las levaduras liofilizadas fueron activadas en un matraz erlenmeyer que contenía 100 mL de agua destilada desionizada, luego se agregó 1 g de sacarosa, a continuación se realizó la agitación, seguidamente la boca del matraz se tapó con papel aluminio para posteriormente colocarlo en la estufa a 27 °C por un lapso aproximado de 20 min, hasta que el líquido presentara burbujas.

Con ayuda de un hemocitómetro se procedió a preparar las suspensiones del microorganismo por conteo de células en los cuadrantes, obteniéndose finalmente líquidos con levaduras en suspensión de 2×10^6 y 5×10^6 cel/mL (células / mililitro).

Preparación de soluciones de plomo

Las soluciones experimentadas se prepararon a partir de una solución concentrada de 100 mg/L de plomo. Ésta fue preparada pesando 0,1598 g de $Pb(NO_3)_2$, los cuales fueron disueltos en 1000 mL de agua destilada desionizada para laboratorio marca Diamedsa ®. Seguidamente se prepararon soluciones de 5 y 25 mg/L de plomo a partir de la solución concentrada utilizando la ecuación

$$V_1C_1 = V_2C_2$$

Donde: V = Volumen; C = Concentración

Metodología para la bioadsorción experimental

Los procedimientos ejecutados a continuación se basaron en los reportes de diversos antecedentes revisados. En un matraz erlenmeyer se colocaron 100 mL de la solución de plomo (5 mg/L). Seguidamente se ajustó el pH de las soluciones a 3,26; 5,14 y 6,70 con HCl o NaOH 0,01 M con la finalidad de determinar el pH óptimo para la bioadsorción del metal pesado. Luego se adicionaron 50 mL de la suspensión de levaduras 2×10^6 cel/mL. Estos tratamientos fueron reali-

zados a temperatura ambiente (aproximadamente 12 °C) en un shaker a 80 rpm. Para determinar la eficacia de la bioadsorción con respecto al tiempo de contacto se tomaron alícuotas de 50 mL a los 5, 60 y 120 minutos. Estas alícuotas finalmente fueron centrifugadas a 3500 rpm para separar las levaduras, y en el sobrenadante se determinó la concentración del metal. De igual forma se realizaron todos los restantes tratamientos de pH, suspensión de levaduras y tiempos de contacto. Este trabajo se ejecutó con tres repeticiones.

Cuantificación de plomo en soluciones acuosas

La cuantificación de plomo se realizó mediante la técnica de complexometría, que constó de los siguiente procedimientos: se pipetearon 2 mL de la solución sobrenadante a matraces Erlenmeyer de 250 mL, a los cuales se les añadieron 0,2 g de ácido tartárico y se neutralizó por adición de NaOH 2 N, utilizando un potenciómetro. Luego se añadieron 5 mL de tampón fosfato de pH 10, 10 mL de KCN al 5% y 0,1 g de eriocromo negro T. La solución se tornó a una coloración violeta. La titulación se realizó con EDTA 0,01 M utilizando una bureta automática marca Metrohm, hasta lograr el viraje a una solución de color azul, indicando que la titulación terminó. El gasto de 1 mL de EDTA 0,01 M indicó que la solución contenía 2,0721 mg de plomo (Schwarzenbach y Flaschka, 1969). Esta metodología se aplicó a todos los tratamientos de pH, suspensión de levaduras y tiempos de contacto.

Cálculo de la eficiencia de bioadsorción

La eficiencia de bioadsorción (EBA) se determinó con la siguiente ecuación:

$$EBA = \frac{[Pb_0] - [Pb_f]}{[Pb_0]} \times 100$$

Donde: Pb_0 = concentración de plomo inicial en la solución acuosa; Pb_f = concentración de plomo final en la solución acuosa.

Análisis estadístico

Con la finalidad de evaluar la influencia de las suspensiones celulares y el pH en el proceso de bioadsorción del plomo, se realizaron pruebas de correlación utilizando el software Statgraphics Plus for Windows 4.0.

Resultados y discusión

Capacidad de bioadsorción de plomo en concentraciones de 5 y 25 mg/L mediante dos suspensiones de *Saccharomyces cereviceae* (2×10^6 y 5×10^6 cel/mL) en tres tiempos consecutivos de contacto (5, 60 y 120 minutos).

En la tabla 1 se observa que la mayor concentración de levaduras, de 5×10^6 células/mL, resultó mejor en la bioadsorción de plomo en los dos niveles de concentración de plomo, llegando incluso a absorber entre el 50,68 a los 5 minutos y el 90,16% a los 120 minutos; por otra parte, la bioadsorción aumenta con el transcurso del tiempo, lográndose los mejores resultados a los 120 minutos.

Gutiérrez et ál. (2005), mencionan que diversos factores influyen en la bioadsorción de

metales pesados usando biomasa fúngica. Entre estos factores se incluyen las propiedades químicas de la superficie celular y las condiciones físico-químicas de la solución, entre ellas el pH, la temperatura, la concentración inicial del metal, la fuerza iónica, entre otros. Evaluando el efecto de la temperatura de la solución, estos autores reportan que se obtuvo la máxima bioadsorción de plomo a los 25 °C con biomasa seca de *Saccharomyces cereviceae*, lo cual indica que la retención del metal está gobernada por un proceso de adsorción física; en contraste con los resultados del presente trabajo, que se realizó a temperatura ambiental de la región del altiplano peruano, presentó como promedio 12 °C; por otra parte, se trabajó con biomasa viva de *Saccharomyces cereviceae*, sugiriendo que la biomasa seca de la levadura sería más efectiva que la biomasa viva en la bioadsorción de plomo.

La bioadsorción del plomo se debe a que la superficie celular de *Saccharomyces cereviceae* contiene sitios activos o de captación que presentan una gran afinidad por el plomo, éstos se encuentran entre los diferentes constituyentes de la pared celular (Brady et ál., 1994).

Tabla 1. Eficiencia de bioadsorción de plomo en soluciones iniciales de 5 mg/L luego de los tratamientos con *Saccharomyces cereviceae*.

<i>Saccharomyces cereviceae</i> (cel/mL)	pH	Tiempos de contacto (minutos)	Concentración de plomo (mg/L)	Eficiencia de bioadsorción (%)
	3,26	0	5,00	0,00
		5	4,79	4,20
		60	4,89	2,20
		120	4,81	3,80
2×10^6	5,14	0	5,00	0,00
		5	2,13	57,4
		60	1,08	78,4
		120	1,10	78,0
	6,70	0	5,00	0,00
		5	4,90	2,00
		60	4,87	2,60
		120	4,87	2,60

Tabla 2. Eficiencia de bioadsorción de plomo en soluciones iniciales de 25 mg/L luego de los tratamientos con *Saccharomyces cereviceae*.

<i>Saccharomyces cereviceae</i> (cel/mL)	pH	Tiempos de contacto (minutos)	Concentración de plomo (mg/L)	Eficiencia de bioadsorción (%)
	3,26	0	25,00	0,00
		5	24,89	0,44
		60	24,92	0,32
		120	24,91	0,36
5 x 10 ⁶	5,14	0	25,00	0,00
		5	12,33	50,68
		60	8,65	65,40
		120	2,46	90,16
	6,70	0	25,00	0,00
		5	23,50	6,00
		60	23,90	4,40
		120	23,80	4,80

Evaluación de la influencia del pH en la bioadsorción de plomo

Los resultados de la influencia del pH sobre la eficiencia de bioadsorción de plomo por *Saccharomyces cereviceae* se muestran en las figuras 1 y 2. Existe mucha diferencia entre los resultados de los tratamientos planteados a diferentes pH, observándose que el pH óptimo para la bioadsorción de plomo fue de 5,14 con un alto índice de correlación entre estas dos variables ($r = 0,98$); mientras que los pH más ácidos (3,26) y cercanos a la neu-

tralidad (6,70) influyen negativamente en la bioadsorción.

Los resultados obtenidos difieren con los reportados por Palacios y Villalobos (2007), en razón de que estos autores determinaron el pH 6,5 como óptimo para la bioadsorción de plomo en soluciones de 20 mg/L, a pesar de haber trabajado con la misma cepa (CM - 05). Por otra parte, la máxima eficiencia de bioadsorción (13,52%) la reportan a los 4 min del tiempo de contacto, en contraste con el presente trabajo en el que se obtuvo el 90,16% de bioadsorción

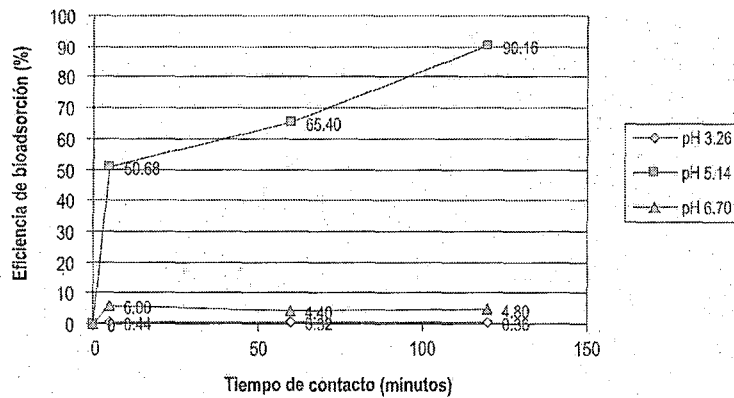


Figura 1. Eficiencia de bioadsorción de plomo en soluciones iniciales de 5 mg/L luego de los tratamientos con *Saccharomyces cereviceae* a pH diferentes

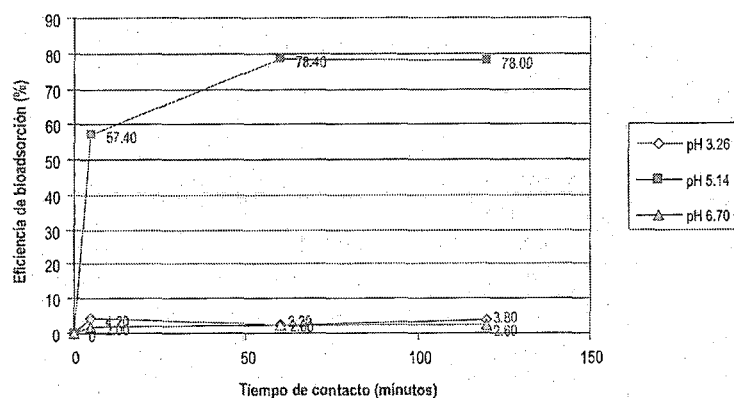


Figura 2. Eficiencia de bioadsorción de plomo en soluciones iniciales de 25 mg/L luego de los tratamientos con *Saccharomyces cereviceae*.

a los 120 min. Lo que podría estar influyendo en este proceso lento de bioadsorción es la temperatura ambiental (12 °C promedio) en la que se realizó el presente estudio.

En el trabajo de investigación se observa una fuerte influencia del pH 5,14 en el proceso de bioadsorción de plomo, esto se debe a los grupos funcionales presentes en las paredes celulares de *S. cereviceae*, que están sujetos al efecto del pH debido a la competencia con iones intercambiables por los centros activos ionizables (Navarro et ál., 2006). Entre los grupos funcionales que presentan características quelantes se mencionan los grupos carboxilos, fosfatos, amidas, tioles, hidroxilos, quitina, gluco-proteínas, los cuales juegan un rol importante en la bioadsorción de metales pesados (Arica et ál., 2004). Se debe considerar que los sitios de adsorción metálica en la superficie celular, y la disponibilidad de metal en una solución, son afectados por el pH (Ahuja et ál., 1999).

El pH 5,14 fue el óptimo para la bioadsorción de plomo, y coincide con lo que reportan Navarro et ál. (2006), al afirmar que se presenta mayor capacidad de bioadsorción a pH menores de 6, esto se explica por el efecto del pH en la especiación química del ión en soluciones acuosas. Por otro lado, Parvathi et ál. (2006) reportan que la captación de plomo se incrementó gradualmente con la elevación del pH inicial, y concluyen que el valor más alto de captación

de plomo se encontró a pH 5 con 2,109 mg/g de *Saccharomyces cereviceae*, lo cual coincide con los resultados obtenidos en este trabajo.

En contraste con estos antecedentes, Gutiérrez et ál. (2005) mencionan que a pH 5,0 se presentó la mayor tasa de bioadsorción de plomo (85%) en los primeros cinco minutos por parte de la biomasa seca de *Saccharomyces cereviceae*, y que en valores de pH inferiores o superiores a éste, la retención de plomo disminuye. Estos resultados concuerdan con los presentados en las tablas 1 y 2. Así mismo, estos autores refieren que a pH debajo de 5,0 los hidrógenos compiten con el ión plomo por los sitios activos de la superficie de la pared celular de la levadura; a pH mayores de 5,0 se presenta el reflejo de dos procesos: la bioadsorción de plomo por parte de la célula, y la precipitación del mismo como hidróxido de plomo, ya que se observó que a pH cercanos y superiores a 7,0, el plomo comienza a precipitarse, por los OH⁻ del medio.

Estas comparaciones entre los resultados obtenidos en el presente trabajo y los diversos antecedentes, originan muchas interrogantes con diversas respuestas aún no claras, pues se desconoce qué otros factores influyen en la bioadsorción de metales pesados mediante la utilización de *Saccharomyces cereviceae*, razón por la cual quedan pendientes muchos tratamientos experimentales para dilucidar estos fenómenos.

Conclusiones

La levadura *Saccharomyces cereviceae* en una suspensión líquida igual a 5×10^6 cel/mL; presentó una eficiencia de bioadsorción de entre el 50,68 y 90,16% en un tiempo de contacto de 5 y 120 min respectivamente.

El pH óptimo para la bioadsorción de plomo por levaduras fue 5,14, disminuyendo en los dos restantes pH experimentados (3,26 y 6,70).

Las levaduras estudiadas se proponen como una alternativa válida para tratar la contaminación por plomo en los cuerpos acuáticos.

Se sugiere realizar la validación de la tecnología propuesta para la remoción de plomo utilizando levaduras en la región del altiplano peruano.

Referencias bibliográficas

- Ahuja, P., Gupta, R., Saxena, R. 1999. Sorption and desorption of cobalt by *Oscillatoria angustissima*. *Current Microbiology* 39 (1): 49-52.
- Arica, M., Bayramoglu, G., Yilmaz, M., Bektas, S., Genc, Ö. 2004. Biosorption of Hg^{+2} , Cd^{+2} and Zn^{+2} by Ca - alginate and immobilized wood - rooting fungus *Funalia trogii*. *Journal of Hazardous Materials* 109: 191-199.
- ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 1995. Case studies in environmental medicine: lead toxicity. Atlanta.
- Brady, D., Stoll, A., Duncan, J. 1994. Biosorption of heavy metal cations by non - viable yeast biomass. *Environmental Technology* 15: 429-438.
- Cañizares, R. 2000. Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana. Departamento de Biotecnología y Bioingeniería, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, San Pedro Zacatenco, México. *Revista Latinoamericana de Microbiología* 42: 131-143.
- Gutiérrez, M., González, L., Sánchez, E., Mellado, D. 2005. Biosorción de Pb^{+2} , por biomasa de *Saccharomyces cerevisiae*. Informe de Investigación. Laboratorio de Investigación de Química y Bioquímica. Tecnológico de Estudios Superiores de Ecatepec, México.
- Kiely, G. 1999. Ingeniería ambiental. Fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión. Madrid: McGraw Hill.
- Loaiza, E., Galloso, A. 2008. Implicancias ambientales por la actividad minera de la zona de Ananea en la cuenca del río Ramis. Ingemmet. Boletín No. 5 Serie E Minería. Navarro, A., Ramos, K., Campos, K., Maldonado, H. 2006. Elucidación del efecto del pH en la adsorción de metales pesados mediante biopolímeros naturales: cationes divalentes y superficies activas. *Revista Iberoamericana de Polímeros* 7 (2): 113-126.
- Palacios, E., Villalobos, L. 2007. Biosorción de metales pesados en solución acuosa mediante la biomasa de *Saccharomyces cereviceae*. Tesis de Licenciatura en Ciencias Farmacéuticas. Universidad de las Américas. Puebla, México.
- Parvathi, K., Nagendran, R., Nareshkumar, R. 2006. Lead biosorption onto waste beer yeast by - product, a means to decontaminate effluent generated from battery manufacturing industry. *Journal of Biotechnology* 10 (1): 92-105.
- Schwarzenbach, G., Flaschka, H. 1969. Complexometric Titrations. 2 ed. Translated by Irving H. M. N. H., and Metheun. London.

Efecto de la presión de expansión por explosión y temperatura de tostado en algunas características funcionales y fisicoquímicas de dos variedades de cañihua (*Chenopodium pallidicaule* Aellen)

Effect of the expansion pressure process by explosion and toast temperature on some functional and physicochemical characteristics on two varieties of cañihua (Chenopodium pallidicaule Aellen)

Robinson L. Tacora Cauna⁽¹⁾, Genny I. Luna Mercado⁽¹⁾, Rosario Bravo Portocarrero⁽¹⁾, Jhony Mayta Hanco⁽¹⁾, Martín Choque Yucra⁽¹⁾ y Vladimiro Ibañez Quispe⁽²⁾

⁽¹⁾Facultad de Ciencias Agrarias. UNA-Puno. ⁽²⁾Facultad de Ingeniería Estadística e Informática. UNA-Puno. E-mail de correspondencia: jhonymayta@hotmail.com

Resumen

Se evaluó el efecto que ejerce el proceso de expansión por explosión a presiones de 120, 140 y 160 lb pulg.⁻² y el proceso de tostado a temperaturas de 130, 160 y 190 °C en el contenido de polifenoles totales, capacidad antioxidante, fitatos así como en sus características fisicoquímicas: grado de gelatinización, índice de absorción e índice de expansión de cañihua en las variedades cupi e Illpa INIA 406, dando como resultado que el proceso de expansión por explosión incrementó el contenido de polifenoles totales y capacidad antioxidante a medida que las presiones aumentaron, el contenido de fitatos no presentó variaciones significativas, el grado de gelatinización, índice de expansión tanto como el índice de absorción de agua aumentaron en las dos variedades, mientras que el proceso de tostado acrecentó el contenido de polifenoles totales aumentó progresivamente, la capacidad antioxidante experimentó una leve disminución inicial e incrementando su valor progresivamente a temperaturas mayores, no existiendo una variación considerable del contenido de fitatos, se produjo un incremento inicial las características fisicoquímicas, disminuyendo estas a 190 °C, siendo similares en ambas variedades, dando a entender que el proceso de expandido genera mejores características funcionales en comparación con el tostado mientras que las características fisicoquímicas son variables en los dos procesos pero que ambos poseen características buenas para su consumo.

Palabras clave: Cañihua, expansión por explosión, tostado, polifenoles, capacidad antioxidante, fitatos, gelatinización.

Abstract

The effect exerted by the expansion process by explosion at pressures of 120, 140 and 160 lbf in.⁻² and the toasting process at temperatures of 130, 160 and 190 °C in the total polyphenol content, antioxidant capacity, phytates and in their physicochemical characteristics: degree of gelatinization, absorption rate and rate of expansion in the varieties cañihua cupi and Illpa INIA 406, resulting in the explosion process of expansion increased the total polyphenol content and antioxidant capacity as pressures increased, the phytate content was not statistically significant, the degree of gelatinization, high growth rate as the rate of absorption of water increased in both varieties, while the roasting process increased the total polyphenol content increased progressively, antioxidant capacity revealed a slight initial decrease and increase its value progressively higher temperatures, there being considerable variation in the phytate content, there was an initial increase in physical and chemical characteristics, reducing these to 190 °C, being similar in both varieties, giving understand that the expanded process leads to better functional characteristics compared with the toasted while the physical and chemical characteristics are variable in both processes, but both have good features for its consumption.

Keywords: Cañihua, expansion, explosion, roasted, polyphenols, antioxidant capacity, phytates, gelatinization.

INTRODUCCION

La cañihua es uno de los granos andinos menos estudiados y más nutritivos, su contenido y calidad proteica es excepcional (15-19%) como también es rico en micronutrientes tales como hierro y calcio (Repo-Carrasco, 2009).

Sus características agronómicas y valor nutritivo hacen que se constituya en una importante alternativa para enfrentar el déficit alimentario, tanto en nutrientes como en las características que no proporcionan calorías y aminoácidos pero tienen unas propiedades fisiológicas y nutritivas esenciales de tal forma que su carencia puede provocar enfermedades serias como: Cáncer y enfermedades cardiovasculares, además de trastornos digestivos e inmunológicos, alteraciones de comportamiento y en general envejecimiento del organismo y entre estos componentes se encuentran los componentes que proporcionan al alimento una capacidad antioxidante, contenido de fitatos, polifenoles totales, llamados en general alimentos con características funcionales (Montreal et al., 2002).

Es necesario presentar alternativas naturales con componentes funcionales adecuados como es el caso de la cañihua que permitan ser utilizados en la complementación de la dieta de la población de diversa edad, los cuales requieren alternativas naturales y disponibles, que garanticen que con el proceso de elaboración (expandidos y tostado por ejemplo) mantengan sus características de alimentos funcionales teniendo en cuenta que las variaciones de las condiciones de los procesos de transformación produce efectos en la calidad de los productos, variando considerablemente en cada tipo de proceso (Ejiqui, 2005).

El objeto de esta investigación fue evaluar los cambios que sufran los componentes funcionales tales como la capacidad antioxidante, el contenido de fitatos y polifenoles totales y algunas características fisicoquímicas por efecto de procesamiento de los dos procesos de transformación más utilizados para este producto como son el proceso de expansión por explosión y el proceso de tostado, sometidos a diferentes parámetros, esto con el afán de contribuir al desarrollo tecnológico orientado al mejoramiento de la nutrición, salud y por ende al mejoramiento de la producción agroindustrial revalorando un cultivo andino olvidado y que además reportara beneficios y desarrollo para la región.

METODOLOGÍA

Materiales y reactivos

Equipos: Espectrofotómetro, balanza analítica, centrifuga, termómetro IR, titulador, cañón expansor experimental tipo Batch con tapa de teflón.

Reactivos: Folin Ciocalteu, DPPH (2,2 Diphenyl-1-Picrylhydrazyl), metanol, carbonato de sodio, ácido clorhídrico, sulfato de sodio, persulfato amónico, ácido sulfosalicílico, EDTA sal disódica, glicina, hidróxido de potasio, yoduro de potasio, amonio hierro sulfato 6 hidratado.

Expansión por explosión y tostado

El proceso de expandido radicó en acondicionar la materia prima de cada variedad, haciendo la limpieza, selección y agregando agua hasta llegar a una humedad de 7.5 % antes de ser llevado al cañón expandidor que es pre-calentado durante 30 minutos aproximadamente con un movimiento constante, luego se alimentó a la cámara, mediante un embudo metálico por la boca de la cámara, cerrando herméticamente la tapa del cañón. Se calentó bajo presión, hasta alcanzar el nivel necesario de presión (120, 140 y 160 Lbf pulg⁻²), para luego abrir la tapa del cañón que es cuando se produce una caída de presión haciendo que los granos salgan de manera explosiva, entonces es cuando se procedió a tomar muestras del producto para su análisis.

El proceso de tostado se realizó en forma artesanal que consistió en efectuar una selección, lavado y secado previo, para luego colocar los granos de cañihua en un recipiente y someter a tres diferentes temperaturas (130, 160 y 190 °C), las cuales fueron controladas por medio de un termómetro laser. Una vez tostada la muestra, se efectuó el enfriamiento que se realizó a temperatura ambiente para posteriormente envasar las muestras para ser evaluadas.

Determinación de contenido de polifenoles totales (PT)

Se cuantifico por el método de Swain y Hillis (1959) citado por Aguilar (2002) mediante una extracción con etanol y separación por centrifugación. El sobrenadante se diluye con agua pura y se determina espectrofotométricamente con el reactivo de Folin Ciocalteu, y usando como patrón una solución de ácido gálico.

Determinación de capacidad antioxidante (CA)

La capacidad antioxidante se determinó por el método de Brand-Williams *et al.*, (1995) donde los compuestos con actividad antioxidante reaccionan con el radical estable 2,2-difenil-1-picrylhidrazil (DPPH) en una solución de metanol. La reducción del DPPH es seguida por monitoreo de la disminución de la absorbancia en la longitud de onda característica durante la reacción. El radical en forma de DPPH absorbe a 515 nm y por reducción con un antioxidante o una especie radical disminuyendo la absorbancia.

Determinación de contenido de fitatos (FI)

Se determinó por el método reportado por Schmidt-Hebbel (2002) que se fundamenta en la solubilización de los fitatos con ácido clorhídrico y sulfato de sodio, posteriormente tratado con sulfato ferroso amoniacal oxidado y ácido sulfosalicílico con los que se calienta con agua a ebullición por 15 minutos para formar un precipitado (fitato férrico) que luego es titulado el exceso de fierro con EDTA-Na₂ hasta el viraje del color rojo marrón a amarillo claro, para luego determinar el porcentaje del ácido fítico.

Determinación de las Características Fisicoquímicas.

Grado de gelatinización (GG).- Se determinó por el método de Wootton y Munk (1971) reportado por Chinma y Igyor (2008), que consiste en la razón entre el almidón gelatinizado y el almidón total, calculados por medio de mediciones espectrofotométricas del complejo almidón - Yodo formando una suspensión acuosa de muestra antes y después de una solubilización completa del almidón mediante un álcali.

Índice de absorción de agua (IA).- Se determinó calculando gravimétricamente la cantidad de material disuelto y la proporción de agua absorbida después de la agitación de una suspensión del alimento a temperatura ambiente

Índice de Expansión (IE).- Para la determinación de este parámetro, se midió la relación de las unidades de volumen que ocupan los granos sin reventar y el volumen que ocupan los granos luego de ser tostados o expandidos.

Análisis proximal.- Se terminó la humedad por secado, la ceniza por calcinación, los lípidos por extracción por solventes-Soxhlet, la proteína por el método Micro Kjeldahl, la fibra cruda por digestión ácida y alcalina y los carbohidratos por diferencia (AOAC, 1990).

Análisis Estadístico

Todas las determinaciones se realizaron por triplicado y fueron sujetos al análisis de varianza (ANOVA) mediante un arreglo factorial de dos factores, donde la evaluación de la diferencia de los valores significativos fue analizada mediante la prueba de Duncan.

RESULTADOS

Proceso de expandido por explosión

Polifenoles totales del grano de cañihua expandida

Los polifenoles totales del grano de cañihua extruida se puede observar en la Tabla 1 donde se observa que el contenido porcentual de polifenoles totales incrementa con respecto al contenido inicial mostrado en el grano de cañihua no procesada en ambas variedades. Tales resultados nos señalan que el proceso de expandido por explosión influyen positivamente en el contenido de polifenoles totales de la cañihua, esto debido posiblemente a recientes investigaciones sugieren que los productos de la reacción de Maillard formados como consecuencia del tratamiento de calor intenso o almacenamiento prolongado, generalmente exhiben fuertes propiedades antioxidantes, generalmente rompiendo la cadena y la actividad secuestrante del oxígeno (Kaur and Kapoor, 2001). El contenido de polifenoles aumenta a media que las presiones de trabajo se incrementan como se muestra en la Figura 1, mostrando también que ante el cambio de variedad, el contenido de polifenoles varía.

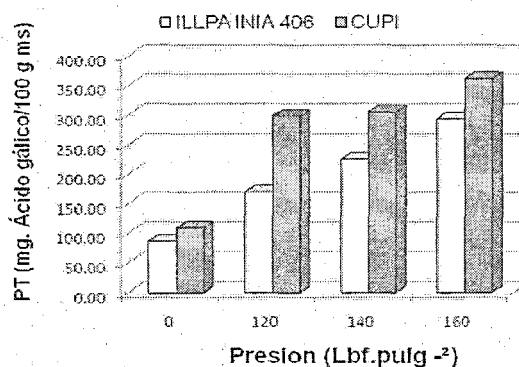


Gráfico 1. Efecto de la presión de expandido en el contenido de polifenoles totales de 2 variedades de cañihua expandida

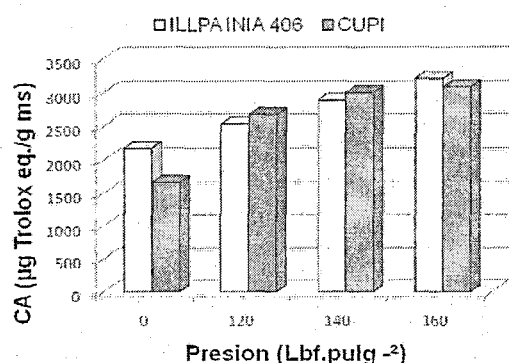


Gráfico 2. Efecto de la presión de expandido en la capacidad antioxidante de 2 variedades de cañihua expandida

Capacidad Antioxidante del grano de cañihua expandida

Los valores de la capacidad antioxidante del grano de cañihua expandida se exponen en la Tabla 1 donde se puede observar que ambas variedades tienen similar capacidad antioxidante, y que su comportamiento al ser sometida a diferentes presiones varía ligeramente (Figura 2). Los valores iniciales de la capacidad antioxidante incrementaron al ser sometidas al expandido por explosión en las tres presiones trabajadas. Tales valores son mayores al ser comparados a los obtenidos por Luna G., (2005) donde se obtuvo una capacidad antioxidante de $5.415 \mu\text{g Trolox eq.g}^{-1} \text{ms}$ en la variedad cupi y $5.450 \mu\text{g Trolox eq.g}^{-1} \text{ms}$ en la variedad Illpa INIA 406, esta diferencia se debe probablemente a que en la extrusión se utiliza temperaturas altas, altas presiones en tiempos breves (Pokorny et al., 2001) mientras que recientes estudios llevados a cabo en tomate, café y té mostraron que un prolongado tiempo de calentamiento aumenta la capacidad antioxidante de estos alimentos induciendo la formación de componentes con esta actividad por ejemplo productos de la reacción de Maillard (Arena et al. 2001)

Capacidad Antioxidante del grano de cañihua expandida

Los valores de la capacidad antioxidante del grano de cañihua expandida se exponen en la Tabla 1

donde se puede observar que ambas variedades tienen similar capacidad antioxidante, y que su comportamiento al ser sometida a diferentes presiones varía ligeramente (Figura 2). Los valores iniciales de la capacidad antioxidante incrementaron al ser sometidas al expandido por explosión en las tres presiones trabajadas. Tales valores son mayores al ser comparados a los obtenidos por Luna G., (2005) donde se obtuvo una capacidad antioxidante de $5.415 \mu\text{g Trolox eq.g}^{-1} \text{ms}$ en la variedad cupi y $5.450 \mu\text{g Trolox eq.g}^{-1} \text{ms}$ en la variedad ILLPA INIA 406, esta diferencia se debe probablemente a que en la extrusión se utiliza temperaturas altas, altas presiones en tiempos breves (Pokorny et al., 2001) mientras que recientes estudios llevados a cabo en tomate, café y té mostraron que un prolongado tiempo de calentamiento aumenta la capacidad antioxidante de estos alimentos induciendo la formación de componentes con esta actividad por ejemplo productos de la reacción de Maillard (Arena et al. 2001)

El comportamiento de la capacidad antioxidante en el proceso de expandido por explosión se asemeja al comportamiento de polifenoles totales del mismo proceso ya que según Pas'ko, (2009) existe una fuerte correlación entre el contenido de polifenoles totales de los pseudo cereales y la actividad antioxidante de los mismos sugiriendo que el contenido de polifenoles totales es un buen indicador de la capacidad antioxidante.

Fitatos del grano de cañihua expandida

Se observa que el contenido de fitatos sufre variaciones mínimas o mínimamente significativas en todas las condiciones de proceso (Tabla 1), este comportamiento es mínimo ya que los valores oscilan de un mínimo de 0.98 % Ácido Fítico a un máximo de 1.16 % Ácido Fítico no existiendo mucha diferencia en las variaciones. Los resultados obtenidos se asemejan a los obtenidos por Luna, (2005) donde la cañihua no sufrió cambios significativos al ser sometida al proceso de extrusión, deduciendo así que el proceso de expandido por explosión no afecta sustancialmente el contenido de fitatos.

Tabla 1. Efecto de la presión de expandido en las características funcionales y fisicoquímicas de la cañihua expandida

Muestra cruda	120 (Lbf.pulg ⁻²)		140 (Lbf.pulg ⁻²)		160 (Lbf.pulg ⁻²)			
	Illpa	Cupi	Illpa	Cupi	Illpa	Cupi		
	X±S	X±S	X±S	X±S	X±S	X±S		
CA	2174±33.32	1667±120.85	2537±135.33	2677±62.95	2889±22.84	3006±37.34	3211±9.72	3089±39.33
PT	87.35±0.88	109.29±0.76	170.1±5.57	298.47±3.84	225.14±14.93	305.42±3.12	293.16±11.25	361.56±5.81
FI	1.04±0.01	1.02±0.02	1.16±0.01	1.00±0.04	1.13±0.01	1.02±0.01	1.11±0.01	0.98±0.03
GG	-	-	54.77±4.27	47.26±2.97	60.09±1.73	63.59±2.34	79.92±2.47	84.58±4.27
IE	-	-	3.55±0.01	3.75±0.03	3.62±0.02	3.79±0.01	3.96±0.01	3.88±0.03
IA	-	-	1.95±0.08	2.14±0.11	2.34±0.1	2.85±0.10	3.87±0.07	4.68±0.28

X: Promedio de 3 repeticiones; S: Desviación estándar; CA: Capacidad antioxidante ($\mu\text{g Trolox eq g}^{-1}\text{ms}$); PT: Polifenoles totales (mg. Ácido gálico $100\text{ g}^{-1}\text{ms}$); FI: Fitatos (% Ácido Fítico); GG: Grado de gelatinización (%); IE: Índice de expansión; IA: Índice de absorción de agua

Tabla 2. Efecto de la presión de expandido en la composición proximal de la cañihua expandida

Muestra cruda	120 (Lbf.pulg ⁻²)		140 (Lbf.pulg ⁻²)		160 (Lbf.pulg ⁻²)			
	ILLPA	Cupi	ILLPA	Cupi	ILLPA	Cupi		
	X±S	X±S	X±S	X±S	X±S	X±S		
Hum	8.26 ± 0.47	7.5 ± 0.36	4.39 ± 0.25	4.29 ± 0.08	4.36 ± 0.16	4.20 ± 0.13	3.67 ± 0.10	3.70 ± 0.04
Cen	2.61 ± 0.10	3.13 ± 0.26	5.18 ± 0.11	6.43 ± 0.20	3.76 ± 0.09	6.57 ± 0.34	2.83 ± 0.09	5.34 ± 0.05
Gras	8.79 ± 0.10	8.15 ± 0.05	7.92 ± 0.15	7.15 ± 0.06	7.3 ± 0.24	7.45 ± 0.15	6.05 ± 0.08	5.96 ± 0.11
Prot	13.67 ± 0.22	14.85 ± 0.30	9.55 ± 0.12	6.01 ± 0.09	6.72 ± 0.37	6.76 ± 0.28	12.49 ± 0.42	12.22 ± 0.06
Fib	6.41 ± 0.20	6.91 ± 0.10	5.51 ± 0.20	6.36 ± 0.17	5.66 ± 0.18	6.00 ± 0.11	5.15 ± 0.21	6.05 ± 0.13
Carb	60.26 ± 0.84	59.45 ± 0.50	67.45 ± 0.48	69.77 ± 0.07	72.19 ± 0.53	69.02 ± 0.27	69.82 ± 0.59	66.74 ± 0.02

X: Promedio de 3 repeticiones; S: Desviación estándar; Hum: Humedad (%); Cen: Ceniza (%); Gras: Grasa (%); Prot: Proteína (%); Fib: Fibra cruda (%); Carb; Carbohidratos (%)

Tabla 3. Efecto de la temperatura de tostado en las características funcionales y fisicoquímicas de la cañihua tostada

	Muestra cruda		130 (°C)		160 (°C)		190 (°C)	
	ILLPA	Cupi	ILLPA	Cupi	ILLPA	Cupi	ILLPA	Cupi
	X±S	X±S	X±S	X±S	X±S	X±S	X±S	X±S
CA	2174±33.32	1667±120.85	1943±53.29	1481±39.01	2206±30.9	1886±159.51	2521±41.29	2342±22.7
PT	87.35±0.88	109.29±0.76	170.46±0.84	229.16±5.60	187.65±5.57	241.6±4.4	214.71±4.92	269.57±8.4
FI	1.04±0.01	1.02±0.02	0.96±0.04	1.01±0.03	0.96±0.02	1.04±0.06	1.05±0.03	1.04±0.03
GG	-	-	26.03±1.91	29.34±3.03	55.88±4.68	62.38±2.87	47.79±2.4	51.07±1.62
IE	-	-	3.63±0.02	3.38±0.01	3.72±0.01	3.45±0.01	3.62±0.02	3.42±0.02
IA	-	-	3.97±0.09	2.61±0.22	4.96±0.15	3.97±0.12	4.68±0.06	3.39±0.07

X: Promedio de 3 repeticiones; S: Desviación estándar; CA: Capacidad antioxidante ($\mu\text{g Trolox eq g}^{-1}\text{ms}$); PT: Polifenoles totales (mg. Ácido gálico $100\text{ g}^{-1}\text{ms}$); FI: Fitatos (% Ácido Fítico); GG: Grado de gelatinización (%); IE: Índice de expansión; IA: Índice de absorción de agua

Tabla 4. Efecto de la temperatura de tostado en la composición proximal de cañihua tostada

	Muestra cruda		130 (°C)		160 (°C)		190 (°C)	
	ILLPA	Cupi	ILLPA	Cupi	ILLPA	Cupi	ILLPA	Cupi
	X±S	X±S	X±S	X±S	X±S	X±S	X±S	X±S
Hum	8.26±0.47	7.5±0.36	3.42±0.26	2.58±0.38	1.33±0.06	0.97±0.15	0.63±0.07	0.81±0.07
Cen	2.61±0.10	3.13±0.26	3.33±0.11	3.8±0.13	4.47±0.22	4.96±0.16	4.5±0.17	5.45±0.36
Gras	8.79±0.10	8.15±0.05	8.6±0.32	7.99±0.03	7.45±0.1	7.55±0.44	7.76±0.06	6.37±0.31
Prot	13.67±0.22	14.85±0.30	13.96±0.21	12.53±0.69	12.95±0.79	12.13±0.26	9.45±0.4	6.05±0.58
Fib	6.41±0.20	6.91±0.10	4.99±0.06	6.39±0.09	6.7±0.11	6.54±0.11	5.34±0.13	6.44±0.13
Carb	60.26±0.84	59.45±0.50	65.69±0.44	66.72±0.89	67.11±0.49	67.84±0.54	72.32±0.18	74.89±0.51

X: Promedio de 3 repeticiones; S: Desviación estándar; Hum: Humedad (%); Cen: Ceniza (%); Gras: Grasa (%); Prot: Proteína (%); Fib: Fibra cruda (%); Carb; Carbohidratos (%)

Grado de gelatinización del grano de cañihua expandida

Los resultados obtenidos (Tabla 1) son bajos debido probablemente a que en diferentes alimentos procesados el almidón es gelatinizado solo en parte a causa del limitado contenido de agua durante el procesamiento, los gránulos de almidón son expandidos ligeramente y la estructura interna está en parte intacta (Holm et al., 1988). En este trabajo se observó un comportamiento creciente del grado de gelatinización, debido posiblemente a que en la mayor parte de los procesos de expandido, micronizado, torrefactado y extrusionado producen alteraciones del tamaño de partícula y aumentos de temperatura, tanto por compresión como por vapor, durante los períodos de acondicionamiento, procesado o secado final, que afectan a la estructura de la proteína y el almidón (Guada J., 1993).

Índice de expansión del grano de cañihua expandida

Se observa en la Tabla 1 que los índices de expansión obtenidos son ligeramente menores al máximo índice de expansión de la cañihua expandida (6.09 a 214 Lbf.pulg⁻²) reportado por Sucari, (2003) esto debido probablemente a la diferencia de presiones trabajadas y también a su forma nativa original y a la extensión del daño al almidón (definido como el rompimiento de la estructura molecular) porque está relacionada a los elementos fundamentales en la expansión de materiales con contenido de almidón (Harper, 1986 citado por Kokini et al., 1992). Los valores obtenidos muestran que existe un incremento del índice de expansión a medida que aumentan las presiones trabajadas y también existe una similitud en el comportamiento entre ambas variedades.

Índice de absorción de agua del grano de cañihua expandida

Los resultados del índice de absorción de agua se muestran en la Tabla 1 donde ambas variedades perciben un incremento a medida que la presión aumenta con un similar comportamiento a grado de gelatinización, al respecto Poton y Pratt, (1981) citado por Aguirre (2003) propone al índice de absorción de agua como un método válido para medir la conversión de almidón, ya que afirma que una verdadera conversión se logra cuando se tiene un hinchamiento irreversible de este, lo cual es cuantificado por el índice de absorción.

Composición proximal de la cañihua expandida

La composición proximal de la cañihua expandida en ambas variedades se muestra en la Tabla 2 donde se puede destacar que la cañihua al ser expandida redujo su humedad, los valores de ceniza se vieron afectados mínimamente, existió una disminución progresiva de la grasa a medida que se aumentaba la presión, esto podría ser a consecuencia de la volatilización de algunos ácidos grasos debido a la alta temperatura (Luna, 2005), con respecto a la proteína las dos variedades disminuyeron su porcentaje inicial al ser sometida a 120 Lbf.pulg⁻² e incrementando su porcentaje al aumentar las presiones, reducción inicial y posterior incremento que es debido probablemente a que la baja presión inicial a la cual se trabajó, hace que el producto no se expanda adecuadamente quemando en mayor grado la superficie del grano, trayendo como consecuencia la pérdida del embrión de la cañihua en el cual se concentra una importante cantidad de proteínas (Tapia, 2000 citado por Sucari, 2003), el contenido de fibra cruda de ambas disminuye ligeramente su contenido de fibra cruda a medida que la presión del proceso de expandido aumenta, esto se explica porque el alto contenido de fibra generalmente observado en la cañihua se debe a la presencia de perigonios que envuelven el grano y que no han sido eliminados por completo (Repo-Carrasco, 1992), la determinación de carbohidratos presentes en la cañihua se hizo por diferencia y por lo tanto la disminución de la mayor parte de los componentes proximales de la cañihua hace que el porcentaje de carbohidratos aumente existiendo una similitud estadística en ambas variedades.

Proceso de tostado

Polifenoles totales del grano de cañihua tostada

En la Tabla 3, se observa que el contenido de polifenoles totales se vio afectado significativamente por el proceso de tostado incrementando su contenido ante un incremento de temperatura (Figura 3). Estos resultados son similares al ser comparados con los obtenidos por Vásquez (2006) donde señala que el contenido de polifenoles totales obtenidos de la Kiwicha se incrementa a medida que la temperatura de tostado se aumenta significando esto que el tratamiento térmico influye positivamente en los compuestos fenólicos totales debido probablemente a que se producen productos pardos de la reacción de Maillard que incluyen polímeros solubles e insolubles mayormente azúcares reductores unidos

a aminoácidos o proteínas y otros compuestos nitrogenados que hace a la lisina indisponible, así mismo con el tostado se desdobra y se forman otros compuestos fenolicos que se unen a otros compuestos como carbohidratos y proteínas lo que harían aumentar el porcentaje de compuestos fenolicos totales (Saura-Calixto y Bravo, 2002).

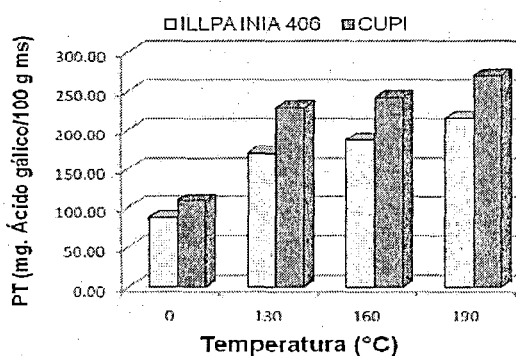


Gráfico 3. Efecto de la temperatura de tostado en el contenido de polifenoles totales de 2 variedades de cañihua

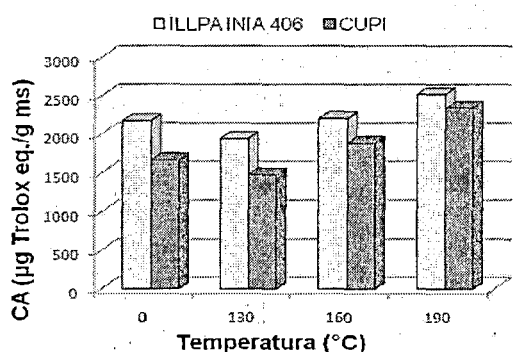


Gráfico 4. Efecto de la temperatura de tostado en la capacidad antioxidante de 2 variedades de cañihua

Capacidad Antioxidante del grano de cañihua tostada

La capacidad antioxidante se muestra en la Tabla 3, donde se puede observar que la capacidad antioxidante disminuyó ligeramente a una temperatura de 130 °C en comparación con la muestra sin procesar, cambiando la tendencia al ser sometido a 160 °C y 190 °C produciendo una mayor capacidad antioxidante, este comportamiento se en las dos variedades. Estos resultados son similares a los reportados por Vásquez, (2006) donde a una temperatura de 100 °C la capacidad antioxidante de la kiwicha también disminuye y posteriormente incrementa al

ser sometida a una temperatura de tostado de 150 °C. La reducción inicial en la actividad antioxidante (Figura 4) puede ser atribuida no solamente a la degradación térmica de los antioxidantes, sino también a la formación temprana de productos de la reacción de Maillard con propiedades pro-antioxidantes (Kaur y Kapoor, 2001). La ganancia posterior en la actividad antioxidante coincidió con la formación de productos pardos de la reacción de Maillard (Kaur y Kapoor, 2001), por su parte Wangcharoen and Morasuk, (2009) señala que el producto tostado puede incrementar su capacidad antioxidante en un mayor nivel apreciable que el valor inicial dependiendo del grado de tostado. El comportamiento de la capacidad antioxidante de la cañihua tostada en ambas variedades difiere ligeramente del contenido de polifenoles totales, esto debido a que la capacidad antioxidante no siempre va aparejada con la concentración de polifenoles, Okawa et al, (2001) citado por Zavaleta et al., (2005) reporta que cuando se evalúa la capacidad de secuestro de radicales libres no siempre es debido únicamente al contenido de polifenoles sino también la posición del grupo hidroxilo, este varía dependiendo de la granulometría de las muestras, el lugar de origen, las condiciones climáticas y el tratamiento de los alimentos.

Fitatos del grano de cañihua tostada

El contenido de fitatos en la cañihua tostada se pueden observar en la Tabla 3 donde se observa leves cambios con respecto al contenido de fitatos inicial, manifestándose este cambio de manera distinta en cada variedad, pero el análisis estadístico muestra que los cambios en cada una de las variedades no son significativos, manifestando así que la variedad no influye en el contenido de fitatos de la cañihua y que las temperaturas de tostado tampoco causan cambios sustanciales en el contenido de ácido fitico. Para una disminución de su contenido Ejiqui et al. (2005) señala que al ser sometida a un tratamiento previo como la germinación, su contenido podría disminuir.

Grado de gelatinización del grano de cañihua tostada

En la Tabla 3 se observa que, ante el cambio de temperatura de tostado de 130 °C a 160 °C la cañihua presenta un incremento en su grado de gelatinización y ante el incremento de la temperatura a 190 °C el grado de gelatinización disminuye en ambas variedades. El incremento inicial es menor que el grado de gelatinización

obtenido por Bejar y Bustinza (2004) donde muestra que al ser tostado por una maquina experimental a 200 °C por un tiempo de 10 segundos la cañihua presenta un grado de gelatinización de 79.54%. Esto debido posiblemente a que las condiciones a las cuales se llevo a cabo el tostado fueron diferentes ya que el tostado manual estuvo expuesto a un mayor tiempo (10 s a 130 °C, 18 s a 160 °C y 24 s a 190 °C) produciendo se así el deterioro de algunos de sus componentes de su capa externa, ya que Alcazar, (2002) menciona que el proceso de tostado en granos secos se lleva a cabo entre 135 a 180 °C pero el proceso debe controlarse cuidadosamente para no producir efectos perjudiciales. El descenso del grado de gelatinización a una temperatura de 190 °C se debe a la perdida de birrefringencia y la disponibilidad de almidón que ocurren sobre un relativo corto rango de temperaturas (Sullivan and Johnson, 1962).

Índice de expansión del grano de cañihua tostada

El índice de expansión en el proceso de tostado se muestra en la Tabla 3 donde al igual que el grado de gelatinización, el índice de expansión incrementa al ser sometida a un cambio de temperatura de 130 a 160 °C, comportamiento que cambia ante el incremento de temperatura a 190 °C, donde el índice de expansión disminuye alcanzando un índice de expansión de 4.68 en la variedad Illpa INIA 406 y 3.39 en la variedad cupi, existiendo una similitud con el grado de gelatinización, que se da por que cuando se expone al calor los gránulos de almidón experimenta una expansión, destrucción de la estructura cristalina interna, esta transformación termina en la gelatinización del almidón (Holm et al., 1988). A medida que se incrementa la temperatura, la viscosidad aumenta debido a la gelatinización del almidón, por cuya razón, si el almidón se calienta a mas de 160 °C se transforma en almidón soluble y a mas de 200 °C se convierte en dextrina, este almidón, se retrograda y son higroscópicos (Cisneros, 2002).

Índice de absorción de agua del grano de cañihua tostada

Se puede observar en la Tabla 3 los diferentes valores de índice de absorción obtenidos en el tostado, los cuales coinciden tanto con los del grado de gelatinización así como del índice de expansión, presentando un incremento al ser

sometidas ante el incremento de temperatura de 130 °C a 160 °C y posteriormente disminuyendo su valor al ser incrementada la temperatura de tostado a 190 °C, este comportamiento se presenta tanto en la variedad Illpa INIA 406 y cupi. El comportamiento es similar al índice de expansión y grado de gelatinización esto debido a que el índice de absorción de agua y el poder de hinchamiento son usados como indicadores de la retención del agua, también es una medida indirecta del grado de almidón gelatinizado por la cocción (Bressani y Estrada, 1994, citado por Hevia et al., 2002).

Composición proximal de la cañihua tostada

La composición proximal de la cañihua tostada a diferentes temperaturas se muestra en la Tabla 4 donde se puede observar que la humedad inicial sufre una disminución en ambas variedades a medida que la temperatura de tostado aumenta, siendo influenciada por la variedad y la temperatura. La ceniza existente en la cañihua experimenta un incremento que se debe probablemente a que ante un incremento de temperaturas, la superficie externa de la cañihua es chamuscada ligeramente. El contenido de grasa disminuye levemente con respecto al contenido inicial en la variedad cupi, la variedad Illpa INIA 406 presenta una leve disminución a una temperatura de 130 °C esto debido a una posible hidrólisis de las grasas pudiendo saponificarse. La proteína de la cañihua en ambas variedades sufre un descenso a medida que aumenta la temperatura de tostado, esto se debe posiblemente a que en el proceso de tostado puede ocurrir disminución de la cantidad en las proteínas por causa de la reacción de Maillard en presencia de carbohidratos reductores (Alcazar, 2002). El porcentaje de fibra cruda en la variedad cupi no presentó diferencias significativas en su contenido mientras que en la variedad Illpa INIA 406 hay una ligera variación mostrando así que la variedad influye en el contenido de fibra existente en la cañihua. El contenido de carbohidratos se realizó por diferencia incrementando su contenido a medida que la temperatura aumentó.

Comparación entre la cañihua expandida y tostada

Al hacer una comparación entre los dos procesos se observa que el proceso de expansión genera un mayor contenido de polifenoles totales en comparación al tostado, el expandido por explosión genera una mayor

capacidad antioxidante en el grano de cañihua, ambos procesos afectan de manera similar al contenido de fitatos no existiendo diferencias significativas, el grado de gelatinización de la cañihua expandida a diferentes presiones es ligeramente mayor al grado de gelatinización del tostado en ambas variedades, el tipo proceso no influye significativamente en el índice de absorción de agua y que el comportamiento de las variedades en el índice de expansión es distinto al ser sometida a un proceso de transformación diferente.

CONCLUSIONES

El proceso de expansión por explosión a diferentes presiones (120, 140 y 160 Lbf.pulg.⁻²) en las variedades Illpa INIA 406 y cupi produce un efecto positivo en las características funcionales y fisicoquímicas de la cañihua a medida del incremento de las presiones. El proceso de tostado a diferentes temperaturas (130, 160 y 190 °C) incrementa la propiedades funcionales conforme aumenta la temperatura pero las mejores condiciones fisicoquímicas se presentan a una presión de 160 °C en ambas variedades. El proceso de expandido por explosión proporciona mejores propiedades funcionales, pero provee características fisicoquímicas similares al tostado.

AGRADECIMIENTO

Al proyecto "Fortalecimiento de las oportunidades de ingreso y la seguridad nutricional de los pobres rurales, a través del uso y mercadeo de especies olvidadas y subutilizadas". NUS-IFAD II, que por intermedio del CIRNMA-CICADER-UNAP financiaron íntegramente el presente trabajo de investigación.

BIBLIOGRAFIA

- Aguilar C. 2002. Caracterización Fisicoquímica de fibra y Mezclas de fibra dietaria obtenidas a partir de residuos de Naranja (*Citrus sinensis*), Salvado de cebada (*Hordeum vulgare*) y Cáscara de camote (*Ipomoea batatas* (L.) Lam). Tesis para optar el grado de Magíster Scientiae. Universidad Nacional Agraria la Molina. Lima. Perú.
- Alcazar del Castillo j. 2002 Diccionario técnico de industrias alimentarias. Segunda edición Editorial Cibercopy. Lima Perú.
- Aoac, Official Methods of Analysis, 1990. Association of Official Analytical Chemists International. Vols. 1 and 2. W. Horwits (Ed.). AOAC International, Washington, D.C
- Arena E., Fallico B., and Maccarone E. 2001 Evaluation of antioxidant capacity of blood oranges juices as influenced by constituents, concentration process and storage. *Food Chem.* 74: 423- 427.
- Bejar R. y Bustinza R., 2004 Diseño y Construcción de un Equipo para el Tostado de Cañihua (*Chenopodium pallidicaule* Aellen) con Sistema de Vantado y Clasificado. Tesis de pre grado para optar el título de Ingeniero Agroindustrial, UNA-Puno.
- Brand – Williams W., Cuvelier E., and Berset C. 1995 Use of a free radical method to evaluate Antioxidant Activity *Lebensm. Wiss. U. Technol.* 28: 25-30.
- Chinma C. and Igyor M. 2008 Starch Gelatinization, Total Bacterial Counts and Sensory Evaluation of Deep Fried Cassava Balls (Akara-Akpu). *Am. J. Food Technol.* 3 (4): 257-263.
- Cisneros F. 2002 Una teoría generalizada que relaciona el atrapamiento de burbujas de aire con la longitud de de barril lleno durante la extrusión de almidón. Tesis para optar el Título de Ingeniero en industrias alimentarias. Universidad Nacional Agraria la Molina. Lima. Perú
- Ejiqui J., Savoie L., Marin J., Desrosiers T. 2005 Influence of Traditional Processing Methods on the Nutritional Composition and Antinutritional Factors of Red Peanut (*Arachis hipogea*) and Small Red Kidney Beans (*Phaseolus vulgaris*). *Journal of Biological Sciences* 5(5): 597-605. .
- Guada J. 1993 Efectos del procesado sobre la degradabilidad ruminal de proteína y almidón. Departamento de Producción Animal y Ciencia de los Alimentos, Facultad de Veterinaria, Universidad de Zaragoza, España.
- Hevia F., Berti M., Wilckens R. y Yévenes C. 2002 Contenido de proteína y algunas características del almidón en semillas de amaranto (*amaranthus* spp.) cultivado en chillan, chile. Universidad de Concepción Chile. *Rev. Agro sur sur* v.30 n.1
- Holm J., Lundquist I., Björck I., Eliasson A., Asp N. 1988 Degree of starch gelatinization, digestion rate of starch in vitro, and metabolic response in rats. *American Society for Clinical Nutrition* 47: 1010-1016. USA.

- Kaur C., Kapoor H. 2001. Antioxidants in fruits and vegetables—the millennium's health. *International Journal of Food Science and Technology* 36, 703–725.
- Kokini J., Chi-Tang H., Mukund Y., Karwe., 1992 *Food Extrusion Science and Technology*. Marcel Dekker Inc New York.
- Luna Mercado G. 2005. Efecto del proceso de cocción extrusión en la fracción indigestible, capacidad antioxidante, polifenoles totales, fitatos y algunas propiedades funcionales en 3 variedades de cañihua (*Chenopodium pallidicaule* Aellen). Tesis para optar el Título de Magíster Scientae Universidad Nacional Agraria la Molina. Lima. Perú
- Montreal S., Fernández J., Fernández J., Sayas M. y Perz J. 2002. Aspectos Fisiológicos y nutritivos de los alimentos funcionales. *Alimentación equipos y tecnología* 21 (165) : 132- 138.
- Pas'Ko P., Barton H., ZagrodzkP., Gorinstein S., Fołta M., Zachwieja Z. 2009 Anthocyanins, total polyphenols and antioxidant activity in amaranth and quinoa seeds and sprouts during their growth. *Food Chemistry* 115 : 994–998..
- Pokorny J., Yanishlieva N., Gordon M. 2001 *Antioxidants in Food: Practical Applications*; CRC Press, Woodhead Publishing Limited, Cambridge.
- Repo-Carrasco Ritva 1992 *Cultivos Andinos y la Alimentación Infantil*. Ed. Didi Arteta S.A. Lima Perú
- Repo-Carrasco R., Acevedo A., Icochea J. y Kallio H. 2009 Chemical and Functional Characterization of Kañiwa (*Chenopodium pallidicaule*) Grain, Extrudate and Bran. *Plant Foods Human Nutrition*. 64:94–101
- Saura-Calixto F. and Bravo L. 2002 Dietary Fiber – Associated compounds: Chemistry, Analysis and Nutritional Effects of Polyphenols. *Hand Book of Fiber Dietary* 415-430.
- Schmidt-Hebbel, H. 1986. “Tóxicos químicos en alimentos. Avances en su identificación, previsión y desintoxicación”. Editado por Fundación Chile.
- Sucari Jaen, M., 2003 “Determinación de Humedad y Presión en el proceso de Expansión por Explosión para dos Variedades de Cañihua (*Chenopodium pallidicaule* Aellen)” Tesis para optar el título de Ingeniero Agroindustrial. UNA- Puno.
- Sullivan J. and Johnson J. 1962 Measurement of starch gelatinization by enzyme susceptibility. *Sci. Food* 393 :73-79
- Vásquez F., 2006 Digestibilidad in vitro de proteína y compuestos bioactivos en accesiones de kiwicha (*Amaranthus caudatus* L., 1753) Tostada. Tesis para optar el Título de Magíster Scientae Universidad Nacional Agraria la Molina. Lima. Perú
- Wangcharoen W. and Morasuk W. 2009 Effect of heat treatment on the antioxidant capacity of garlic. *Maejo Int. J. Sci. Technol.* 3(01): 60-70
- Zavaleta J., Muñoz A., Blanco T., Alvarado-Ortiz C., Loja B., 2005 Capacidad Antioxidante de algunos alimentos. *Horizonte Medico USM*.