



GOBIERNO REGIONAL DE MOQUEGUA
PROYECTO ESPECIAL REGIONAL PASTO GRANDE



TOMO N° 9

ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO EN EL SISTEMA DEL EMBALSE PASTO GRANDE

ESTUDIO MEJORAMIENTO DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL
EMBALSE PASTO GRANDE DISTRITO CARUMAS, PROVINCIA
MARISCAL NIETO, REGIÓN MOQUEGUA

2012

Contrato N° 002-2012-GG-PERPG

VCHI S.A.

Consorcio

acciona
Ingeniería

V-5

INDICE

ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO EN EL SISTEMA DEL EMBALSE PASTO GRANDE

	Pag.
1. INTRODUCCION.....	1
2. ANTECEDENTES DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO.....	3
2.1. TRATAMIENTO PASIVO DE DRENAJES ACIDOS A NIVEL MUNDIAL.....	3
2.2. HUMEDALES ARTIFICIALES APLICADOS EN MINERIA EN EL PERU.....	7
2.3. HUMEDALES ARTIFICIALES APLICADOS EN LA REGION.....	9
3. ASPECTOS GENERALES.....	9
3.1. UBICACIÓN GEOGRÁFICO.....	9
3.2. POBLACION.....	10
3.3. CUENCAS HIDRICAS.....	10
3.4. CLIMA.....	11
3.5. VIAS DE ACCESO.....	11
4. DESARROLLO DEL ESTUDIO DE TRAAMIENTO BIOLÓGICO.....	13
4.1. DEFINICION DEL AREA DE ESTUDIO.....	13
4.1.1.Ubicación del Área de Estudio.....	13
4.1.2.Características del Área de Estudio.....	13
4.2. OBJETIVOS.....	16
4.3. MARCO LEGAL.....	16
4.4. CONSIDERACIONES GENERALES DE LA PROBLEMÁTICA EXISTENTE.....	16
5. DISEÑO DE ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO.....	29
5.1. MARCO CONCEPTUAL TIPOS ESPECÍFICOS DE TRATAMIENTO.....	29
5.1.1. PROCESOS BIOLÓGICOS INVOLUCRADOS EN EEL TRATAMIENTO BIOLÓGICO.....	29
5.2. APLICACIÓN DE BIORREMEDIACION.....	59
5.2.1.Definición, Limitaciones y Campo de aplicación.....	59.
5.2.2. Factores Asociados a la Biorremediacion.....	60
5.2.3. BIORREMEDIACION POR HUMEDALES ARTIFICIALES.....	64
5.3. METODOS DE BIORREMEDIACION PROPUESTOS.....	79
5.3.1. TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE AFLUENTES.....	79

5.4. ESPECIFICACIONES DEL SISTEMA DE HUMEDAL ARTIFICIAL.....	85
5.5. EFICIENCIA DE ELEIMINACION DE IONES METALICOS	89
5.6. ASPECTOS RELACIONADOS AL MEJORAMIENTO DE BOFEDALES PARA FITORREMEDIACION.....	91
5.7. ALCANCES DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO EN EL EMBALSE.....	98
5.7.1. TIPOS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO PARA EL EMBALAJE.....	98
5.7.2. SISTEMATIZACION DE TECNICAS DE PLANTACION TOTORA.....	103
6. SELECCIÓN DE ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO.....	115
6.1. CRITERIOS DE SELECCIÓN.....	115
6.2. SELECCIÓN DE PUNTOS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO EN AFLUENTES.....	115
6.2.1. RIO ANTAJARANE	115
6.2.2. RIO CACACHARA	117
6.2.3. QUEBRADA JACOSIVE.....	118
6.2.4. QUEBRADA PALLEUTANE.....	119
6.3. SELECCIÓN DE PUNTOS DE TRATAMIENTO EN EL EMBALSE	121
6.3.1. DATOS DE INTERES DEL EMBALSE	123
6.4. DEFINICION DE LA ALTERNATIVA DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO EN AFLUENTES.....	125
6.4.1. TRATAMIENTO BIOLÓGICO MEDIANTE RECUPERACION DE BOFEDALES PARA FITORREMEDIACION DEL RIO ANTAJARANE Y CACACHARA.....	125
6.4.2. TRATAMIENTO BIOLÓGICO MEDIANTE CONSTRUCCION DE HUMEDALES ARTIFICIALES WETLAND EN LOS RIOS JACOSIVE, QUEBRADA PALLEUTANE.....	128
6.5. DEFINICION DE LA ALTERNATIVA DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO EN EL EMBALSE	130
6.5.1. SIEMBRA Y/O TRANSPLANTE DE SCHOENOPLECTUS TATORA	131
7. COSTO DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO.....	133
7.1. COSTOS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO DEL EMBALSE PASTO GRANDE.....	133
7.2. COSTO DE TRATAMIENTO HUMEDALES ARTIFICIALES.....	134
7.3. COSTOS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO CON RECUPERACION DE BOFEDALES.....	135
7.4. CONTROL Y EVALUACION DE LOS HUMEDALES Y EMBALSE PASTO GRANDE.....	139
8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	142

CONSORCIO V-5

Ing. César Encarnio Carreño
BIÓLOGO
CIP. 6530

CONSORCIO V-5

Ing. Víctor Díaz Nuñez
INGENIERO CIVIL
CIP. 6530

ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO EN EL SISTEMA DEL EMBALSE PASTO GRANDE

1. INTRODUCCIÓN

El embalse de Pasto Grande, ubicado en la región Moquegua, Perú, destinado principalmente para servir de fuente de abastecimiento para la producción de agua potable para las ciudades de Ilo y Moquegua, se encuentra contaminado, por sus principales afluentes, como los Ríos Millojahuira y Antajarane aportantes de contaminación ácida natural y el río Patara que aparte de la contaminación natural tiene evidencias de contaminación antrópica; además tenemos el afluente del río Tocco, que teniendo pH básico permanente presenta una carga bacteriana originada por contaminación fecal doméstica y que contribuye con la contaminación del embalse, incrementando además la carga de DBO; todo esto ha contribuido a la disminución de la biodiversidad (no existen peces ni organismos vivos de tamaño apreciable) y la aparición de especies resistentes a los factores mencionados, como la presencia de algunas especies de cianobacterias que son tóxicas especialmente para el consumo humano, y de algunas especies de algas microscópicas también tóxicas para la biota (ejemplo *Gimnodinium* sp). Sin embargo con la información proporcionada en los informes del primer monitoreo, no se puede hablar de floraciones algales, ya que tal denominación corresponde a recuentos de algas microscópicas con densidades mayores a 10 000 cel/mL.

De todas maneras, al tratarse de agua de fuente para abastecimiento público y para riego, es necesario que se tomen algunas medidas que minimicen los riesgos tanto para el consumo humano, como para la biota, y realizar las mejoras que permitan el retorno de las especies más representativas de la región al embalse a fin de recuperar el ecosistema en la medida que se cumplan las propuestas de tratamiento químico, biológico y/o mixto que se elaboren en el presente estudio, además que se brinden las recomendaciones de este Estudio a las empresas mineras que contaminan el tratamiento de sus efluentes antes de ser vertidos a los ríos; todo esto repercutirá en la mejora de la calidad de vida de las poblaciones servidas, así como de las actividades económicas conexas.

En lo que respecta al tratamiento biológico, el presente estudio contempla la presentación de las alternativas que sean factibles en la eliminación de los contaminantes metálicos lo que repercutirá en la elevación del pH del agua a niveles compatibles con la vida y la salud.

1.1 Riesgo

El Embalse Pasto Grande debido a que recibe principalmente 4 afluentes: El río Tocco que siempre manifestó pH básico pero evidencia contaminación fecal doméstica; los ríos Millojahuira, Antajarane y Patara manifiestan contaminación ácida natural por los DAR y afloramiento de aguas mineralizadas que acidifican las aguas y siendo que además el Río

Patara evidencia actividad minera, lo que en su conjunto va a producir un efecto sinérgico cuyo carácter tóxico, puede ser mucho mayor que la suma de las partes.

Como respuesta a esta forma de contaminación el embalse Pasto Grande ha disminuido su biodiversidad y solo persisten especies animales y vegetales que son muy resistentes a las condiciones actuales (bajo pH, presencia de sustancias minerales fuera de los límites establecidos por los ECAs, etc.), lo que origina en forma potencial un riesgo para el uso en cualquiera de las actividades humanas: riego para ser usada como fuente de abastecimiento de agua potable, uso recreacional, etc.).

El riesgo es inherente a todas las actividades humanas; aunque el instinto humano lo induce a actuar con prevención, por lo que es necesario "conceptualizar" el riesgo y entenderlo, a fin de poder enfrentarlo; de allí que el riesgo está presente en todo momento debido a que es una probabilidad de la ocurrencia de un evento (intoxicación, por ejemplo) por la existencia de un peligro (presencia de sustancias tóxicas en el agua, alimentos, etc), sin embargo cuando ocurre una enfermedad por ingerir agua contaminada sin conocer el peligro, se trata de un "accidente" y no de un riesgo. Desde una perspectiva ambiental, existe cierto grado de vulnerabilidad acerca de los recursos, la que se define como vulnerabilidad intrínseca, mientras que la naturaleza del evento se halla definida por el valor de la carga contaminante; el grado de toxicidad aguda del agua por ejemplo.

La vulnerabilidad está representada por las características de susceptibilidad inherente de un recurso, es decir su grado de fragilidad o exposición natural. En términos cuantitativos, la vulnerabilidad de un recurso es la medida en que este puede deteriorarse, cuando se expone a un o varias actividades humanas contaminantes o degenerativas (eventos).

La carga contaminante, se halla definida por el producto del tóxico, por el caudal de la descarga (afluente) y esta se halla dada para todos los componentes que ingresan al sistema (embalse) y el grado de toxicidad de una descarga se mide en base a la DL50 y que en el caso del agua corresponde a la EC50, que es la concentración del tóxico, que es capaz de matar o inhibir alguna función en el 50% de los organismos que se usan como modelos experimentales (algas, bacterias, dafnia, peces, etc). Al extrapolar esta información hacia el consumo de agua por los seres vivos, incluyendo al hombre, la valoración de la toxicidad aguda, se halla dada por los efectos que puede ocasionar el consumo del agua en plazos prolongados, por ejemplo la producción de cáncer,

Las discusiones sobre toxicidad y el riesgo real de los contaminantes químicos y/o biológicos en el agua es un factor poco conocido y difundido a todo nivel, sin embargo existe la necesidad de evaluar y dar solución a este tipo de problemas, que no se resuelve solamente eliminado y/o disminuyendo a los contaminantes químicos presentes, sino que es necesario tomar acciones teniendo en cuenta que con el transcurso del tiempo estos componentes han cambiado, de tal

forma que su potencialidad en cuanto a riesgo en lugar de disminuir, se ha incrementado, por el efecto de la sinergia anteriormente mencionado.

En resumen, el riesgo, en su connotación ambiental, es una expresión de las pérdidas e implicancias potenciales que una actividad antrópica consciente puede ocasionarle a un recurso, en este caso a una fuente de agua que va a tener diferentes usos. Consumo humano, riego agrícola, recreacional, etc.

1.2 Contaminación

Con respecto a la definición de contaminación, ésta se halla representada por cualquier sustancia ajena a un sistema (agua por ejemplo) que como consecuencia de una actividad humana, ingresa a él y que por su naturaleza y concentración, ejerce directa o indirectamente un efecto adverso sobre los seres vivos, que dependen del sistema. También se define como cualquier sustancia extraña de origen antrópico, capaz de romper el equilibrio natural de un ecosistema (por ejemplo ecosistema acuático).

En síntesis, la contaminación es un fenómeno antrópico, cuyas consecuencias potenciales (riesgo) dependen tanto de la vulnerabilidad del recurso (naturaleza del elemento expuesto) como de la concentración y/ o grado de toxicidad de una sustancia en particular (naturaleza del evento).

En base a lo expuesto, la información detallada de los ensayos de laboratorio realizados, nos darán la información sobre los grados de riesgo del embalse Pasto Grande en función al uso que se de al agua y extrapolar estos datos a fin de que permitan determinar cuál es la mejor alternativa de tratamiento, así como tareas de prevención, mitigación y diseño de planes de contingencia

2. ANTECEDENTES DE TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS

2.1 TRATAMIENTO PASIVO DE DRENAJES ACIDOS A NIVEL MUNDIAL

El empleo de **humedales artificiales** es catalogado como eficiente en sistemas depuradores de utilidad en Dinamarca, Alemania, Reino Unido, Francia, España, Austria, Suiza, Belgica, Luxemburgo, Holanda y Suecia.

En Estados Unidos se investiga el uso de humedales, aplicando métodos ligeramente diferentes a los europeos: los "Free Water System" (FWS) y "Subsurface Flow System" (SFS).

Los métodos de tratamiento convencionales o activos de aguas ácidas tienen un coste elevado, por lo que no pueden ser mantenidos por un período prolongado una vez finalizada la vida de la mina. Máxime teniendo en cuenta que el problema de las aguas ácidas pueden perdurar, según las estimaciones de Younger (1997), varios cientos de años. En la última

década se han investigado diversos métodos de tratamiento pasivo y se ha comprobado que dan buenos rendimientos en la neutralización del pH y en la eliminación de metales pesados. Además, requieren poco mantenimiento y su bajo coste puede ser asumido durante largos periodos de tiempo (de 20 a 40 años) una vez clausurada la instalación minera (Watzlaf, 1997b). Los métodos de tratamiento pasivo se basan en los mismos procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar en los humedales naturales (wetlands), en donde se modifican favorablemente ciertas características de las aguas contaminadas, consiguiendo la eliminación de metales y la neutralización del pH.

Entre los métodos pasivos que más se han utilizado destacan los humedales aerobios, los humedales anaerobios o balsas orgánicas, los drenajes anóxicos calizos (ALD, Anoxic Limestone Drains), los sistemas reductores de sulfato y producción de alcalinidad (RAPS, Reducing Alkalinity Producing Systems) y las barreras reactivas permeables cuando son aguas subterráneas (PRB, Permeable Reactive Barriers). En la práctica estos métodos se emplean solos o combinados, dependiendo del tipo de drenaje ácido y de los requerimientos del tratamiento.

En cuanto a los costes unitarios de los sistemas de tratamientos pasivos para aguas ácidas van a depender de una amplia serie de factores, pero a modo de ejemplo se pueden citar los costes de algunos sistemas experimentales. La USEPA (1996) informa que la Tennessee Valley Authority en la construcción de humedales aerobios para tratar drenajes ácidos de minas de carbón ha obtenido costes entre 3,58 US\$/m² y 32,08 US\$/m², y el Bureau of Mines de 10 US\$/m².

En el caso de humedales anaerobios construidos en Colorado (EEUU) se ha estimado un coste de 570 US\$/m³. La USEPA (2000) en Coal Remining BMP Guidance referencia un coste total de 90.014 US\$ para un sistema ALD construido en 1994 y diseñado para 30 años. Ziemkiewicz et al. (2000) estiman el coste total de cuatro RAPS construidos en Pennsylvania (EEUU), entre los años 1991 y 1996, obteniendo cifras entre 17.000 y 72.000 US\$, para un período de vida de 20 a 30 años.

En Estados Unidos desde hace más de 15 años muchos investigadores y organismos oficiales vienen desarrollando con buenos resultados el empleo de sistemas de tratamiento pasivo para drenajes ácidos de mina. Entre 1984 y 1993 el U.S. Bureau of Mines estudió 13 humedales destinados al tratamiento de drenajes ácidos de minas de carbón, alcanzándose eliminaciones superiores al 85 % de los metales.

En 1985 junto con la Tennessee Valley Authority construyeron 14 humedales para tratar drenajes ácidos procedentes de plantas mineras de carbón, consiguiendo incrementar el pH de 3,1 a 6,7 y una reducción para el Fe de 69 a 0,9 mg/l y para Mn de 9,3 a 1,8 mg/l (USEPA, 1996).

De igual forma entre 1987 y 1990 la USEPA encargó a la Colorado School of Mines realizar unos estudios teóricos para el diseño de humedales dedicados a la eliminación de metales

de aguas ácidas de mina. Una vez concluido este proyecto se publica un manual: Handbook for Constructed Wetlands Receiving Acid Mine Drainage (Wildeman et al., 1993), en el que se describen numerosos casos de laboratorio y de campo, la filosofía de funcionamientos alcanzados en el tratamiento de aguas ácidas con elevados contenidos metálicos, así como los costes de construcción y operación de estos sistemas.

El nivel alcanzado con este tipo de tratamientos es tal que en la guía Best Management Practices elaborada por el Departamento del Agua de la USEPA, en la que se hace un inventario exhaustivo de áreas afectadas por drenajes ácidos de minas de carbón y que requieren su remediación, se recomienda el uso de tecnologías de tratamientos pasivos (humedales, RAPS, ALD y otros) por su reducido coste y gran eficacia, y llegan a proponer la incorporación de estos sistemas en los planes de restauración y clausura de las minas en operación (USEPA, 2000).

En Canadá también se vienen aplicando sistemas pasivos en el tratamiento de drenajes ácidos. Entre 1990 y 1993 se construyeron dos humedales anaerobios experimentales para tratar las aguas ácidas de la mina de cobre Bell Copper (British Columbia). En los dos sistemas se incrementó el pH desde 3 hasta 6-8 y se lograron reducciones del 40 % y del 80 % de Cu con un tiempo de retención de 12 y 23 días, respectivamente. El rendimiento mejoraba al incrementarse el tiempo de retención y disminuía al descender la temperatura como reflejo de una menor actividad biológica (Sobolewski, 1996).

En el norte de Australia (Darwin, Adelaide y Katherine) a inicios de los 90 se estudian las mejoras en la calidad de los drenajes ácidos provenientes de minas de oro, uranio y polimetálicas, con humedales construidos por diferentes empresas mineras. Aunque en la mayoría de los casos no superan los 10 años, se ha demostrado la viabilidad de la aplicación de estos sistemas en climas de marcados contrastes térmicos.

En la mina de oro Tom's Gully se ha logrado reducir en más del 90 % las concentraciones de As, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Pb y U, y cerca del 75 % la del Mn (Noller et al., 1994).

También en 1995 se construyeron humedales a escala piloto para tratar los drenajes ácidos de la mina de carbón Gregory, en Queensland.

En esta región de moderada pluviometría (<650 mm) y alta evaporación (>2000 mm) se han conseguido bajar los niveles de sulfato e incrementar el pH de 3,3 a 5,4-6,7, existiendo la posibilidad de diseño, construcción y evaluación de un sistema en columna a escala de laboratorio para tratar aguas ácidas de mina necesidad de diseñar humedales de flujos subsuperficiales o sistemas RAPS para maximizar la eliminación del sulfato y minimizar la evaporación (Tyrrell et al., 1997).

En Europa también se ha empezado a experimentar con estos sistemas. Así en el Reino Unido existen más de 14 humedales operando con sistemas de producción de alcalinidad, procesos aerobios y anaerobios, o una combinación de éstos. Están dedicados al

tratamiento de aguas ácidas de minas de carbón, donde se ha llegado a eliminar más del 50 % de Fe.

En febrero de 1995 se construyó en Quaking Houses de Durham (Inglaterra) el primer humedal anaerobio de Europa, consiguiéndose reducir en un 70 % la acidez del agua (9,6 g/m²día) y en un 62 % su contenido en Fe. De igual forma en abril de 1998 se construyó el primer RAPS en Pelenna (Gales), en el que se logró eliminar entre un 72-99 % de Fe con un tiempo de retención del agua en el sistema de 14 horas (Younger, 1997 y 1998).

En junio de 1998, en el sur de Noruega, se construyó a escala piloto un sistema de humedales aerobios y anaerobios para tratar los drenajes ácidos de presas de residuos de la mina de níquel Storgangen. Para un caudal de 35 l/min y un tiempo de retención de 10 horas se eliminaba cerca del 98 % de Ni, observándose en invierno una disminución en la reducción de Ni de 35 a 71 % y en verano un incremento de 64 a 99 %. También se consiguieron buenos resultados en la eliminación de Al (96 %), Cu (98 %), Cd (98 %), Zn (99 %) y Cr (64 %) (Ettner, 1999).

También en España en los últimos años se vienen realizando ensayos con este tipo de Tratamientos. Así, para tratar el agua de mina que empezó a surgir en 1995 por una galería de acceso de la mina Troya, cerrada antes de lo previsto en 1993, se viene utilizando la balsa de decantación de estériles a modo de humedal aeróbico. Las aguas de mina se conducen mediante un canal a la antigua balsa de decantación, aún con capacidad por el cierre prematuro, donde los metales disueltos se oxidan e hidrolizan, precipitando como oxihidróxidos en el pH neutro de esta agua (Iribar et al., 1999).

En la Universidad de Oviedo se experimentó a escala de laboratorio con un sistema combinado de RAPS y un humedal con caliza, compost y plantas (*Tipha latifolia*), en el que se lograron reducciones de cerca del 65 % para la acidez, 100 % de Al 27 % de Mn y 99,5 % de Fe. El RAPS fue ineficaz en la retención del sulfato obteniéndose un 32 % exclusivamente en el humedal. El pH a través de este sistema se incrementó de 3 a 7 (Ordóñez et al., 1999).

En los últimos años (desde 1998) se viene experimentando en la mina de lignito de Meirama (La Coruña) con dos líneas de tratamiento. La primera es de flujo horizontal, compuesta por balsa orgánica y ALD, en la que se consigue eliminar un 82 % de Fe y cerca del 89 % de Al, y llevar el pH a neutralidad. La segunda línea es de flujo vertical y está formada por un RAPS y humedal aerobio, en donde se logra incrementar el pH hasta 5,4 y unas eliminaciones del 57% de Fe y 50 % de Al (Mataix, 1999)

2.2 HUMEDALES ARTIFICIALES APLICADOS EN MINERÍA EN EL PERÚ

Las experiencias registradas en el Perú para la remediación de drenajes ácidos de mina son las del humedal de Tucu en la Compañía Minera Antamina S.A., el Proyecto Mitigación de Drenaje Acido en Minas Subterráneas aplicando Fangos Artificiales. Caso: Mina Orcopampa, y el humedal de flujo subsuperficial de la Planta Concentradora de Minerales de Mesapata / UNASAM.

Tratamiento Pasivo (wetland) en Aguas de Minas de la Cia. De Minas Buenaventura S.A.A.

La Unidad Económica Administrativa Orcopampa de Compañía de Minas Buenaventura S.A.A. se encuentra ubicada en los distritos de Orcopampa y Chilcaymarca, provincia de Castilla, departamento de Arequipa, en La mina Manto presenta un efluente que fluye por la antigua bocamina del nivel 3800, cuyo caudal promedio alcanza los 8,9 L/s. Este efluente, conjuntamente con las aguas servidas que provienen de la Zona Industrial Manto es tratado mediante el sistema de tratamiento pasivo "Wetland", existente a un costado del acceso principal a la zona industrial, constituido por dos pozas de sedimentación, una poza aeróbica y dos pozas anaeróbicas.

Las aguas ácidas procedentes de la actividad minero metalúrgicas antes de ser vertidas a los reservorios naturales deben ser tratadas para minimizar el impacto ambiental. Dentro del marco de su política ambiental la Cia. de Minas Buenaventura S.A.A. a propiciado el tratamiento pasivo de los efluentes de la Unidad de Producción Orcopampa en el departamento de Arequipa y de la Unidad de Producción Uchucchacua en el departamento de Lima, con el fin de remediar las aguas ácidas con elevadas concentraciones de hierro y manganeso respectivamente. La metodología del tratamiento pasivo utilizado en ambas unidades ha innovado la interacción de procesos físicos y bioquímicos. En el caso de las aguas ácidas del efluente de la Unidad de Producción Orcopampa se ha logrado reducir concentraciones de hierro de 230 ppm a 0.1 ppm, por medio de un proceso de neutralización con caliza, compost y agua neutra, seguida de un tratamiento pasivo aeróbico en Wetland artificial con sustrato orgánico (compost), bacterias sulfato reductoras y plantas de Juncus sp. "totora" y un tratamiento anaeróbico final (compost). Actualmente se sigue utilizando este sistema para proporcionar agua de riego a la comunidad Tintaymarca. En la Unidad de Producción Uchucchacua se ha logrado la mitigación de manganeso de 400 ppm a 0.1 ppm en las etapas de laboratorio y de balde, a través de un tratamiento pasivo constituido por los procesos de filtración en sustrato inorgánico, autooxidación en relave con óxido de manganeso, aireación en sustratos inerte y orgánicos (compost) y sedimentación en grava y arena. En el proceso de aireación se han aislado bacterias con capacidad desmanganizante.

El tratamiento pasivo de los efluentes de las unidades Orcopampa y Uchucchacua, con el fin de remediar las aguas ácidas con hierro y manganeso respectivamente. ‡En el caso de

Orcopampa se ha logrado reducir las concentraciones de hierro de 230 ppm a 0.1 ppm. Sin embargo el uso de esta tecnología requiere además de un proceso previo de neutralización con caliza, compost y agua neutra para después pasar al tratamiento en wetland con sustrato orgánico, bacterias asulfato reductoras y plantas de juncos y luego otro tratamiento final con compost, por lo cual la Cia. De Minas Buenaventura viene evaluando la aplicación de otro método menos costoso y más eficiente .

Humedal de Flujo Subsuperficial de la Planta Concentradora de Minerales Mesapata – Ancash

Las plantas mejor adaptadas y más abundantes en estos humedales ácidos son: Calamagrostis ligulata, Ciperus y juncus imbricatus, que logran bioacumular en promedio Pb en mas de 500 mg/l., Arsenico y cobre por encima de 900 mg/l., hierro y manganso en mas de 1600 mg/l, por lo que estas Plantas merecen atención en los programas de biorremediación de pasivos ambientales y otros drenajes ácidos.

En los humedales con influencia de drenaje ácido de mina DAM (Huacapeti y Mesapata) se observa mayor concentración de metales pesados en periodo lluvioso debido al flujo de metales disueltos desde la bocamina y relavera respectivamente hacia los humedales, por el efecto de arrastre y disolución que ejerce la lluvia

Fig. 01 Afluente y Efluente del Humedal Mesapata



2.3 HUMEDALES ARTIFICIALES APLICADOS EN LA REGION

TRATAMIENTO DE AGUAS ACIDAS MEDIANTE WETLAND

REMEDIACION DE HUMEDALES

El proceso de remediación se inició como parte del compromiso del Programa de Adecuación y Manejo Ambiental (PAMA) que SPCC suscribió con el Gobierno Peruano en el 1997. En 2002, el Gobierno Peruano dio por cumplido el compromiso de remediación de la Reserva de Relaves de Ite que SPCC había contemplado en el PAMA. El proceso de remediación contempló la creación de un humedal en toda la zona inundable de la Reserva de Relaves de Ite, para lo cual se construyeron calzadas/bermas para retener el agua que ingresaba a la zona de la Reserva. Para acelerar la remediación, se adicionó materia orgánica para mejorar la fertilidad de los relaves.

En la actualidad se continúa con actividades de mantenimiento en dicha zona, especialmente en el control y manejo del agua para garantizar la estabilidad a largo plazo del humedal.

La permanencia del humedal ha creado un ecosistema muy biodiverso, debido a la abundancia de alimento y a la variedad de zonas de vida que existen en la Reserva de Relaves de Ite. En el cual se encuentran especies originarias como la grama salada y la verdolaga y; posteriormente, junco y totora. Se han identificado un total de 144 especies de aves en el humedal por observaciones

3. ASPECTOS GENERALES

3.1 UBICACIÓN GEOGRAFICA

El departamento de Moquegua está situado en el sur del Perú, sus coordenadas geográficas se sitúan entre 15°17' y 17°23' de latitud sur. Limita por el norte con los departamentos de Arequipa y Puno; por el este con Puno y Tacna; por el sur con Tacna y por el oeste con el Océano Pacífico y Arequipa.

Su superficie territorial es de 15 734 Km², (1,2% del territorio nacional); el territorio abarca zonas de la costa y de la sierra con alturas que varían desde los 0 metros hasta más de 6 000 metros sobre el nivel del mar. (figura N° 1)

Figura N° 02:
Ubicación Geográfica Del Departamento De Moquegua



3.2 POBLACION

Según información estimada por el INEI al 2010 el número de habitantes fue de 171 155 habitantes, conformando el 0,6 por ciento de la población total del país, según su distribución por sexo el 53,4 % son varones y el 46,6 % mujeres (Tabla N° 1)

Tabla N°1:
Moquegua: Superficie Y Población 2010

Provincia	Superficie (km²)	Población (1)
Mariscal Nieto	8 672	77 203
General Sanchez Cerro	5 682	26 583
Ilo	1 381	67 369
Total	15 735	171 5

(1) : FUENTE: INEI-SITDA

3.3 CUENCAS HIDRICAS

- Cuenca del Río Moquegua**

Pertenece al Sistema Hidrográfico del Pacífico, tiene una longitud máxima de recorrido de 139 Kms., sus principales afluentes son los ríos Tumilaca, Torata, Moquegua e Ilo.

- **Cuenca del Río Tambo**

Nace en el Distrito de Yunga de la Provincia de Sánchez Cerro, de la unión del río Paltiture e Ichuña, tiene un recorrido total de 276 Km. y desemboca en el Océano Pacífico en la parte correspondiente al Departamento de Arequipa. Sus principales afluentes son: Carumas, Coralaque, Ichuña, Paltiture, Ubinas, Omate, Puquina, etc.

Los ríos de Moquegua son de poco recorrido y de poco caudal: El río Moquegua en su recorrer a lo largo del departamento toma los nombres de Osmores y de Río Ilo; tiene sus orígenes en las quebradas de Huaracamé que se forma de la unión de los ríos Chujulay, Otorá y el Torata; su principal afluente es el Tumilaca. El Río Tambo toma el nombre de Ichuña en su recorrido por el territorio moqueguano, siendo sus principales afluentes los ríos Molino, Fara, Quinistaquillas, Coralaque y Chingane, otro río importante es el Locumba.

Cabe mencionar la existencia de las Lagunas de Lariscota, Vizcachas y **Pasto Grande**. Asimismo son conocidas las fuentes termales de Omate, Ullucan, Ichuña, Cadenas y Putina. La región tiene el Puerto mayor de Ilo y la caleta de Pacocha.

3.4 CLIMA

Variado de acuerdo a la altitud.

En la costa, templado y húmedo, con escasas precipitaciones. Alta nubosidad en invierno y elevada presión atmosférica.

En las regiones interandinas, el clima es debajo de los 100 metros. A mayor altitud se suceden los climas templados; templados fríos y glaciales. Los climas templados corresponden zonas Yungas y Suni. El frío, las altas punas y el clima glacial a zonas con cumbres elevadas.

3.5 VIAS DE ACCESO

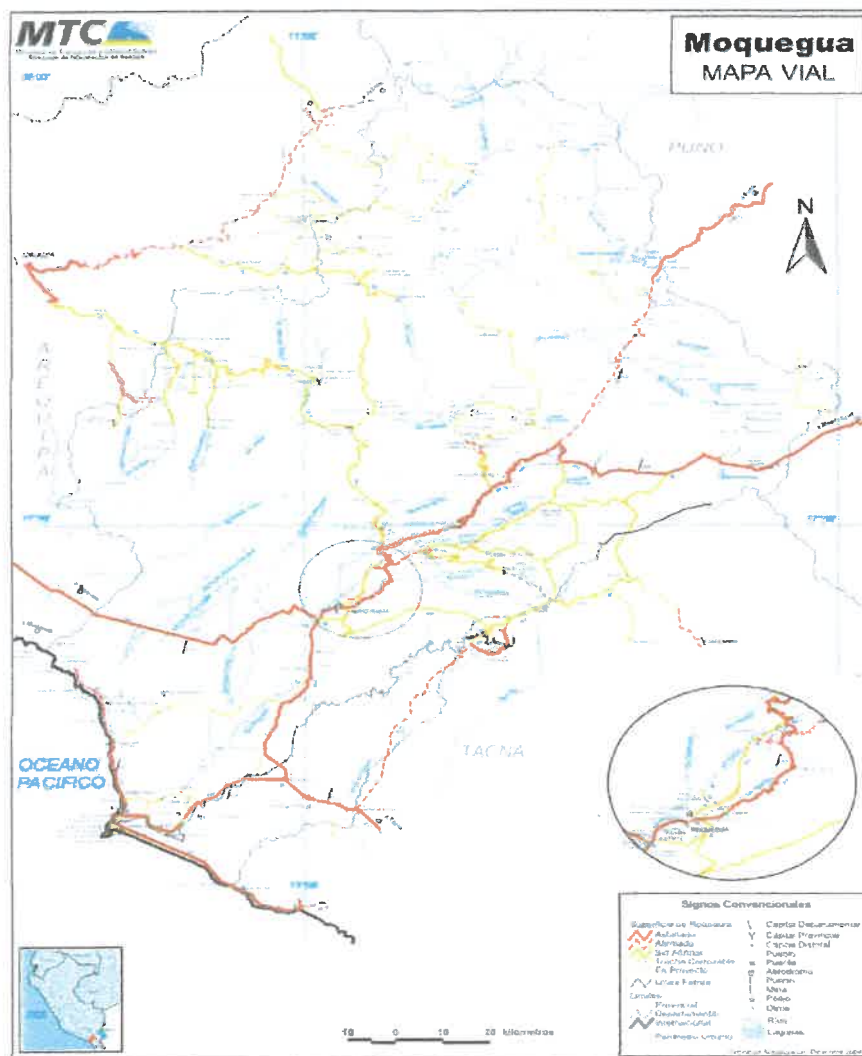
La vía de acceso desde la ciudad de Moquegua hacia la zona del Embalse Pasto Grande es por vía terrestre desde el distrito de Torata, distante de la ciudad de Moquegua en vehículo liviano aproximadamente a unas 4 horas.

El acceso de Lima hacia la ciudad de Moquegua, se realiza por dos alternativas: vía aérea (Lima- Tacna) y terrestre a través de la carretera Panamericana, que comunica a la ciudad de Moquegua, con las ciudades de Arequipa y Lima por el norte, y con Tacna por el sur.

El acceso es a través de las vías: Moquegua-Cuajone-Titijones-Suchas-Pasto Grande con una distancia de 140 km. Moquegua-Torata-Cruce Chilligua-Humalso Pasto Grande, con una Distancia de 160 km.

Figura Nº 03

MAPA VIAL DE LA REGIÓN MOQUEGUA



FUENTE: MTC.

4. DESARROLLO DEL ESTUDIO DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO**4.1 DEFINICION DEL AREA DE ESTUDIO****4.1.1. Ubicación del Área de Estudio**

El Área de Estudio comprende los Afluentes del embalse Pasto Grande, el Embalse Pasto Grande y la Descarga del embalse Pasto Grande, el cual geográficamente se ubica según se indica en la Tabla 3

Tabla Nº 2:
Ubicación Del Área De Estudio

CARACTERÍSTICA	UBICACIÓN
Región	Moquegua
Provincia	Mariscal Nieto
Distrito	Carumas
Cuenca	Cuenca del río Vizcachas
Altitud	4 520 - 4 600 m s n m
Latitud Sur	16°40'30" - 16°46'00"
Longitud Oeste	70°10'00" - 70°14'30"

4.1.2. Características del Área de Estudio

La cuenca del río Moquegua tiene como característica principal la escasez del recurso hídrico ya que la precipitación total anual es de 15 mm, motivo por lo que se ha trasladado las aguas del río Vizcachas reguladas en el embalse Pasto Grande.

Tabla Nº 3:
Características Del Embalse Pasto Grande

CARACTERÍSTICA	UNIDADES
Longitud máxima	16 Km.
Ancho máximo	5,6 Km.
Longitud línea de Orilla	44,3 Km
Área de espejo de agua	4 600 Ha.
Volumen máximo almacenable	200 Hm ³
Volumen de almacenamiento ordinario	200 Hm ³
Distancia a la capital de la Región	180 Km. (a 4 horas de la Ciudad de Moquegua)

El embalse Pasto Grande cuenta con cuatro afluentes principales: Río Millojahuira, Antajarane, Patara y Tocco. Los tres primeros afluentes (Millojahuira, Antajarane y Patara) son de régimen estacional ya que dependen de las precipitaciones (con caudales significativos durante la época de lluvias entre enero a marzo) y el cuarto afluente (Río Tocco) es de régimen regular durante todo el año.

Desde Noviembre de 1989 en que se culminó la construcción de la Presa Pasto Grande las aguas almacenadas del río Vizcachas están siendo alimentados por sus cuatro afluentes principales y otros afluentes que se presentan a continuación:

- Río Millojahuira.
- Río Patara (Con sus afluentes río Cacachara, y quebradas Cacachara, Cotañani y Acosiri).
- Río Antajarane.
- Río Tocco.
- Otros afluentes (Río Huiskalljoco, río Incacachi, río Queñuani).

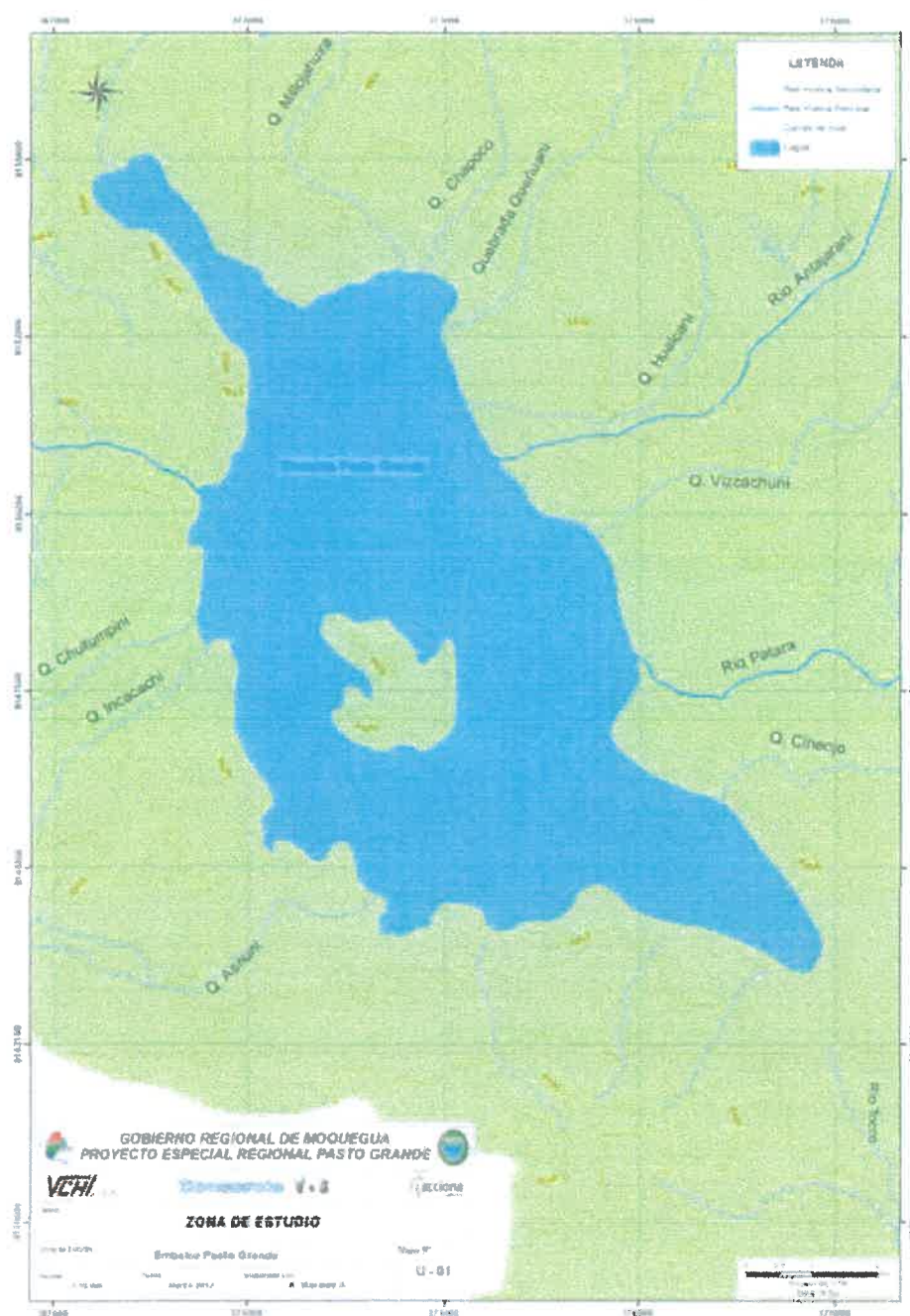
El río Millojahuira el cual contamina en forma natural con concentraciones de hierro (Fe), y aluminio (Al), en concentraciones bastante elevadas, sin embargo estos parámetros no se encuentran como parámetros analíticos para la Categoría 4: CONSERVACIÓN DE AMBIENTE ACUÁTICO, si sobrepasan varias veces (especialmente el Fe) a las especificaciones de las categorías 1- A 2 y Categoría 2 de los ECAs. Estas cantidades elevadas de Fe, son las que dan un color rojizo oscuro al agua que ingresa al embalse y responsables del pH bajo (<4)

El río Antajarane, que inicialmente tiene un pH neutro-alcalino, al ingreso al embalse este disminuye posiblemente por la contaminación de la quebrada Hualcane, que ingresa a la microcuenca del Antajarane; igualmente, es el comportamiento con respecto al hierro y aluminio, que son bastante elevados y responsables de la acidez.

Con respecto al río Patara, este presenta en su recorrido un pH ácido, sin embargo al ingreso de las aguas al embalse, el pH llega a niveles mayores a 6, ocurriendo lo mismo con las concentraciones de Fe y Al, que inicialmente son elevadas y al ingreso al embalse disminuyen a niveles bastante bajos (menores a 1 mg/L en ambos casos); sin embargo la quebrada Cacachara, es la que presenta en su trayectoria mayor concentración de estos elementos

Finalmente el río Tocco que presenta inicialmente aguas ligeramente ácidas, sin embargo al ingreso al embalse superan las 8 un de pH. En esta microcuenca, la mayor contaminación corresponde a la de origen fecal y carga orgánica.

Figura N° 4:
Plano General De La Ubicación Del Área de Estudio.



4.2 OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Determinar alternativas para el tratamiento biológico de Afluentes, Embalse Pasto Grande, y Descarga del Embalse, en base a los resultados de los ensayos históricos y los realizados en el estudio de Caracterización.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Realizar la Evaluación de los Estudios de caracterización, para la determinación de los efluentes contaminados a considerarse en el tratamiento biológico.
- Realizar el estudio a nivel de diseño básico de las alternativas de tratamiento biológico para el embalse Pasto Grande, afluentes: río Millojahuirá; río Antajarane, río Patara, de rendimiento óptimo adecuado a las características climáticas del entorno, para la recuperación de la calidad de las aguas del embalse.
- Evaluar y Seleccionar aquellas alternativas que sean viables para la recuperación del embalse Pasto Grande y sus Afluentes.

4.3 MARCO LEGAL

- Decreto Supremo No. 014-92-EM- "Texto Único Ordenado de la Ley General de Minería".
- Decreto Supremos Nº 046-2001-EM.- Reglamento de Seguridad e Higiene Minera. (25.07.01)
- Ley Nº 26842 "LEY GENERAL DE SALUD"
- Ley Nº 29338 "LEY DE RECURSOS HÍDRICOS"
- Decreto Supremo 002 - 2008 MINAM"; Que aprueba los estándares de Calidad Ambiental
- Decreto Supremo Nº 016-93-EM: " Reglamento del Título Décimo Quinto del Texto Único Ordenado de la Ley General de Minería, sobre el medio ambiente"

4.4 CONSIDERACIONES GENERALES DE LA PROBLEMÁTICA EXISTENTE

El problema ambiental causado por la contaminación con metales pesados en el Perú como en la mayoría de países, se debe principalmente a los lixiviados de las operaciones mineras que drenan hacia las quebradas, lagos, lagunas, etc., de aguas naturales, contaminando las fuentes total o parcialmente; no todas las minas en el Perú producen ácido. Existen tres factores principales que tienden a contribuir al potencial de generación de ácido y a la calidad del drenaje ácido de las minas en el Perú:

- La compleja configuración geológica, principalmente, en lo referente a vetas;
- La variada mineralogía con potencial para contribuir con diferentes contaminantes en el tiempo, y en diferentes lugares;
- La asociación del mineral con la pirita como el principal mineral sulfurado.

Una característica exclusiva de los depósitos del norte y centro del Perú es la abundancia de la enargita (Cu_3AsS_4), un mineral comparativamente raro. Tal como lo describe Hulburt y Klein (1971), la enargita se encuentra en vetas y depósitos de reemplazo formado a temperaturas moderadas, asociada con la pirita, esfalerita, bornita, galena, tetrahedrita, covelita y calcocita. Debido a estas características especiales de los minerales del Perú tanto en el norte, centro y sur, es que se generan los actuales problemas ambientales, por ejemplo, las actividades de extracción en minas de cobre en Cuajone y Toquepala, localizadas en el sur del país, exponen grandes cantidades de contaminantes como sulfuros minerales Cu_3S_4 , que producen el drenaje ácido de mina cuando se ponen en contacto con agua y oxígeno. Estos residuos mineros de la extracción de cobre y de las operaciones de las refineras contaminaban el río Locumba. Otro problema conocido es la contaminación del lago Junín y el río Mantaro, que indirectamente reciben efluentes de la mina de Colquijirca. Otra característica de la minería en el Perú que contribuye a la reactividad de los relaves es la necesidad de un grado de molienda muy fino para poder ejecutar una adecuada recuperación por flotación de estos minerales complejos de aproximadamente 180 minas operativas (grande, mediana y pequeña minería) unas 25 a 30 presentan un declarado problema de drenaje ácido de mina. Es probable que existan otras concesiones que actualmente generen ácido pero no se posee información al respecto. Con frecuencia, éste es el caso de las áreas antiguas y abandonadas de las minas activas y también de las áreas mineras de larga explotación como Cerro de Pasco, Huancavelica y Ayacucho. Hay pocas minas operativas que tienen un potencial muy bajo de drenaje ácido de mina debido tanto a la geología favorable como al hecho de que están localizadas en áreas con un balance neto de agua negativo. Para el remanente de las minas operativas, el potencial de generación ácida en el futuro no ha sido determinado. Para mejorar el impacto ambiental causado por los drenajes ácidos de las minas de nuestro país se han desarrollado programas ambientales en los cuales se invierten grandes cantidades de dinero, pero la mayoría de estos tratamientos son químicos (tratamiento del DAM por precipitación con cal), sin desmerecer el efecto positivo del mismo, sin embargo se puede tener significativos ahorros con la implantación de sistemas biológicos tanto de fito como de bioremediación adaptadas a las situaciones específicas de cada drenaje ácido de mina o problemas de contaminación ácida de las fuentes de agua cercanas, tal como ocurre con el embalse Pasto Grande. Un tratamiento pasivo fue empleado para tratar el DAM en Orcopampa, Arequipa. Se utilizó un sistema de humedales donde las plantas acuáticas tal como el *Juncus imbricatus* "totora", Cianobacterias y algas Clorofitas son las que aportan el oxígeno al proceso. Los agentes

contaminadores presentes en el DAM tales como Fe^{3+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} y Zn^{2+} fueron reducidos considerablemente y el efluente final fue utilizado para fines agrícolas (Beltrán, Vilma, 2004).

Los efectos de los metales sobre el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos varían considerablemente y son de importancia económica y de salud pública. Entre los mecanismos moleculares que determinan la toxicidad de los metales pesados se encuentran:

1. El desplazamiento de iones metálicos esenciales de biomoléculas y bloqueo de sus grupos funcionales,
2. Modificación de la conformación activa de biomoléculas, especialmente enzimas y polinucleótidos,
3. Ruptura de la integridad de biomoléculas y
4. Modificación de otros agentes biológicamente activos
5. Sinergismo de los elementos metálicos y otras sustancias tóxicas presentes en el agua, que incrementan el grado de toxicidad aguda con riesgos considerables a la biota y a la salud pública

Los metales pesados constituyen un grupo cercano a los 40 elementos de la Tabla Periódica que tienen una densidad mayor o igual a 5 g/cm^3 . El rasgo distintivo de la fisiología de los metales pesados, es que aun cuando muchos de ellos son esenciales para el crecimiento como el Na, K, Mg, Ca, V, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn y Mo, se ha reportado que también tienen efectos tóxicos sobre las células, principalmente como resultado de su capacidad para alterar o desnaturalizar las proteínas.

Debido a su movilidad en los ecosistemas acuáticos naturales y a su toxicidad para las formas superiores de vida, los iones de metales pesados presentes en los abastecimientos de aguas superficiales y subterráneos, se les ha dado prioridad como los contaminantes inorgánicos más importantes en el ambiente. Aun cuando se encuentren presentes en cantidades bajas e indetectables, la recalcitrancia y consiguiente persistencia de los metales pesados en cuerpos de agua, implica que a través de procesos naturales como la biomagnificación, su concentración puede llegar a ser tan elevada que empiece a ser tóxica. Los metales pesados pueden ser detectados ya sea en su estado elemental, lo que implica que no sufren modificaciones, o enlazados en varios complejos con sales. De cualquier manera, los iones metálicos no pueden ser mineralizados. Una vez en el ambiente, los metales pueden sufrir transformaciones a diferentes formas móviles y/o pueden ser inmovilizados en trampas ambientales. La biotransformación e inmovilización producen efectos como la precipitación del oro, pero otros mecanismos, por ejemplo la sedimentación de radionúcleos por el plancton marino, tienen probablemente un mayor significado global como trampas para contaminantes. La deposición de metales vía microorganismos es de

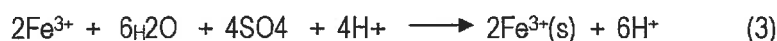
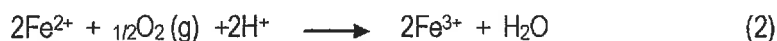
gran importancia en los ciclos biogeoquímicos; por ejemplo, la formación de microfósiles y de minerales, la deposición de hierro y manganeso y la mineralización de uranio y plata.

Los avances tecnológicos para el abatimiento de la contaminación por metales tóxicos consisten en el uso selectivo y en el mejoramiento de estos procesos naturales para el tratamiento de residuos particulares. Los procesos por los cuales los organismos interactúan con los metales tóxicos son muy diversos. Sin embargo, existen en la práctica tres categorías generales de procesos biotecnológicos para el tratamiento de residuos líquidos que contienen metales tóxicos: la biosorción; la precipitación extracelular y la captación a través de biopolímeros purificados y de otras moléculas especializadas, derivadas de células microbianas. Estos procesos no son excluyentes y pueden involucrar fenómenos fisicoquímicos y biológicos. Las tecnologías que utilizan estos procesos se encuentran actualmente en uso para controlar la contaminación de diversas fuentes incluyendo las actividades de fundición y de minería.

El tratamiento biológico de excelente resultado debe trabajar con bajos caudales por lo que serviría de modo excelente si actúa en forma complementaria al tratamiento físico químico, por lo que se debiera trabajar con sistemas en serie de pozas que disminuyan o repartan la tasa de filtración como ejemplo la creación de humedales artificiales.

a. Generación De Aguas Ácidas

Nordstrom y Alpers (1999) describen el proceso de oxidación de la pirita como el principal responsable de la formación de aguas ácidas; esta oxidación se ve favorecida en áreas mineras debido a la facilidad con la que el aire entra en contacto con los sulfuros a través de las labores mineras de acceso y por los poros existentes en las pilas de estériles y residuos, así como al incremento de la superficie de contacto de las partículas. Dichos autores consideran que los factores que más afectan a la generación del drenaje ácido de mina son el volumen, la concentración, el tamaño de grano y la distribución espacial de la pirita. Las reacciones que intervienen en la oxidación de la pirita pueden ser representadas por las siguientes cuatro ecuaciones (Skousen et al 1998); Nordstrom y Alpers, 1999; Mills, 1999; USEPA, 1996 y 2000; entre otros).



En la reacción de oxidación de la pirita (1) se produce Fe

Esta reacción provoca un incremento en el total de sólidos disueltos y un aumento de la acidez, que irá asociado a una disminución del pH, a menos que sea neutralizando la acidez generada. Si el ambiente circundante es lo suficientemente oxidante, entonces muchos iones ferrosos se oxidarán a iones férricos (etapa 2). Por lo general, por encima de un pH alrededor de 3, el ión férrico formado precipita mediante hidrólisis como hidróxido (3), disminuyendo por tanto el Fe^{3+} en solución, mientras que el pH baja simultáneamente. Por último, algunos cationes férricos (Fe^{3+}) que se mantienen en solución, pueden seguir oxidando adicionalmente a la pirita y formar Fe^{2+} , SO_4^{2-} y H^+ (4).

Cinéticamente, la oxidación de la pirita (1) en un principio es un proceso lento, que acaba con el hierro liberado precipitado como hidróxido (3) al ser todavía relativamente alto el pH. Progresivamente la capacidad neutralizadora del medio va disminuyendo, y al alcanzar el pH el valor de 3,5 ya deja de formarse el hidróxido y la actividad del Fe^{3+} en solución se incrementa. A este pH, además, las bacterias catalizan y aceleran la oxidación de Fe^{2+} a Fe^{3+} (2) en varios órdenes de magnitud. Es entonces cuando la reacción (4) de oxidación de la pirita por el Fe^{3+} empieza a tener lugar, siendo la causa de la rápida oxidación de la pirita a pH ácido.

La geoquímica de las aguas ácidas de mina es un fenómeno complejo al haber diversos procesos físicos, químicos y biológicos jugando un papel importante en la producción, liberación, movilidad y atenuación de los contaminantes. En el trabajo de Nordstrom y Alpers (1999) se presenta una relación exhaustiva de procesos específicos que han estudiado y comprobaron que contribuyen en su conjunto a la geoquímica de las aguas ácidas de mina, estos procesos son los siguientes:

- 1) la oxidación de la pirita,
- 2) la oxidación de otros sulfuros,
- 3) la oxidación e hidrólisis del hierro disuelto y otros metales,
- 4) la capacidad neutralizadora de la ganga mineral y roca encajante,
- 5) la capacidad neutralizadora de las aguas bicarbonatadas,
- 6) la disponibilidad de oxígeno,
- 7) la disponibilidad de agua líquida o en forma de vapor,
- 8) la localización y forma de zonas permeables en relación con las vías de flujo,
- 9) las variaciones climáticas (diarias, estacionales o episodios de tormentas),
- 10) la formación de eflorescencias y su redisolución,

- 11) el calentamiento por conducción y radiación de calor generado en diversas reacciones exotérmicas (oxidación de la piritita, disolución de sales solubles y la dilución de un ácido concentrado),
- 12) la temperatura,
- 13) la acción de catálisis de las bacterias,
- 14) la adsorción microbiana de metales,
- 15) la precipitación y disolución de minerales durante el transporte,
- 16) la adsorción y desorción de metales durante el transporte,
- 17) la fotorreducción del hierro,
- 18) la formación de complejos orgánicos, y
- 19) los procesos microambientales sobre superficies o entorno a organismos.

La importancia que tiene el problema de la formación de aguas ácidas ha llevado a desarrollar y establecer una serie de ensayos capaces de determinar el potencial generador de acidez de los residuos mineros. La USEPA (1994) en un documento técnico sobre predicción de drenajes ácidos de mina hace un análisis de cada uno de los tipos de ensayos empleados en la predicción del potencial generador de ácido: estáticos, cinéticos y modelos matemáticos. Los ensayos estáticos predicen la calidad de los drenajes ácidos de mina mediante la comparación entre la capacidad de neutralización y el potencial de generación ácida. Los ensayos cinéticos se basan en reproducir en laboratorio y a nivel de planta piloto, los procesos y las condiciones de los lugares de mina que pueden generar acidez, dando información sobre el rango de producción ácida; estos ensayos conducen a confirmar los resultados de los ensayos estáticos, requieren de mayor tiempo y son más costosos que éstos. Por último, el modelamiento matemático permite predecir la calidad de las aguas y la generación de los drenajes ácidos de mina, mediante la simulación para largos periodos de tiempo de todas las variables y condiciones que afectan a la formación de drenajes ácidos de mina.

Caracterización de los drenajes ácidos de mina

La caracterización precisa del drenaje ácido de mina es muy importante para efectuar la correcta selección y dimensionamiento de los dispositivos operacionales que configuran el conjunto del tratamiento pasivo. Una adecuada caracterización debe incluir la medida precisa y representativa del caudal, y de al menos los parámetros químicos siguientes: pH in situ, pH en laboratorio, alcalinidad total, acidez o alcalinidad neta (expresadas todas como CaCO_3); además de contenidos de Fe^{2+} , Fe total, Al, Mn, $\text{SO}_4^{=}$ y conductividad (Hyman y Watzlaf, 1995). Estos autores consideran deseable analizar también el Ca, Mg, Na, Cl, K, Br y Zn, lo que permite en la mayoría de los casos efectuar un correcto balance iónico. El conjunto de estas medidas se ha de registrar al menos durante un año

hidrológico. La "acidez" y la "alcalinidad" de un drenaje ácido de mina son parámetros básicos en la selección del tipo de tratamiento pasivo; representan la capacidad de esas aguas para neutralizar una base o un ácido. Que una solución presente acidez o alcalinidad está en función de que predomine en ella su acidez total o su alcalinidad total, hablándose entonces con más precisión de soluciones con acidez o alcalinidad neta.

$$\text{acidez/alcalinidad neta} = \text{acidez total} - \text{alcalinidad total} \quad (5)$$

La acidez total representa la concentración de iones hidrógeno libres (los que definen el pH), junto con los iones hidrógeno que se pueden generar por la oxidación e hidrólisis de los metales que contiene la solución, tales como Fe, Al, Mn, Zn, etc., a través de la reacción:



En la práctica, lo que se mide en el laboratorio es la acidez neta y la alcalinidad total, deduciéndose la acidez total mediante la ecuación (5). La acidez y la alcalinidad se suelen medir como equivalentes de CaCO_3 .

La acidez medida en el laboratorio generalmente representa la acidez neta, ya que se suele efectuar la valoración con CaCO_3 después de haber añadido H_2O_2 y calentado la muestra para promover la total oxidación e hidrólisis de todos los metales. La acidez total teórica puede ser calculada si se conoce el pH y la concentración de cada uno de los cationes que generan acidez. La acidez total sería la suma de la acidez atribuible a los iones H^+ y el potencial de los cationes metálicos (Me^{+n}). El cálculo se hace mediante la fórmula siguiente considerando que la reacción transcurre equivalente a equivalente:

$$\text{acidez total equivalente } \text{CaCO}_3(\text{mg/L}) = \text{Me}^{+n}(\text{mg/L}) \cdot (50,045 / \text{Pa Me}) \cdot n \quad (7)$$

donde:

Pa Me: Peso atómico del metal y

50,045 es un factor de conversión resultado de dividir el $\text{Pm}_{\text{CaCO}_3}$ por su valencia.

En el caso del pH se tiene que la concentración de iones H^+ es igual a $10^{-\text{pH}}$

Hay que tener en cuenta que la acidez total así calculada no considera el efecto de los iones complejos, frecuentes a pH neutros, y que no producen acidez. Al estar contabilizados los cationes de estos complejos en un análisis químico convencional se pueden presentar diferencias entre la acidez total teórica y la deducida usando la ecuación (5). La alcalinidad total de una solución generalmente está representada por los iones hidróxido y bicarbonato, y se suele medir directamente en el laboratorio. Que un drenaje ácido de mina presente alcalinidad neta significa que una vez que se ha llevado a

cabo la oxidación e hidrólisis de los metales que pueden generar iones hidrógeno libres aún presenta cierta capacidad para neutralizar cierto volumen de un ácido.

Control Del Drenaje Ácido De Minas

Los métodos para el control del drenaje ácido de minas se pueden clasificar en tres categorías:

- Métodos primarios o preventivos
- Métodos secundarios o de contención
- Métodos terciarios o de remediación

FLORACIONES ALGALES EN AGUAS DULCES

Las floraciones algales, también conocidas como "blooms", son eventos de multiplicación y acumulación de las microalgas que viven libres en los sistemas acuáticos, o fitoplancton, y que presentan un incremento significativo de la biomasa de una o pocas especies, en periodos de horas a días. Estos eventos ocurren naturalmente en los sistemas acuáticos. Sin embargo, se ha registrado un incremento mundial en su frecuencia y duración, asociado a las condiciones de eutrofización de los cuerpos de agua. Estos Bloom de algas pueden ser nocivos para las especies acuáticas, especialmente para los peces, causándoles anoxia y obstrucciones de las branquias, o produciendo toxinas específicas

Los blooms, y específicamente hablando, aquellos dominados por cianobacterias, representan el mayor riesgo potencial para la salud del hombre y animales y puede interferir negativamente con el uso de las aguas superficiales, incluyendo la producción de agua potable, recreacional así como piscicultura e irrigación.

Los blooms, son una fuente de variedad de problemas, entre ellos:

(1) Estético:

Los blooms de cianobacterias y particularmente las espumas que suelen formarse desmejoran el paisaje visual y pueden producir olores desagradables. Esto contribuye a que el valor estético del paisaje acuático disminuya y que pueda ser problemático para las personas que habitan en las cercanías.

(2) Ecológico

Los blooms de algas impactan la biodiversidad acuática y afectan la claridad del agua, disminuyendo la cantidad de oxígeno disuelto del agua y acarrean otros organismos y material de deshecho dentro del ecosistema.

(3) Salud

Casi todos los organismos, incluyendo los humanos, Ganado, granjas, etc., son susceptibles a las toxinas producidas por las cianobacterias y algas tóxicas.

El envenenamiento de los peces por las toxinas ocurren cuando las toxinas de las algas son llevadas a través de la cadena alimenticia a niveles tróficos elevados, incluyendo al hombre. El envenenamiento de los peces es similar a la gastroenteritis humanos uno de los ejemplos de intoxicación, que también puede atacar a los humanos

Las floraciones pueden ser desarrolladas por diversas especies de fitoplancton pertenecientes a las Clases Bacillariophyceae (diatomeas), Chlorophyceae (algas verdes), Dinophyceae (dinoflagelados), Chrysophyceae y Cryptophyceae dentro de las algas eucariotas, y Cianobacterias.

Son muchas las especies de cianobacterias que desarrollan floraciones en ambientes de agua dulce, salobre o marina. En la tabla N° 8 se mencionan los géneros de cianobacterias de aguas continentales (dulce y salobre), que han registrado floraciones tóxicas con mayor frecuencia a nivel mundial. Se destacan *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Planktothrix*, *Cylindrospermopsis* y *Nodularia*, por su amplia distribución y por los efectos sobre otros organismos debido a la presencia de toxinas, denominadas genéricamente cianotoxinas.

Tabla N° 4:
Principales Géneros de Algas y Cianobacterias que originan Floraciones Algales

Anabaena	<i>Microcystis</i>
Anabaenopsis	<i>Nodularia</i>
Aphanizomenon	<i>Nostoc</i>
Aphanocapsa	<i>Oscillatoria</i>
Coelosphaerium	<i>Phormidium</i>
Cylindrospermopsis	<i>Planktothrix</i>
Gloeotrichia	<i>Pseudanabaena</i>
Gomphosphaeria	<i>Synechocystis</i>
Lyngbya	<i>Synechococcus</i>

Los factores que favorecen el desarrollo de floraciones de cianobacterias: pueden resumirse en:

- 1- **La eutrofización de los sistemas acuáticos** debido al incremento de los niveles de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo (N y P) por:
 - a) Los aportes puntuales de aguas residuales domésticas o industriales no tratadas, con alto contenido de N y P, vertidas directa o indirectamente a los sistemas acuáticos.
 - b) Los aportes difusos de aguas provenientes del lavado de suelos de áreas cultivadas y fertilizadas con N y P, de suelos deforestados o de campos con ganadería (ya sea extensiva, tambos, etc.).
- 2- **El alto tiempo de permanencia del agua en el sistema acuático**, que favorece la dominancia de las cianobacterias en la comunidad fitoplanctónica. El manejo del tiempo de residencia, mediante la regulación de flujos de salida o de entrada, constituye una forma de control o prevención de estos eventos.
- 3- **La aridez de regiones próximas o dentro de la cuenca hidrográfica**, o los efectos similares debidos a suelos sin vegetación, que aportan minerales al agua además de provocar mayor turbidez por la presencia de partículas disueltas. Esto interfiere con la actividad fotosintética de otras algas que mueren y sedimentan, dejando un nicho que es colonizado por las cianobacterias.
- 4- **Existen otros factores naturales como el incremento de la temperatura** ($> 20^{\circ}\text{C}$) e intensidad luminosa o la baja turbulencia del agua por vientos menores a 3 m/s, que junto a la eutrofización son los factores más importantes que favorecen el desarrollo de las floraciones. También contribuye el efecto de la predación natural (trama alimenticia) sobre las especies de fitoplancton que compiten con las cianobacterias que desarrollan floraciones.

En aguas dulces y estuarinas, las floraciones de cianobacterias son indicadoras de un proceso de eutrofización acelerada a la vez que ocasionan perjuicios diversos con relación al uso del recurso.

Estos perjuicios están relacionados principalmente con:

- la síntesis de cianotoxinas y su eliminación al medio acuático,
- la presencia de organismos patógenos incluidos en el mucílago de las colonias de cianobacterias. Durante las floraciones se incrementan las interacciones entre las algas y los microbios (bacterias, hongos, ciliados y ameboides) existentes en su entorno o ficosfera, algunos de los cuales pueden ser patógenos. Las interacciones pueden ser azarosas e inespecíficas o muy específicas, como la asociación entre *Pseudomonas aeruginosa* y los heterocistos (células especializadas para la fijación de nitrógeno

atmosférico) de *Anabaena oscillarioides*. Si bien estas asociaciones son mutuamente beneficiosas entre los organismos planctónicos, pueden tornarse nocivas para organismos de niveles superiores, a los cuales pueden perjudicar por contacto o ingestión.

- alto consumo de oxígeno por respiración algal y por incremento de la actividad bacteriana durante la degradación de la materia orgánica que sedimenta cuando la floración desaparece. Con frecuencia se registra anoxia (ausencia de oxígeno) en los niveles más profundos del sistema acuático, ocasionando la muerte de los peces, especialmente los que viven próximos al sedimento.
- olor y sabor desagradable del agua y los productos acuáticos, debido a los compuestos volátiles sintetizados por las cianobacterias y hongos asociados (Geosmina y 2-methyl-isoborneol o 2-MIB) o a la liberación de gas sulfhídrico (SH_2) por anoxia.
- efectos mecánicos o químicos sobre los organismos acuáticos debidos al incremento de microalgas, ya sea colmatando las branquias de los peces e impidiendo el intercambio gaseoso o intoxicando, directa o indirectamente, a los organismos a través de la cadena trófica.

Se estima que más del 50 % de las floraciones de cianobacterias de aguas continentales, registradas o no a nivel mundial, son tóxicas (Hallegraeff, 1992). Las cianotoxinas, son sintetizadas como metabolitos secundarios dentro de estos organismos unicelulares y producen efectos diversos según la especie dominante de la floración, su nivel de toxicidad, el tipo de toxina y las características del organismo afectado.

Los niveles de toxicidad varían para la misma especie, en el mismo cuerpo de agua y durante la misma floración (Gorham & Carmichael, 1980; Carmichael, 1981). A pesar del creciente aumento en los estudios sobre este fenómeno, se desconoce con precisión cual es el factor que desencadena la síntesis de toxinas durante una floración. Se atribuye importancia a la temperatura, la luz, la estabilidad de la columna de agua y el pH, sin descartar otros factores ambientales y biológicos (Shapiro, 1990; Utkilen & Gjølme, 1992).

Las cianotoxinas pueden ser péptidos, alcaloides o lipopolisacáridos que afectan al sistema nervioso y digestivo además de provocar efectos sobre mucosas y piel. Cuando las floraciones tóxicas se dan en cuerpos de agua destinados a usos humanos, como fuente de agua potable, recreación, baños, etc., ocasionan importantes perjuicios desde el punto de vista sanitario y estético (Codd et al. 1989, Falconer, 1996; Falconer & Humpage, 1996)

Las cianobacterias producen metabolitos secundarios solubles en el agua y que son tóxicos al hombre y los animales; estos metabolitos son de diferente naturaleza química,

como péptidos cíclicos, alcaloides y lipopolisacáridos, originando diferentes efectos en la salud, por lo que a las toxinas se les clasifica como (Quesada, 2006):

Hepatotoxinas: la más común es la microcistina (MC), producida por *Anabaena*, *Microcystis*, *Planktothrix*, *Nostoc* y *Anabaenopsis*. La toxina es liberada con la muerte masiva de las bacterias en el agua y es estable, inhiben la acción de la fosfatasa y pueden contribuir a la formación de cáncer. La OMS en sus Guías de Calidad del Agua Potable (2004), ha considerado como valor guía para microcistina LR la cantidad de 1,0 µg/L a la salida de la estación de tratamiento de agua potable; la microcistina LR es una de las más tóxicas de las 70 variantes estructurales de microcistinas y una de las más ampliamente distribuidas; igualmente se fijan los límites para el riesgo de las aguas naturales, por la presencia de cianobacterias, clasificándose la siguiente manera:

- Baja probabilidad de efectos adversos para la salud, hasta 20 000 células/mL.
- Probabilidad moderada de efectos adversos para la salud, 100 000 células/mL.
- Riesgo elevado de efectos adversos sobre la salud, presencia de espumas o natas.

Neurotoxinas: De naturaleza alcaloidea y de efectos severos y rápidos sobre el SNC; las toxinas producidas son, la anatoxina-a por *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, que bloquean la despolarización postsináptica; anatoxina-a(S) exclusiva de *Anabaena* y saxitoxinas por *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Lingbya* y *Cylindrospermopsis*, que provocan la muerte por paro respiratorio o cardiovascular.

Citotoxinas: La toxina común es la cilindrospermopsina, de naturaleza química alcaloidea, con efecto aún desconocido, sin embargo se sabe que afecta a líneas celulares como diana; las especies comprometidas son: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Aphanizomenon ovalisporum* y el género *Rapidiopsis*.

Acciones para prevenir los blooms de algas y cianobacteria:

- (1) El aspecto más importante, es prevenir el uso de fertilizantes, excrementos de animales y otras fuentes de nutrientes que podrían llegar a la fuente.
- (2) Prevenir la formación de algas nocivas y cianobacterias en la columna de agua a través de la mezcla artificial. Esta técnica es muy costosa y se limita a áreas donde las pérdidas económicas pueden ser cuantiosas.
- (3) Una vez que el Bloom de algas/cianobacterias se ha desarrollado, el costo de la acción correctiva es bastante elevado y en la mayoría de los casos puede limitarse a la remoción de las cianobacterias pero no de las toxinas que han sido liberadas en el agua. El carbón activado y el ozono, son algunos de los procedimientos capaces de eliminar

parcial o totalmente las toxinas de las cianobacterias. Este procedimiento, sin embargo no es sistemáticamente usado en el tratamiento de aguas.

Acciones para el control de cianobacterias:

Se basa en tres niveles de alerta

- Nivel de alerta 1: Cuando la concentración de cianobacterias se encuentra entre 500 y 2 000 cel/mL;
- Nivel de alerta 2: cuando la concentración está entre 2 000 y 15 000 cl/mL.
- Nivel de alerta 3: Cuando se registra concentraciones mayores a 15 000 cl/mL

Esta información se entrega a los operadores de plantas de agua potable, para que tomen las acciones más adecuadas en cada situación en particular.

5. DISEÑO DE ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO

5.1. MARCO CONCEPTUAL TIPOS ESPECIFICOS DE TRATAMIENTO

En un contexto internacional; Machemer et al. (1990); Kepler and McCleary (1994); Eger and Wagner (1995); Dietz and Stidinger (1996); Dvorak (1996); Sobelevski, (1996); Mueller et al. (1997) han construido biorreactores anaeróbicos de sustrato sólido y "humedales artificiales" de flujo subsuperficial para el tratamiento de DAM en minas abandonadas y Bolis et al. (1991); Dvorak et al. (1992); Whiting et al. (1994); Sikora et al. (1996) y Manyin et al. (1997) construyeron biorreactores en laboratorio. Brock and Madigan (1991); Widdel (1988) señalan que numerosas reacciones abióticas y catalizadas microbiológicamente ocurren en estos sistemas, en tanto que Machemer and Wildeman (1992); McIntire et al. (1990) indican que la reducción del sulfato, mediada por las BSR, es principalmente responsable de la neutralización del pH y la remoción de sulfato y metales tóxicos. Se han realizado varios experimentos con distintas fuentes de carbón y energía para el óptimo crecimiento de las bacterias sulfato reductoras, a pesar de ello aún no existe consenso entre los investigadores acerca de cuál es el óptimo. Respecto a la producción de sulfuros, Alvarez (2005) en un sistema de cultivo estacionario empleando como sustrato paja de trigo y un consorcio de bacterias logró reducir la concentración de sulfatos de 31 a 18 mM, con una producción de 5,9 mM de sulfuros; y en un bioreactor de columna Chang et al. (2000) empleó como fuente de sustrato y soporte pedazos de roble, abono de hongos, papel y lodo, logrando disminuir la concentración de sulfatos de 26,9 a 20 mM con una producción de 26 mM de sulfuro. Barnes et al. (1991) a principios de 1990 desarrolló un nuevo proceso para la remoción microbiana de sulfatos y metales pesados de aguas contaminadas extraídas por un sistema de control geohidrológico. Kolmert et al. (1997) se enfocó en la optimización de la

producción de sulfuro de hidrógeno (H_2S) en un proceso anaeróbico continuo utilizando consorcios de bacterias sulfato reductoras inmovilizadas, para la remediación de aguas ácidas, el mismo demostró que el pH óptimo para la producción de H_2S se encontraba entre 7 y 8 a una concentración de sulfato en el medio de 15 mM. Según Buisman et al. (1996) los sistemas de tratamiento de DAM con BSR no han permanecido a escala laboratorio, desde 1990 se han puesto en marcha varias plantas piloto en distintas partes del mundo. Barnes et al. (1991) señala que una de las primeras plantas fue montada en Holanda; con una capacidad de 9m y funcionó por 2 años, demostrando que los metales presentes en concentraciones de hasta 1 g/L podían ser removidos. Según Dvorak et al. (1992) en Pensilvania, Estados Unidos, se instaló una planta piloto, cuyos reactores fueron llenados con una mezcla de abono, heno, paja, mazorcas de maíz y trozos de madera, logró una remoción de Al, Cd, Fe, Mn, Ni y Zn del 95%. Sin embargo Kilborn Inc., (1996) resalta que el rendimiento de las plantas piloto puede estar influenciado por las características ambientales del lugar en que este sea instalado, por lo que dichos experimentos deben ser realizados en lugares cercanos a las fuentes que se van a tratar. Comercialmente existe una empresa en Canadá dedicada al tratamiento de aguas ácidas de mina, recuperación de metales y control de soluciones denominado BioteQ Environment Technologies Inc. en la que el sulfuro puede ser producido por reducción biológica de azufre elemental o de sulfato, utilizando cultivos de bacterias reductoras.

5.1.1. PROCESOS BIOLÓGICOS INVOLUCRADOS EN EL TRATAMIENTO BIOLÓGICO

A. BIOSORCIÓN DE METALES PESADOS

Los efectos de los metales sobre el funcionamiento de los ecosistemas varían considerablemente y son de importancia económica y de salud pública. Entre los mecanismos moleculares que determinan la toxicidad de los metales pesados se encuentran:

1. El desplazamiento de iones metálicos esenciales de biomoléculas y bloqueo de sus grupos funcionales,
2. Modificación de la conformación activa de biomoléculas, especialmente enzimas y polinucleótidos,
3. Ruptura de la integridad de biomoléculas y
4. Modificación de otros agentes biológicamente activos.

Los metales pesados constituyen un grupo cercano a los 40 elementos de la Tabla Periódica que tienen una densidad mayor o igual a 5 g/cm³. El rasgo distintivo de la fisiología de los metales pesados, es que aún cuando muchos de ellos son esenciales

para el crecimiento como el Na, K, Mg, Ca, V, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn y Mo, se ha reportado que también tienen efectos tóxicos sobre las células, principalmente como resultado de su capacidad para alterar o desnaturalizar las proteínas.

Debido a su movilidad en los ecosistemas acuáticos naturales y a su toxicidad para las formas superiores de vida, los iones de metales pesados presentes en los abastecimientos de aguas superficiales y subterráneos, se les ha dado prioridad como los contaminantes inorgánicos más importantes en el ambiente. Aún cuando se encuentren presentes en cantidades bajas e indetectables, la recalcitrancia y consiguiente persistencia de los metales pesados en cuerpos de agua, implica que a través de procesos naturales como la biomagnificación, su concentración puede llegar a ser tan elevada que empiece a ser tóxica. Los metales pesados pueden ser detectados ya sea en su estado elemental, lo que implica que no sufren modificaciones, o enlazados en varios complejos con sales. De cualquier manera, los iones metálicos no pueden ser mineralizados. Una vez en el ambiente, los metales pueden sufrir transformaciones a diferentes formas móviles y/o pueden ser inmovilizados en trampas ambientales. La biotransformación e inmovilización producen efectos como la precipitación del oro, pero otros mecanismos, por ejemplo la sedimentación de radionúcleos por el plancton marino, tienen probablemente un mayor significado global como trampas para contaminantes. La deposición de metales vía microorganismos es de gran importancia en los ciclos biogeoquímicos; por ejemplo, la formación de microfósiles y de minerales, la deposición de hierro y manganeso y la mineralización de uranio y plata. Los avances tecnológicos para el abatimiento de la contaminación por metales tóxicos consisten en el uso selectivo y en el mejoramiento de estos procesos naturales para el tratamiento de residuos particulares. Los procesos por los cuales los organismos interactúan con los metales tóxicos son muy diversos. Sin embargo, existen en la práctica tres categorías generales de procesos biotecnológicos para el tratamiento de residuos líquidos que contienen metales tóxicos: la biosorción; la precipitación extracelular y la captación a través de biopolímeros purificados y de otras moléculas especializadas, derivadas de células microbianas. (Figura Nº 8).

Figura Nº 5 : Captación Microbiana Y Destoxificación De Metales



Tomada de Gadd y White, 1993

Estos procesos no son excluyentes y pueden involucrar fenómenos fisicoquímicos y biológicos. Las tecnologías que utilizan estos procesos se encuentran actualmente en uso para controlar la contaminación de diversas fuentes, incluyendo las actividades de fundición y de minería. Los métodos convencionales para el tratamiento de aguas residuales con metales que incluyen: precipitación, oxidación, reducción, intercambio iónico, filtración, tratamiento electroquímico, tecnologías de membrana y recuperación por evaporación, resultan costosos e ineficientes, especialmente cuando la concentración de los metales es muy baja. El uso de sistemas biológicos para la eliminación de metales pesados a partir de soluciones diluidas tiene el potencial para hacerlo mejor y a menor costo. Los métodos químicos resultan costosos debido a que el agente activo no puede ser recuperado para su posterior reutilización. Además, el producto final es un lodo con alta concentración de metales lo que dificulta su eliminación. Los microorganismos y sus productos pueden ser bioacumuladores muy eficientes de metales solubles y particulados, especialmente a partir de concentraciones externas diluidas, por esto las tecnologías basadas en los microorganismos ofrecen una alternativa o ayudan a las técnicas convencionales para la eliminación/recuperación de metales.

Muchos metales pesados son esenciales para el crecimiento y el metabolismo microbiano en bajas concentraciones, e. g. Cu, Zn, Mn, mientras que a otros no se les conoce función biológica, e. g. Au, Ag, Pb, Cd. Una característica de estos metales y de elementos relacionados es que pueden ser altamente tóxicos para las células vivas. Por lo tanto, si se considera el uso de células vivas para un sistema de eliminación de metales, la toxicidad puede conducir a un envenenamiento e inactivación. El uso de biomasa muerta o productos derivados de ella elimina el problema de la toxicidad, no

solo de la provocada por metales disueltos, sino también por condiciones adversas de operación, además del componente económico de mantenimiento incluyendo el suplemento de nutrientes. Sin embargo, las células vivas pueden presentar una variedad más amplia de mecanismos para la acumulación de metales como el transporte, la formación de complejos extracelulares y la precipitación. De manera adicional, la tolerancia y resistencia a los metales pesados son propiedades que están muy distribuidas en los microorganismos de todos los tipos.

La biomasa microbiana (o sus productos) es puesta en contacto con una solución de metales y una vez que éstos han sido removidos por ella, se tiene la opción de recuperar la biomasa íntegra (funcional) utilizando reactivos químicos suaves para retirar los metales sin destruirla, permitiendo así su utilización posterior en un nuevo ciclo de tratamiento. En caso de que no importe la integridad de la biomasa, el metal puede ser retirado de la misma por métodos más drásticos. En la parte central del esquema, cuando se ha llegado a la saturación de la biomasa (o de sus productos) con el metal, se plantea la posibilidad de recircular parte de la solución que aún contiene metales, para ser sometida a un nuevo ciclo de eliminación por biomasa fresca y/o regenerada, por otra parte se tiene una descarga descontaminada o con una concentración de metal menor a la inicial.

Las fuentes de los metales no son renovables y las reservas naturales están siendo consumidas, por lo tanto; es imperativo que aquellos metales considerados peligrosos desde el punto de vista ambiental, o aquellos de importancia tecnológica, de significado estratégico o de valor económico, deban ser removidos/recuperados en su lugar de origen, utilizando sistemas de tratamiento apropiados.³

Proceso de Biosorción de Metales Pesados

El término "biosorción", se utiliza para referirse a la captación de metales que lleva a cabo una biomasa completa (viva o muerta), a través de mecanismos fisicoquímicos como la adsorción o el intercambio iónico. Cuando se utiliza biomasa viva, los mecanismos metabólicos de captación también pueden contribuir en el proceso.

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, e. g. 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. (ver tabla Nº 5)

Este proceso continúa hasta que se establece un equilibrio entre el sorbato disuelto y el sorbato enlazando el 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

calidad del sorbente está dada por la cantidad del sorbato que puede atraer y retener en forma inmovilizada.

Tabla Nº 5: Comparación de la Biosorción de Metales Pesados por Células Inertes o Células Vivas.

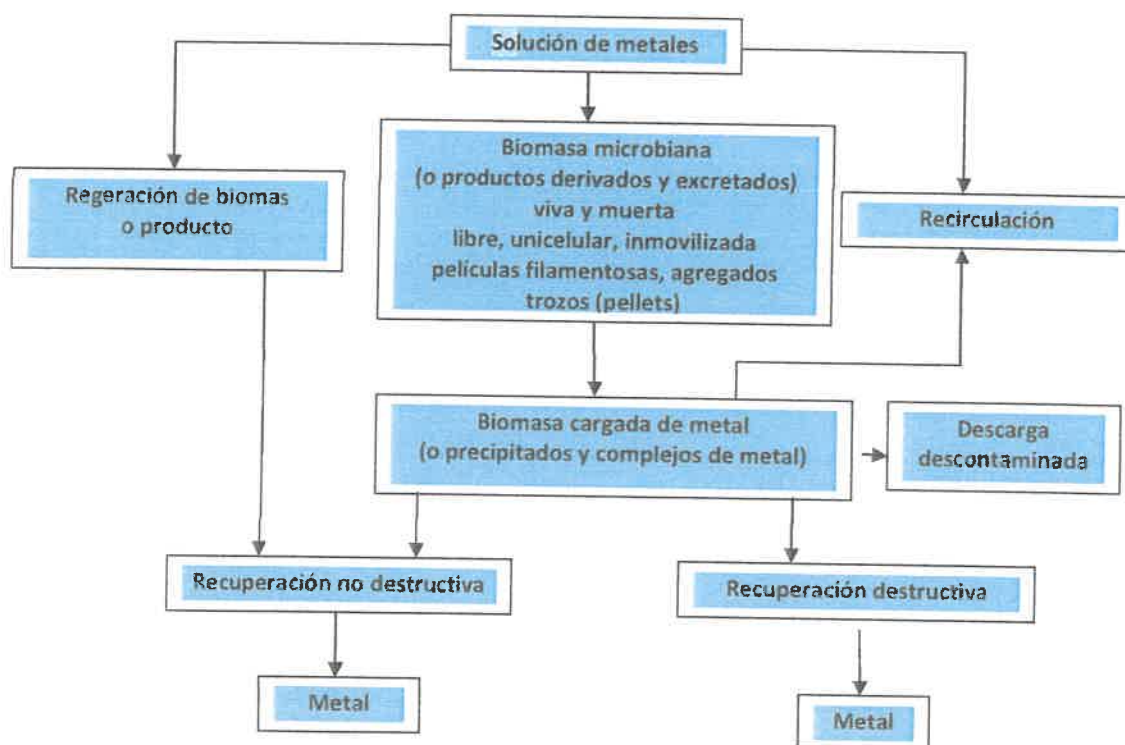
Adsorción Por Biomasa Inerte Inmovilizada	Incorporación Por Células Vivas Inmovilizadas
Ventajas	
<ol style="list-style-type: none"> 1. Independiente del crecimiento, biomasa muerta, no sujeto a las limitaciones de toxicidad. No necesita de nutrientes en la solución de alimentación, de disposición de nutrientes, ni productos metabólicos. 2. Los procesos no están gobernados por limitaciones biológicas. 3. La selección de la técnica de inmovilización no está gobernada por limitaciones de toxicidad o inactivación térmica. 4. Son muy rápidos y eficientes en la remoción de metales; la biomasa se comporta como un intercambiador de iones. 5. Los metales pueden ser liberados fácilmente y recuperados. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Aunque cada célula puede llegar a saturarse, el sistema se auto-restablece debido al crecimiento. 2. Los metales se depositan en un estado químico alterado y menos sensible a la desorción espontánea. 3. La actividad metabólica puede ser la única forma económica de lograr cambios en estado de valencia o degradar compuestos organometálicos; se pueden utilizar sistemas multienzimáticos. 4. Se pueden mejorar las cepas por medio del aislamiento de mutantes o la manipulación genética, debido a que ésta es una propiedad microbiana más que un producto bajo explotación. 5. Se pueden emplear dos o más organismos de una manera sinérgica.
Desventajas	
<ol style="list-style-type: none"> 1. Rápida saturación: cuando los sitios de interacción con el metal están ocupados, es necesario remover el metal antes de utilizarse nuevamente, sin importar su valor. 2. El secuestro por adsorción es sensible al pH. 3. El estado de valencia del metal no puede ser alterado biológicamente, e.g. para dar formas menos solubles. 4. Las especies organometálicas no son susceptibles de degradación. 5. El mejoramiento de estos procesos biológicos es limitado ya que las células no efectúan un metabolismo; la producción de agentes adsorbentes ocurre durante la etapa de pre-crecimiento. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. La toxicidad; sólo se pueden tratar los metales a bajas concentraciones, sin embargo se han utilizado cepas resistentes a los metales. 2. Es necesario alimentar los flujos bajo condiciones fisiológicamente permisibles. 3. Se necesitan nutrientes para el crecimiento. 4. La disposición de los productos metabólicos y los nutrientes del crecimiento no consumidos. 5. Los productos metabólicos pueden formar complejos con los metales, impidiendo la precipitación. 6. La recuperación de los metales por desorción es limitada, debido a que pueden formar uniones intracelulares. 7. El modelamiento de un sistema no definido representa grandes dificultades matemáticas.

Adaptado de Macaskie, 1990.

En la última década, el potencial para la biosorción de metales por biomasa ha quedado bien establecido. Por razones económicas, resultan de particular interés los tipos de

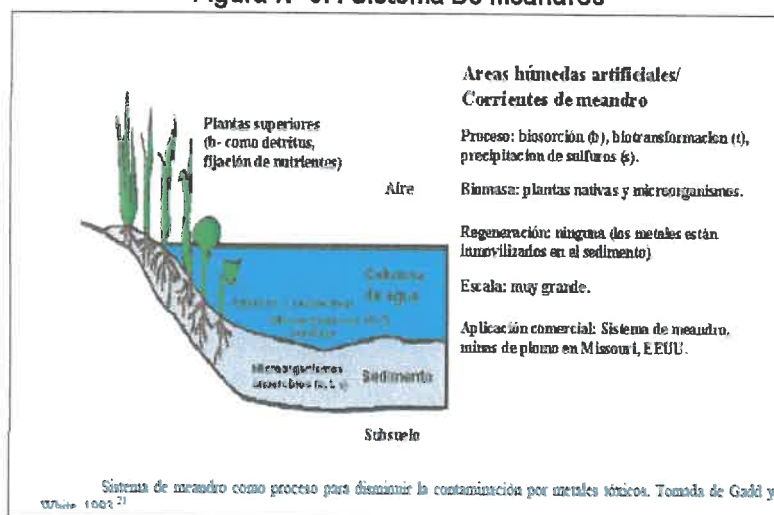
biomasa abundante, como los desechos generados por fermentaciones industriales de gran escala o de ciertas algas que enlazan metales y se encuentran en grandes cantidades en el mar. Algunos de estos tipos de biomasa que absorben metales en cantidades elevadas, sirven como base para los procesos de biosorción de metales, previendo su uso particularmente como medios muy competitivos para la detoxificación de efluentes industriales que contienen metales y para la recuperación de metales preciosos. Los sistemas que utilizan células vivas pueden emplear tanto una mezcla de microorganismos como de plantas superiores. Por ejemplo, los florecimientos de algas y bacterias fortalecidos por la adición de aguas residuales, disminuye los metales Cu, Cd, Zn, Hg y Fe de los efluentes mineros. El sistema de meandro usado en la mina de Pb Homestake (USA), hace pasar sus efluentes con Pb, Cu, Zn, Mn, Fe, Ni y Cd a través de canales que contienen algas, cianobacterias y plantas superiores. Los metales son removidos de la columna de agua con una eficiencia >99%. Estos sistemas tan complejos utilizan seguramente otros mecanismos como la precipitación y el atrapamiento de partículas, además de la biosorción, los cuales concentran los metales en el sedimento en formas que han reducido enormemente la movilidad y disponibilidad biológica (figura N° 6)

Figura N° 6:
Principios Básicos Involucrados En La Eliminación /Recuperación De Metales De Soluciones Acuosas Por Biomasa Microbiana O Productos Derivados



La acumulación de actínidos por biomasa íntegra parece que se lleva a cabo principalmente por biosorción independiente del metabolismo, siendo la pared celular el principal sitio de acumulación. Células impermeabilizadas con carbonato o detergente, pueden aumentar su captación y acumular metales como gránulos o depósitos intracelulares.

Figura N° 07: Sistema De Meandros



Los hongos, incluyendo las levaduras, han recibido especial atención con relación a la biosorción de metales, particularmente porque la biomasa fúngica se origina como un subproducto de diferentes fermentaciones industriales.

La acumulación de actínidos por biomasa íntegra parece que se lleva a cabo principalmente por biosorción independiente del metabolismo, siendo la pared celular el principal sitio de acumulación. Células impermeabilizadas con carbonato o detergente, pueden aumentar su captación y acumular metales como gránulos o depósitos intracelulares. Partículas que contienen metales, por ejemplo, polvo de zinc, magnetita y sulfuros metálicos, pueden ser removidas de las soluciones por la biomasa fúngica, como la de *Aspergillus niger*, que es un residuo de la fermentación para producir ácido cítrico, por una combinación de los procesos de biosorción y atrapamiento. (Tabla N° 10)

Tabla Nº 06:
Subproductos De Procesos Industriales

Subproductos De Procesos Industriales	
•	<i>Sacharomyces cerevisiae</i> (industria alimentaria)
•	<i>Penicillium chrysogenum</i> (industria de antibióticos)
•	<i>Rhizopus arrhizus</i> (industria alimentaria)
•	<i>Aspergillus niger</i> (industria de ácido cítrico y enzima)
•	<i>Bacillus spp</i> (industria de antibióticos y aminoácidos)
•	<i>Streptomyces mursei</i> (industria farmacéutica)
•	Lodos activados
•	Lodos digeridos anaeróbicamente
ALGAS MARINAS	
•	<i>Sargassum fluitans</i>

Adaptado de Atkinson et al, 1998

Biosorción de Metales Pesados por Biomasa Inmovilizada

Las desventajas del uso de biomasa microbiana en suspensión, incluyen su tamaño de partícula tan pequeño, su baja resistencia mecánica y la dificultad para separar la biomasa del efluente. Sin embargo, el uso de partículas de biomasa inmovilizada en reactores de cama empacada o fluidizada, disminuye estas desventajas. La biomasa viva inmovilizada, tiene primero que tomar la forma de biopelícula sobre soportes preparados a partir de una variedad de materiales inertes. Estas biopelículas se han utilizado en diferentes configuraciones de biorreactores, incluyendo los discos biológicos rotatorios, los reactores de cama fija, los filtros de percolación, las camas fluidizadas y los biorreactores tipo air-lift. Los "pellets" de los reactores anaerobios de flujo ascendente también pueden ser integrados a un proceso de biosorción.

Estos "pellets" tienen de por sí un tamaño uniforme y un estado inmovilizado natural, por lo tanto o requieren de una preparación posterior. Resultan adecuados para su aplicación en reactores de columna. Sin embargo, su baja capacidad de biosorción (1.9 mg g⁻¹ de Zn y Cd) puede limitar su aplicación. Adicionalmente al uso de biopelículas, se ha inmovilizado biomasa viva o muerta de todos los grupos microbianos, por encapsulación o entrecruzamiento.

Los soportes que se han utilizado para la inmovilización de biomasa microbiana incluyen el agar, la celulosa, los alginatos, las poliacrilamidas, la sílica gel y el glutaraldehído. La biomasa generalmente se mezcla con los agentes de inmovilización en densidades de 4 a 6 % de biomasa por 1% del soporte (p/p) reduciéndose por lo tanto la cantidad requerida de agente.

La biomasa microbiana puede ser usada en su estado "natural" o modificada, por ejemplo por medio de un tratamiento alcalino, para mejorar la eficiencia de biosorción.

INFORME N° 9: ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO

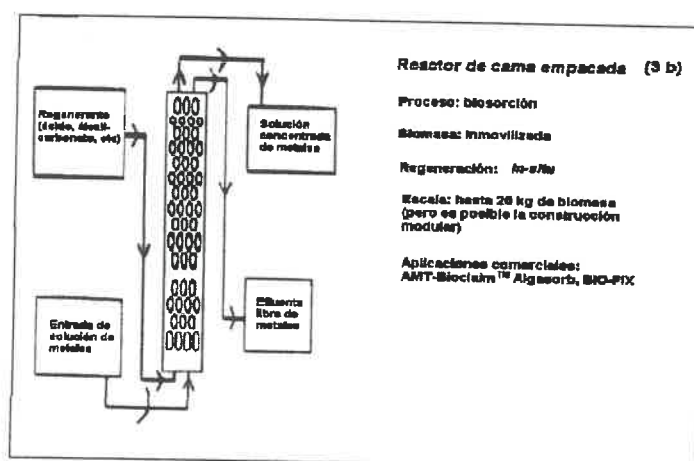
La biomasa de *Bacillus* sp. que también es un desecho de fermentaciones industriales, se trata con álcali para mejorar la captación de metales, se entrecruza químicamente, se "peletiza" por extrusión o se muele y se deseca para proveer de un material que tiene una vida de anaquel indefinida. Esta preparación de *Bacillus* no es selectiva y remueve Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, U y Zn (individuales o en mezcla), en un intervalo de concentraciones muy amplio. Ver Tabla N° 7.

Las cargas de metales son superiores al 10 % del peso seco y tiene una eficiencia de eliminación >99% y efluentes con una concentración total de metales de alrededor de 10-50 partes por billón (AMT-Bioclain Process™, EEUU, Advanced Mineral Technologies Inc.)

Se han utilizado camas fluidizadas con biomasa de *Chlorella vulgaris* y *Spirulina platensis* inmovilizadas en alginato y en poliacrilamida para eliminar diversos metales, incluyendo Cu, Pb, Zn y Au, a partir de mezclas y se han desarrollado varios esquemas para la recuperación selectiva de estos metales. El alginato y la poliacrilamida presentan buena resistencia a la presión hidrostática y a la degradación mecánica, sin embargo, se cree que la poliacrilamida no es lo suficientemente fuerte para aplicaciones comerciales.

De los productos comerciales, Alga SORBTM (Bio- Recovery Systems, Inc., Las Cruces NM, EEUU) contiene biomasa algal inmovilizada en una matriz de sílica y se utiliza en sistemas por lote o en columnas. Las columnas se empaican con las partículas algales inmovilizadas que tienen un tamaño de 40 a 50 mallas. Este sistema se ha utilizado para la eliminación de Ag, Al, Au, Co, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, Pd, Pt, U y Zn a partir de efluentes contaminados. (Figura N° 08)

Figura N° 08: Reactor De Cama Empacada



La recuperación selectiva de los metales se lleva cabo por medio de un tratamiento con reactivos químicos apropiados, después del cual la biomasa regenerada retiene

aproximadamente el 90 % de su capacidad original para captar metales, aún después de 18 meses de un uso regular.

BIO-FIX es un biosorbente que utiliza biomasa de diferentes fuentes, incluyendo cianobacterias (*Spirulina*), una levadura, algas y plantas (*Lemna* sp. y *Sphagnum* sp.). La biomasa se mezcla con las gomas guar y xantana para dar un producto consistente, luego se inmoviliza en forma de esferas con plisulfona. La captación de Zn que se obtiene con este proceso, es aproximadamente 4 veces superior al que se logra con una resina de intercambio iónico. El orden de afinidad de BIO-FIX es $Al > Cd > Zn > Mn$. Los iones metálicos removidos, son eluidos con HCl o HNO_3 y el biosorbente puede ser reutilizado con más de 120 ciclos de extracción-elución.

El bisulfuro de hidrógeno (H_2S) es producido por bacterias reductoras del azufre, tales como *Desulphovibrio* y/o *Desulphotomaculum* sp. Los productos de solubilidad de la mayoría de los sulfuros metálicos son extremadamente bajos y precipitan fácilmente como sulfuros, por ejemplo

ZnS , CdS , CuS y FeS . La actividad reductora de azufre puede ocurrir como resultado del decaimiento de la biomasa anaerobia en los sistemas de biosorción, y por lo tanto actúa como un mecanismo auxiliar útil para la remoción de metal. En las compañías Shell Research Ltd (Sittingbourne, Kent, UK) y Budelco BV (Budel-Dorplein, The Netherlands), se construyó un reactor de 9 m³ de acero inoxidable del tipo de cama de lodos que utiliza bacterias reductoras del azufre. Esta planta removió de manera exitosa, metales tóxicos y azufre por precipitación de los metales como sulfuros, a partir de agua del subsuelo contaminada.

El reactor mencionado, utiliza un consorcio seleccionado pero no identificado, de bacterias reductoras del azufre que utilizan etanol como fuente de carbono para su crecimiento.

Este sistema fue capaz de tolerar un amplio intervalo de pH y de temperaturas de operación, generando efluentes con una concentración de metal por debajo de las partes por billón. Las bacterias metanogénicas presentes en el consorcio, también removieron el acetato producido por las bacterias reductoras del azufre, dejando el efluente con una demanda biológica de oxígeno aceptablemente baja. El exceso de H_2S gaseoso, fue eliminado de los gases de desecho utilizando una solución de $ZnSO_4$.

Comparado con los métodos convencionales para la eliminación de metales tóxicos de efluentes industriales, el proceso de biosorción ofrece las ventajas de operación a bajo costo, reducción del volumen

de lodos químicos y/o biológicos que deberán ser eliminados, una alta eficiencia en la destoxificación de efluentes muy diluidos y no requiere nutrientes.

Una vez concluidas las pruebas de laboratorio y cuando se cuenta con un biosorbente potencial que ha demostrado capacidad para adsorber y quelar los iones metálicos

deseados. se deben resolver algunas preguntas que servirán de apoyo para decidir su aplicación a escala piloto o industrial.

Generalmente, entre más complicado resulte un proceso se requiere de mayor capital para llevarlo a cabo. El diseño y tipo de proceso (lote/continuo) está definido por completo por la elección de la biomasa y su método de inmovilización (si se requiere que sea inmovilizada). La automatización de las instalaciones también aumentará los costos de manera considerable. La complejidad del proceso generará la necesidad de contar con personal más capacitado.

Por lo tanto, con el objeto de mantener los costos bajos, los ingenieros y los biotecnólogos deben pugnar por diseños y operación sencillos.

Cuando se determina la posibilidad de aplicación de un biosorbente particular, la capacidad máxima del agente para enlazar metales a su superficie, contribuirá de manera considerable al costo total del proceso. Este valor se verá influido directamente por el volumen de biomasa requerido por cada ciclo de tratamiento, que a su vez determina la cantidad de lodo generado que deberá ser eliminado, así como el costo y tipo de transporte requerido. Aún cuando se puedan obtener biosorbentes sin costo, e. g. lodos residuales, el volumen que se requiera transportar puede generar costos prohibitivos al proceso. Como en cualquier proceso industrial, entre más cerca se encuentre la fuente de la materia prima (biomasa) del punto de su aplicación, el proceso se vuelve más factible. Otro aspecto que debe considerarse es el costo de la preparación del biosorbente. Actualmente, la mayor parte de las investigaciones se ha concentrado en el uso de biosorbentes granulados empacados en columnas, de manera similar a las columnas de intercambio iónico. No obstante que el atrapamiento celular imparte resistencia mecánica, resistencia a compuestos químicos y a la degradación microbiana de la biomasa, los costos de los agentes de inmovilización no pueden ser despreciados.

Las células en suspensión no resultan adecuadas para su uso en columnas debido a que por su baja densidad y pequeño tamaño, provocan taponamiento del lecho, lo que da como resultado una amplia caída de presión.

Consideraciones relacionadas con la factibilidad de un biosorbente para la eliminación de metal (es) de afluentes contaminados. Tomada de Atkinson *et al.*, 1998.

Efluente

- volumen, [metal], especies metálicas, otros contaminantes, ajuste de pH, temperatura, adición de nutrientes

Biomasa

- fuente, activa/inactiva, inmovilización, regeneración, capacidad, especificidad de metales, cinética de reacción

Equipo de proceso

- capital, operador capacitado/semicapitado, lote/continuo, manual/automático, espacio disponible

Recuperación

- Pérdidas de metal/recuperación, costos del desorbente, incineración, fundición

Transporte

- distancia, volumen requerido de biomasa, eliminación de lodos

Factibilidad de la Tecnología de Biosorción

Cuando se está determinando la eficiencia y posibilidades de un proceso de tratamiento, deben tomarse en cuenta también la regeneración y la reutilización del material biosorbente.

Si el agente activo puede ser regenerado a través de un ciclo de desorción sin destruir la integridad de la pared celular y por lo tanto, los sitios de unión de metales o ligandos, el proceso se vuelve más lucrativo. Sin embargo, debe tomarse en cuenta que la inmovilización y el atrapamiento celular, ofrecerán cierta resistencia a las técnicas de desorción e. g. disolución en ácidos y/o bases fuertes. El propósito de la desorción es resolubilizar los metales unidos a la biomasa en volúmenes muy reducidos y fáciles de manejar y recuperar los metales si es que éstos son de interés económico. Si la biomasa se puede obtener sin costo y los costos de preparación y transporte son mínimos, los metales se pueden recuperar por medio de técnicas destructivas tales como la incineración o la exposición a ácidos/ bases fuertes. Las técnicas destructivas aumentan los costos por la eliminación de los lodos.

El uso de hongos para la eliminación de metales pesados, cada vez se vuelve más importante. En la siguiente tabla se presenta una comparación de la capacidad de captación de metales de varios adsorbentes. (Tabla Nº 07)

Tabla Nº 07:
Comparación De La Velocidad De Captación De Pb Y Cu
De Varios Adsorbentes

ADSORBENTE	Pb ²⁺	Cu ²⁺
Zeolita natural australiana	0,08	-
Carbón activado en polvo	0,10	-
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	0,33	0,29
<i>Rhizopus arrhizus</i>	0,50	0,03
Carbón activado granular F-400	0,15	0,03
Resina de intercambio iónico (Duolita GT-73)	1,37	-
DP95Ca (base de algas marinas)	1,55	1,30
ER95Ca (base de algas marina9	1,26	1,11

ADAPTADA DE MATHEICKAL Y YU, 1999

La biomasa fúngica en polvo se ha utilizado en numerosos estudios para la adsorción de metales tóxicos presentes en soluciones diluidas. Sin embargo, la principal dificultad de este sistema es la separación de la biomasa una vez que se ha llevado a cabo la adsorción de los metales pesados. Como una solución a las dificultades mencionadas, se ha propuesto la inmovilización de la biomasa fúngica pulverizada en matrices sólidas, lo que facilita la separación de la biomasa a partir de la fase acuosa y mejora la resistencia y el manejo de la propia biomasa. La inmovilización de células vivas de hongos se ha llevado a cabo en arena, mientras que la inmovilización de células muertas se ha hecho en fibras textiles, en poliacrilamida, alginato, polisulfona y en otros compuestos orgánicos, y se ha utilizado para la eliminación de metales pesados.

El desarrollo potencial de los sistemas microbianos para la recuperación de metales, depende de muchos factores que incluyen la capacidad, eficiencia y selectividad del biosorbente, su facilidad de recuperación, su equivalencia con los tratamientos físicos y químicos actualmente en uso, así como su economía y tolerancia en contra de interferencias de otros componentes de los efluentes ó de las condiciones de operación. Se ha sugerido que para poder competir con las tecnologías existentes, las eficiencias de remoción tienen que ser > 99 % y sus capacidades de carga deben ser > 15 mg/g.

Existe una amplia variedad de mecanismos que pueden estar involucrados en la acumulación microbiana de metales pesados y sin duda ciertos tipos de biomasa o productos derivados de ella, tienen gran capacidad y pueden actuar como agentes altamente eficientes para la eliminación de metales. Las tecnologías basadas en el uso de

biomasa pueden actuar como suplementos o sistemas de pulimento para los procesos existentes que no resultan completamente eficientes.

La selectividad constituye un problema para muchos sistemas de biosorción de metales, pero ésta puede disminuirse dependiendo de las concentraciones relativas de los diferentes metales presentes. Además puede alcanzarse un cierto grado de selectividad a través de una selección de cepas microbianas, en sistemas donde los iones tienen afinidades muy diferentes por el biosorbente. Por otra parte, puede lograrse mayor selectividad en la recuperación si se utilizan procedimientos de elusión apropiados.

Tanto la biomasa viva como la muerta y sus productos derivados o excretados, pueden acumular metales pesados y radionúcleos. Las células vivas tienen posibilidades en procesos comerciales y la biomasa microbiana de los lodos activados parece ser un sistema eficiente actualmente disponible.

Las tecnologías microbianas que se han mencionado ampliamente, aparentemente resultan costosas y por lo tanto de aplicación muy limitada en países como el nuestro, aún en vías de desarrollo. Sin embargo, los procesos de biosorción de metales pesados, particularmente aquellos que utilizan hongos/levaduras, podrían encontrar aplicación, ya que es un país que contamos industrias de fermentación importante (e. g. , levadura de panificación, cerveza, vinos, etc.), que pudiera proveer de la biomasa microbiana que sería utilizada como biosorbente.

B. FITODEPURACION

La fitodepuración es la utilización de plantas verdes (macrofitas o microfitas) para depurar efluentes líquidos y/o gaseosos. La fitodepuración es por lo tanto una técnica específica de biorremediación.

La fitodepuración consiste en aprovechar la capacidad de las plantas verdes de metabolizar sustancias contaminantes que para las plantas pueden ser nutrientes con la ayuda de la energía solar. La gravedad también juega un rol importante, pues ayuda a separar la fracción sólida por simple decantación. Por lo tanto, es obvia la ventaja conceptual de esta técnica respecto a las plantas depuradoras químicas: la energía consumida para depurar un efluente cualquiera es total constituye sus tejidos y liberando oxígeno (O₂). Por lo tanto, al implantar un sistema de fitodepuración no solo estamos limpiando aguas contaminadas, sino que también contribuimos a mitigar el efecto invernadero. La biomasa producida puede ser quemada como cualquier combustible, pero en principio no altera el balance del CO₂ a nivel global: pues la cantidad de CO₂ emitido al quemarla es exactamente la misma que se fijará en los tejidos de la próxima cosecha.

La fitodepuración mediante especies que produzcan grandes cantidades de biomasa puede incluso pasar a ser una industria rentable.

Proponemos una clasificación de los sistemas de fitodepuración, con las ventajas y desventajas de cada uno.

Sistemas abiertos:

Consisten en lagunas o humedales artificiales al aire libre, separados del ambiente natural mediante adecuadas impermeabilizaciones de suelos y barreras de contención de eventuales desbordes. Sus principales ventajas son el bajo coste de implantación y mantenimiento, su valor paisajístico y biotópico. Permiten convertir zonas degradadas en pequeños ecosistemas controlados, refugio de fauna e incluso atractivo turístico.

Sus principales desventajas son las grandes superficies de suelo que requieren, el rendimiento de depuración variable con la estación del año, y en el caso particular de regiones secas, la enorme pérdida de agua por evapotranspiración, con riesgo que los nutrientes lleguen incluso a concentrarse más rápidamente de lo que las plantas puedan metabolizar. Dando origen a fenómenos contrarios al deseado: como eutrofización, agotamiento del O₂ y malos olores por la descomposición anaeróbica de la materia orgánica.

Desde un punto de vista operativo, según el tipo de effluente a tratar puede ser conveniente un tipo u otro de plantas verdes. Podemos entonces crear sistemas abiertos de los siguientes subtipos:

- **Con Macrofitas acuáticas Flotantes**

Las especies ideales son el Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) y las lentejas de agua (*Lemna sp.*). El Jacinto de agua es una planta originaria de las regiones tropicales y subtropicales de Sudamérica que destaca por su capacidad de crecimiento, y por lo tanto, de acumular nutrientes (contaminantes) en su propia biomasa. En pocas palabras: cuanto más sucia el agua, más rápido crece. Es capaz de metabolizar incluso tóxicos como los fenoles (se han reportado capacidades de absorción de hasta 30 kg de fenol/día por cada ha cubierta de jacinto). Se han reportado producciones de jacinto de hasta 2.190 ton/ha/año de biomasa fresca (equivalentes a unas 130 ton/ha/año de biomasa seca). Dicha biomasa es apta para forraje, para combustible, o bien para la fabricación de papel. La desventaja para su utilización es que el camalote muere cuando las temperaturas descienden por debajo de los 15 °C. Tratándose de una planta muy invasora, deben tomarse precauciones para

evitar que de algún modo pueda "escapar" a ríos o lagos donde crearía desastres ecológicos.

La lenteja de agua es cosmopolita. Su capacidad de acumular biomasa tampoco es desdeñable: unas 50 ton de materia seca/ha/año. Como forraje es superior al jacinto. Tiene hasta un 40% de carbohidratos y es especialmente apetecible para los patos (de hecho en inglés se la llama duckweed, hierba de los patos). Resiste mejor al frío y evapora menos por la baja relación superficie/ volumen de sus hojas. Es seguramente una opción interesante para crear fitodepuradores de este tipo. La foto muestra una población de lentejas de agua formada espontáneamente a la salida de percolados de la planta depuradora de Seva (Barcelona). (Figura N° 09)

Figura N° 09:
Planta Depuradora De Seva (Barcelona) Con Población De Lenteja De Agua



Las Lemnaceas son muy tolerantes a un amplio rango de temperatura. Estas especies se encuentran en todos los climas a excepción de los lugares muy fríos (Landolt, 1987). El crecimiento de la lenteja de agua muestra una clara relación con la temperatura, encontrándose valores mínimos, óptimos y máximos.

Landolt (1987), reporta para diferentes especies, en soluciones nutritivas sin azúcar y con intensidades de la luz de 1000 a 9000 luxes, un rango óptimo 20 – 30 °C. Cuando hay presencia de azúcar el rango óptimo es poco más alto. En cuanto a las temperaturas mínimas, se pueden considerar dos casos: para supervivencia y para crecimiento. Para supervivencia, aún especies tropicales son capaces de soportar 0°C por cortos periodos de tiempo. Para crecimiento, los límites mínimos varían entre especies: 8°C, 8 a 16°C y 16 a 20°C.

En cuanto a temperaturas máximas, según el tiempo de exposición se reportan para periodos cortos, especies que han soportado hasta 55°C y para rangos de exposición largos se han encontrado que oscilan entre 30 y 34°C.

El crecimiento de la lenteja de agua puede ser hasta 21 días en sistemas de laboratorio. Las condiciones necesarias para el desarrollo de *Lemna gibba* son las siguientes: temperatura de 18 a 25°C, salinidad 20 a 24 gr.L-1, pH de 5.6 a 7.5 (Mkandawire *et al.*, 2005).

Esto implica, que esta especie puede crecer en condiciones adversas, siendo los factores importantes la temperatura y el pH del agua. Debido a que en los meses de bajas temperaturas también existe una disminución de la biomasa, asimismo el pH influye en el incremento de la biomasa, esto implica un pH ligeramente ácido de 6.3, es lo más adecuado. El planteamiento de una estrategia de manejo de *Lemna gibba* en el Embalse de Pasto, debe ser una estrategia de manejo con un enfoque holístico, una visión integral, que considera dentro sus planteamientos de mitigación de problemas, las dimensiones: social, económico y ambiental.

- **Con macrofitas acuáticas sumergidas**

Las mismas pueden ser algas o plantas vasculares. Un ejemplo de planta vascular sumergida es la conocida como "peste de agua" (*Elodea canadensis*, alias *Egeria densa*), muy utilizada en los acuarios. La misma produce grandes cantidades de O₂, mantiene limpia el agua de los peces al absorber los nutrientes (nitritos y nitratos, P, K), y resiste aguas ligeramente salobres, reduciendo ligeramente su dureza. Su limitación es que requiere aguas más bien frías. Independientemente de la especie vegetal de que se trate, las aguas no deben ser demasiado turbias, pues la eficiencia depurativa de las plantas verdes depende precisamente de que reciban mucho sol.

- **Con macrofitas fijas (humedales artificiales)**

Es una técnica algo más elaborada, que consiste en crear una estructura impermeable rellena con grava en su parte inferior y recubierta con tierra que servirá de sustrato a las plantas. El agua residual, previamente desgrasada y decantada, fluye muy lentamente a través de la grava (típicamente tarda 4 días), de tal modo que no puede aflorar a la superficie, evitando así malos olores. Las raíces de las plantas penetran el sustrato hasta el manto de grava, donde también prospera una flora microbiana aeróbica que colabora en el proceso de metabolización de nutrientes. En otros sistemas, el agua a tratar se vierte superficialmente, percola pasando entre las raíces de las plantas, y sale depurada por la parte inferior, que es un lecho de grava gruesa. Es un sistema utilizado más bien para fangos muy líquidos provenientes de una etapa previa. Un ejemplo de esta técnica es la planta de Seva (Barcelona). En la fotos se aprecia el fango en la superficie de los fitodepuradores plantados con carrizos, y se observan los tubos

grises de salida de percolado en primer plano, y al fondo el tanque aeróbico de pre-tratamiento. (Figura Nº 10 y 11).

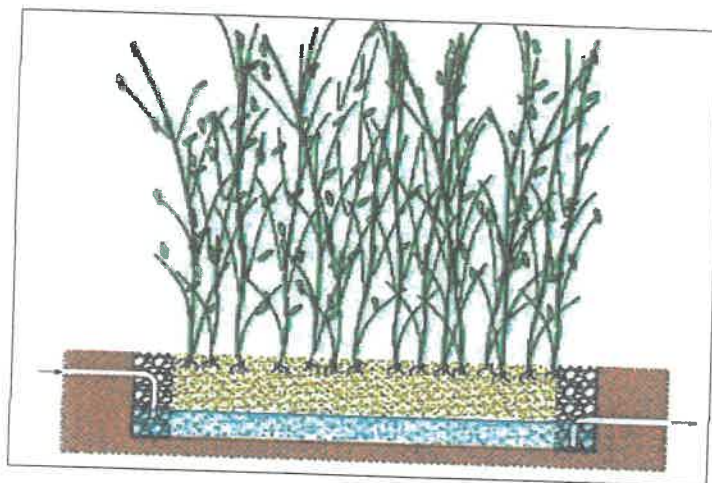
Figura Nº 10: Fitodepuradores Plantados Con Carrizos



Figura Nº 11: Salida De Percolado



Son muchas las especies utilizadas como filtros biológicos. Especialmente eficaces son las cañas del género *Bambusa* y *Phyllostachys*, capaces de producir de 50 a 100 ton/ha/año de biomasa seca con un poder calorífico inferior comparable al de la leña, 4.500 kcal/kg. En España se utiliza el carrizo común *Phragmites australis*, o la espadaña *Typha latifolia*, o la caña común *Arundo donax*, a veces impropriamente llamada carrizo, por ser plantas autóctonas. Sus rendimientos de biomasa resultan menores que los de bambú.

Figura Nº 12 Fitodepurador

En España se han probado con éxito fitodepuradores de este tipo en pequeña escala en Mansillas de las mulas (León), en la planta de tratamiento de aguas municipales de Soria, en el campus de Tafira perteneciente a la Universidad de las Palmas de Gran Canaria, en Mojácar (Almería) y en la ya mencionada de Seva (Barcelona). (ver figura Nº 12)

- **Sistemas cerrados**

Consisten en estructuras cerradas que en cierto modo constituyen microecosistemas, con mecanismos de regulación más o menos complejos, que contienen las plantas en su interior. Resultan más costosos, pero su eficiencia depurativa y de producción de biomasa es mayor, porque mantienen las condiciones de vida de las plantas dentro de un rango óptimo para las mismas. Se pueden definir los siguientes tipos:

- **Fotobiorreactores**

Consisten en estructuras de material transparente de variadas formas, con o sin fuentes de luz artificial, en las que se inyecta el agua residual a tratar y aire puro o mezclado con gases de combustión. La metabolización de los nutrientes y del CO₂ es realizada por algas microscópicas en suspensión. Se caracterizan por alcanzar elevadas eficiencias depurativas con menor ocupación de suelo que los sistemas abiertos. No se pierde agua por evapotranspiración, pero su costo operativo resulta algo mayor pues se requieren bombas para hacer circular el agua residual, sopladores para hacer burbujear el aire, y centrifugas o algún otro sistema para separar las algas del agua ya depurada. La foto muestra un fotobiorreactor experimental con un cultivo de algas del género *Chlorella*.

Según las pruebas realizadas, con tan sólo 8 litros de cultivo de dichas algas el mismo podría abatir 0,175ton de CO₂ al año.

- **Depurador AFADS**

El mismo ha sido descrito en detalle en el número anterior de Bricojardinería y Paisajismo. Se trata de un sistema que engloba una etapa de digestión anaeróbica y una de fitodepuración dentro de una estructura cerrada transparente, cuya función consiste en mantener la temperatura dentro del rango óptimo para el crecimiento de las plantas y recuperar el agua que normalmente se perdería por evapotranspiración.

- **Fitodepurador neumático**

Es un fotobiorreactor de muy bajo coste que utiliza macrofitas flotantes (jacinto o lenteja de agua) en vez de algas. Se trata de una estructura neumática simple, que consiste en un tubo de polietileno transparente colocado en una zanja poco profunda. El mismo se llena parcialmente con el agua a tratar, y se infla mediante un ventilador. La pequeña presión creada por el mismo mantiene la forma aproximadamente cilíndrica. El extremo opuesto al del ventilador puede cerrarse, o bien colocar en él un intercambiador de calor para condensar la humedad arrastrada por el aire y recuperar el agua pura. *En este caso su utilización es doble, pues hace también de destilador solar.* La fitodepuración es una técnica de eliminación simultánea de las sustancias contaminantes de las aguas y del CO₂ de la atmósfera, utilizando para ello el metabolismo de las plantas verdes y la energía del sol. Tanto el CO₂ como los contaminantes son nutrientes para las plantas verdes, cuyo metabolismo da como resultado un aumento de la biomasa más o menos pronunciado dependiendo de la especie vegetal que se utilice como biofiltro y de las condiciones de temperatura, insolación y concentraciones de nutrientes de cada caso. El tratamiento de aguas residuales mediante esta técnica, con ulterior transformación de la biomasa en pellets combustibles puede llegar entonces a convertirse en un negocio rentable. Los sistemas cerrados, si bien más costosos para implantar y operar, presentan mayores rendimientos con menor ocupación de suelo, y recuperan una fracción importante del agua que en los sistemas abiertos se pierde por evapotranspiración.

C. FITORREMEDIACION

La fitorremediación es una técnica biológica que en el detalle se puede subdividir en varios aspectos, que corresponden a distintas posibilidades de aplicación de las plantas a la remediación de problemas producidos por la contaminación.

Tabla N° 08:
Variantes De Fitorremediación (Metales Pesados)

Ventajas	Limitaciones
Fitoextracción	
Consiste en el empleo de plantas hiperacumuladoras, capaces de extraer los metales pesados contenidos en el suelo.	
La planta debe ser capaz de producir biomasa abundante en poco tiempo.	Las hiperacumuladoras de metales suelen ser de crecimiento lento, poco bioproductivas y con sistema radicular somero. La biomasa producida hay que almacenarla o procesarla adecuadamente.
Fitoestabilización	
Consiste en el uso de plantas metalófitas endémicas/nativas y de mejoradores de sustrato adecuados para estabilizar física y químicamente sustratos ricos en metales.	
Hace innecesaria la excavación / eliminación del suelo, es menos costosa y menos agresiva. Mejora las posibilidades de restauración del ecosistema.	A menudo requiere fertilización o modificación del suelo. Requiere mantenimiento del suelo a largo plazo, para evitar la formación de lixiviados.
Fitovolatilización	
Consiste en la extracción del contaminante del suelo por la planta y su emisión a la atmósfera a través de su sistema metabólico.	
Transforma los contaminantes en formas menos tóxicas.	El contaminante o un derivado tóxico pueden acumularse en la vegetación, pasando a frutos o partes comestibles.
Fitofiltración / rizofiltración	
Consiste en el uso de plantas terrestres y acuáticas para absorber, concentrar, y precipitar contaminantes de medios acuáticos.	
Puede ser "in situ" o "ex situ", y es aplicable tanto en sistemas terrestres como acuáticos.	El pH del medio debe controlarse en continuo para optimizar la captación del metal. Es necesario controlar procesos de especiación e interacciones entre especies que puedan darse en el medio. Funciona como un biorreactor, y requiere mantenimiento intensivo.

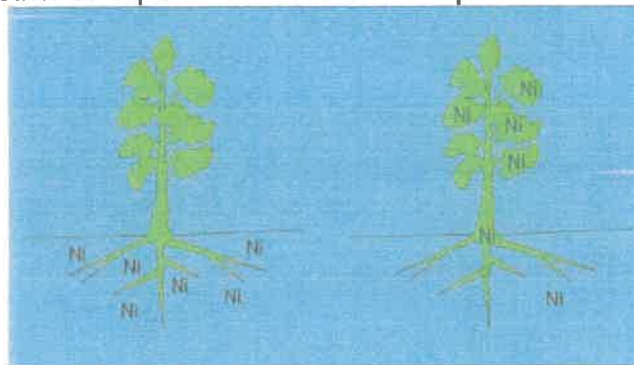
Por otra parte, la más común y tradicional de las formas de fitorremediación es la revegetación de terrenos afectados por actividades mineras, que se puede considerar una fitoestabilización básica. En este caso, la presencia de plantas sobre la escombrera atenúa los efectos de dispersión de los materiales que la constituyen por el viento o el agua, y

favorecen la generación de un suelo que actúa como una barrera, evitando parcialmente la emisión de los contaminantes que contiene. Para esta técnica pueden emplearse plantas de las denominadas ruderales, que son capaces de desarrollarse sobre suelos muy degradados, iniciando la colonización de éstos. En otros casos, y para acelerar el proceso, es necesario recubrir la escombrera con suelo vegetal que facilite el empleo de plantas más comunes. No obstante, esta técnica se encuadra más en los procedimientos de restauración que en los de remediación.

Otra vertiente de esta técnica de fitorremediación es la descontaminación de suelos contaminados por hidrocarburos biodegradables. En este caso, determinadas plantas, en especial algunas arbóreas, son capaces de alimentarse de este tipo de compuestos presentes en el suelo, e incorporarlos a su metabolismo, transformándolos en materia vegetal así como en productos gaseosos simples (CO_2 , agua) que se emiten durante la respiración vegetal.

En minería resulta de gran interés la fitoextracción, para la extracción de metales pesados presentes en el suelo (figura 8f). En este caso, la planta absorbe los metales pesados del suelo, siempre y cuando se encuentren en formas biodisponibles (en disolución, o formando complejos orgánicos), y los incorpora a su metabolismo. En la mayor parte de los casos el resultado es una acumulación del metal pesado en la planta, que a menudo es preferencial en unos u otros órganos de la misma (raíces, tallos, hojas, frutos). (figura N° 13)

Figura N° 13:
Base Conceptual De La Fitoextracción: El Metal (Ni) Contenido
En El Suelo Es Captado Por La Planta E Incorporado A Sus Tejidos.



Las raíces de algunas plantas son capaces de actuar como barreras frente a los metales pesados. En estos casos se produce una acumulación del metal pesado en la corteza de la raíz, puesto que éstos son arrastrados junto con el agua hasta ésta, y ahí quedan detenidos y acumulados. También pueden favorecer reacciones de transformación del contaminante en sustancias químicas menos dañinas, mediante la acción de los organismos o bacterias que viven en las raíces de las plantas.

La ventaja más notable de la fitorremediación radica en su bajo coste. Los métodos clásicos de remediación para sustancias solubles (caso más barato) cuestan en el entorno de 100.000 a 1.000.000 de Euros por hectárea. Por el contrario, la fitorremediación tiene un coste entre 200 y 10.000 Euros por hectárea.

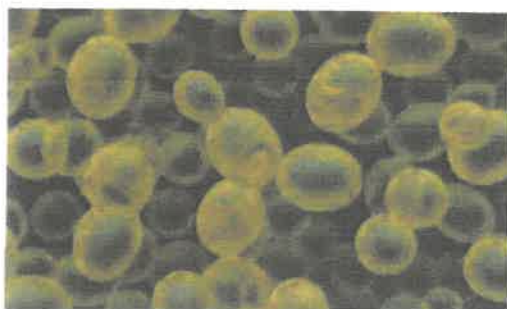
Sin embargo, este procedimiento presenta algunas limitaciones:

1. No cualquier planta vale, se requieren las denominadas "hiperacumuladoras": plantas que poseen la capacidad de acumular y tolerar 10-100 veces más un determinado metal comparado con las plantas normales.
2. Las plantas hiperacumuladoras acumulan un solo metal, y hasta ahora no se han encontrado hiperacumuladoras para toda la diversidad de metales pesados asociados a la actividad minera.
3. Muchas hiperacumuladoras crecen lentamente, y poseen una escasa biomasa.
4. Se conoce muy poco de las características agronómicas de muchas de estas plantas, tales como sus requerimientos de fertilizantes, y su susceptibilidad a enfermedades o ataques por los insectos.

D. BIOADSORCIÓN CON *Saccharomyces* spp.

Se utiliza levadura residual de una empresa local subproducto del proceso de fermentación de cerveza. (Figura Nº 14 Y 15)

Fig. Nº 14 y 15 Aspecto Microscópico De Las Levaduras y Cultivo De Levaduras



Para la utilización de levaduras es necesario seguir realizar las pruebas pertinentes; las pruebas siguiendo lo siguiente:

Preparación de la Biomasa

Se prepararán suspensiones de biomasa. Estas suspensiones de biomasa se agregaran a las diferentes soluciones con las que comprobará cuales son los metales en los que se tiene más adsorción, y en las cantidades (g peso seco/L) requeridas. Una vez determinado las

cantidades de adsorción se realizará en aguas residuales las cuales se conozcan que excedan los niveles de metales permitidos.

Preparación de las Soluciones de Metales

Las soluciones de metales se prepararon disolviendo las sales: Al, Cu, Mn, cada una por separado en agua destilada des ionizada para generar soluciones stock, las cuales se combinaron posteriormente en las proporciones adecuadas para obtener concentraciones de 50ppm y 80ppm respectivamente de cada metal en sistemas que contenían a los tres iones metálicos. Se ajustó el pH de las soluciones a pH 3 y 5.

Diseño de Experimentos

Las variables de mayor importancia en el proceso de biosorción son: el pH, las concentraciones iniciales de metales y el tratamiento previo de la biomasa. Por lo que utilizará un pH de 3 y 5 debido a que en este rango se mantiene el punto isoeléctrico de los metales; la concentración de las soluciones es de 50 mg/L y 80 mg/L para cada metal para los niveles bajos y altos respectivamente; siendo la variable de respuesta el porcentaje de extracción.

Experimentos de Biosorción

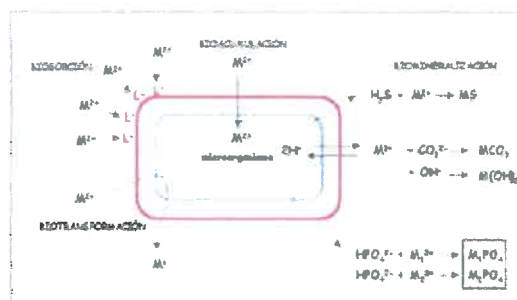
Las pruebas de biosorción serán efectuadas colocando 150 mL de la mezcla de soluciones (de acuerdo al diseño de experimentos) en matraces Erlenmeyer de 250 mL y agitando en una incubadora con agitación a 150rpm a una temperatura constante de 30°C por 24 h con lo que se medirá el contenido de metales cada dos horas para poder comprobar que disminuye su contenido. Después de ese tiempo se tomaron muestras de 2mL de las suspensiones y se separará la biomasa por centrifugación a filtración al vacío. Después de la filtración se toma 1mL del filtrado el cual se diluye con agua des ionizada en una proporción de 1:25, la muestra es acidificada con ácido nítrico concentrado para descartar el efecto de la precipitación y así asegurar que la lectura corresponda a la bioadsorción por la levadura con lo que se determinará por Espectroscopia de absorción atómica.

Una vez realizados los experimentos y determinadas las cantidades necesarias de biomasa requeridas para la adsorción y los metales de mayor relevancia se puede iniciar los procesos en una planta piloto y luego en los cuerpos de agua.

Polisacáridos Microbianos

Existen gran variedad de microorganismos con características de producción de polisacáridos extracelulares (EPS) con distintas composiciones y propiedades y el estudio de ellos tiene diversas aplicaciones en la retención de contaminantes. (Figura N° 16)

Figura Nº 16 Procesos a través de los Polisacáridos Microbianos



Los polímeros extracelulares, junto con algunas glicoproteínas, se conocen con el nombre de glicocalix pero pueden constituir tipos diversos de estructuras:

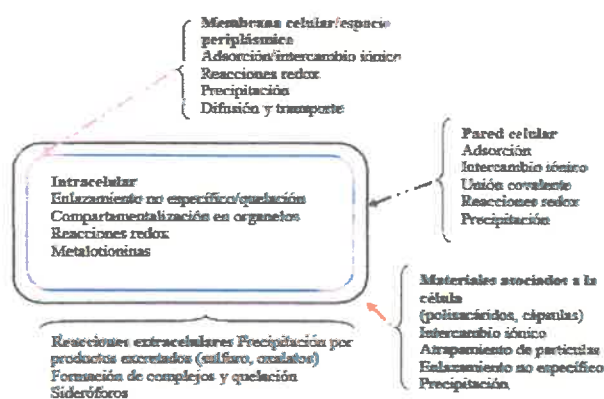
1. Cápsula celular, la cual está unida covalentemente a la superficie celular,
2. Capa viscosa, o exopolisacárido o slime layer, la cual puede estar unida débilmente a la pared celular o excretada al medio, este tipo de cápsula o capa de envoltura hidratada con un contenido de agua de hasta un 98%.

Entre los microorganismos productores de polisacáridos extracelulares, existen tanto bacterias Gram positivas como Gram negativas.

La interacción entre metales y microorganismos es determinada por diversos factores tales como el tipo de microorganismos, la especie química del metal y el nivel en que se lleva a cabo dicha interacción.

La interacción entre la biomasa, ya sea viva o muerta con metales puede llevarse a cabo tanto en el interior, exterior o en la superficie de la célula. La localización de algunos de los procesos de captación de metales puede darse en el espacio intracelular. (Figura Nº 17).

Figura Nº 17: Localización De Procesos De Captación De Metales



Cosechado: reducción de la concentración de Biomasa

En los casos de proliferación de algas se puede utilizar la remoción mecánica por medio de cosechadores. Se debe decidir si el material cosechado va a ser removido del sistema o no. Si se deja aumenta la carga de nutrientes y si se cosecha es necesario un sistema de transporte y disposición. (Figura Nº 18)

Figura Nº 18: Cosechadora De Biomasa En Lagos

**Control Biológico**

En los cuerpos de agua eutróficos e hipereutróficos, la producción primaria de la biomasa vegetal es significativamente mayor que la predación y el principal flujo de materia orgánica es a través de la respiración. La cadena trófica está dominada por el ciclo de producción primaria -detrito- mineralización y el ecosistema pierde su equilibrio ecológico.

El control biológico sería la introducción de consumidores primarios que incrementen la tasa de depredación, pero debe tenerse en cuenta que las condiciones del embalse deben ser lo suficiente para permitir la vida de los organismos introducidos.

La experiencia en cuanto a este tipo de control es limitada y difícil de evaluar y sus efectos son a mediano y largo plazo. Sin embargo por su bajo costo la ausencia de efectos perjudiciales y la restauración del equilibrio ecológico es un método muy recomendable.

E. MICORREMEDIACION

La micorremediación es una forma de biorremediación en la que se emplean hongos para descontaminar un área, en concreto a través del uso de micelios el cuerpo vegetativo del hongo, difícil de estudiar debido a su carácter subterráneo y fragilidad.

Los hongos son un gran grupo que incluye las levaduras, los mohos y las setas. Viven en un amplio rango de ecosistemas acuáticos y terrestres. Los hongos son osmotróficos, saprobios o parásitos. Muchas especies forman simbiosis con organismos fotosintéticos (líquenes, hongos micorrizógenos). Los hongos son indispensables en las actividades humanas.

Muchas especies son usadas directamente como alimentos (champiñones, trufas), en la fermentación de varios alimentos (vino, salsa de soya), los hongos son también fuente de metabolitos útiles (antibióticos, vitaminas). Además los hongos realizan una función esencial en los ecosistemas como degradadores de la materia orgánica. (Figura Nº 19)

Figura Nº 19:
Setas Y Hongos Filamentosos



Ya se ha hablado de las posibilidades de la micología como herramienta para la biorremediación, a través de trabajos como el del estadounidense Paul Stamets, convencido de que los micelios y, de paso, la civilización humana. Los micelios son la maraña de conductos filamentosos que conforman la parte subterránea del hongo, con un aspecto a caballo entre un sistema nervioso primigenio y las raíces de una planta.

Uno de los roles del reino de los fungi en los ecosistemas es la descomposición de la materia orgánica que a continuación nutre a árboles y el resto de plantas, llevado a cabo por los micelios, la parte no visible de los hongos y setas (un mero "fruto").

Los micelios segregan enzimas extracelulares y ácidos capaces de descomponer la celulosa y la lignina, componentes estructurales de la fibra vegetal. Gracias a su tarea, los ecosistemas procesan con mucha mayor rapidez y efectividad la materia orgánica muerta y la convierten en nutrientes para las plantas, con las que se asocian.

Debido a su capacidad para descomponer materia orgánica, los micelios pueden ser empleados para transformar hidrocarburos e incluso gases nerviosos (como el VX y el sarín) en fertilizante orgánico, de un modo económico.

Algunos hongos son hiperacumuladores, capaces de absorber y concentrar metales pesados en el esporocarpo.

La micofiltración es un proceso similar, usando el micelio del hongo para filtrar desechos tóxicos y microorganismos del agua del suelo.

Se puede trabajar con cepas aisladas de la zona, por su capacidad de adaptación al medio y determinar su capacidad de crecimiento y remoción de contaminantes; exponiéndoles a ellos en cultivos controlados.

A partir de las cepas aisladas se puede incrementar su capacidad de degradación por inducción enzimática.

También se pueden utilizar microorganismos modificados genéticamente ya que han demostrado ser una buena alternativa para acelerar la degradación de compuestos tóxicos *in situ* y evitar riesgos por su liberación al medio ambiente. Se pueden generar microorganismos que expresen sistemas por medio de los cuales puedan ser inactivados en un tiempo específico y ser eliminados del medio ambiente una vez que hayan cumplido su función, estas cepas se denominan suicidas.

Las ventajas de la biorremediación están en la versatilidad de la tecnología y su eficiencia en costos comparado con otros métodos de remediación. Además es un método menos agresivo con el ambiente, ya que es un proceso natural.

F. BIORREMEDIACION CON BACTERIAS SULFO REDUCTORAS

Las bacterias sulfato reductoras (BRS) forman un grupo especializado de procariotes que tienen la capacidad de usar sulfato como aceptor final de electrones en la respiración.

Se plantea la realización de una planta piloto con un reactor biológico para evaluar la oxidación de metales.

Se requiere realizar una investigación preliminar a nivel de laboratorio (Fig. Nº 35) para luego escalar a una planta piloto *in situ*, siguiendo la secuencia:

Aislamiento de bacterias sulfato reductoras → biorreactores de laboratorio → planta piloto *in situ*.

Para el tratamiento con bacteria sulfato reductoras es necesario emplear una serie de biorreactores batch, utilizar estiércol de vaca, oveja y de aves de corral, como fuente de energía y para el crecimiento.

Aislamiento de Bacterias Sulfato Reductoras

Para el inóculo de bacterias sulfato reductoras se tomarán muestras de 5 puntos de muestreo por duplicado de sedimentos en zonas anóxicas del embalse. Se empleará el medio de cultivo API para el aislamiento de bacterias sulfato-reductoras. Realizar las diluciones respectivas para la cuantificación de las BSR.

La identificación de las bacterias sulfato reductoras de acuerdo al procedimiento en el Manual de Bacteriología Bergey's.

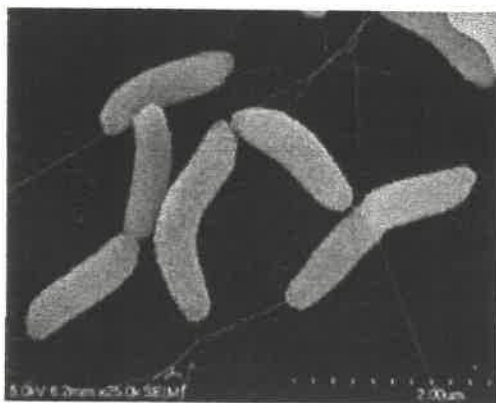
Figura Nº 20: Aislamiento De Bacterias Sulfato Reductoras**Crecimiento bacteriano:**

Se realiza el procesamiento de las 10 muestras las cuales por dilución exhaustiva de 10^{-1} a 10^{-6} se sembraran en medio de cultivo API, de las cuales, a los 40 días de iniciada la siembra se seleccionaran las muestras en las que se presente precipitaciones negras, indicativo de crecimiento de un consorcio de bacterias sulfato reductoras. Fig. Nº 21.

Figura Nº 21: Cultivo de Bacterias Sulfato Reductoras Positivo

Dentro del consorcio pueden identificarse los géneros más frecuentes que son: *Desulfovibrio*, *Desulfomonas* y *Desulfococcus*. Fig. Nº 22

Figura Nº 22: Micrografía de *Desulfovibrio* spp



Se seleccionaran las muestras positivas para realizar la siembra en medio API nuevo a fin de obtener cepas de bacterias sulfato-reductoras con mayor actividad para el inóculo en las siguientes fases. Se estima que el crecimiento de las bacterias obtenidas debe realizarse en un promedio de 4 días, con la generación de sulfuro de hierro que da una coloración negra en el medio el medio donde crece el consorcio.

Actividad Microbiana

De las bacterias aisladas de los sedimentos, realizar 2 repiques con la finalidad de purificar e incrementar la población bacteriana.

Experimentos Batch

Para la prueba batch, se emplean 6 biorreactores (matraces erlenmeyer de 1 000 mL) batch anaerobio de lecho empacado con la finalidad de determinar cual de los tipos de sustratos es más eficiente para la remoción de metales pesados. Colocar el medio de cultivo en un frasco junto con el sustrato autoclavado, inocular con el consorcio de bacterias sulfato-reductoras aisladas previamente. Se procede luego a sellar todas las entradas posibles de aire y desplazar con nitrógeno el oxígeno remanente en el frasco, dejar un punto de muestreo sellado, que servirá para la toma de muestras.

La pruebas en los reactores batch se desarrollaran en un periodo de 50 días como promedio, poniendo en contacto el agua del río Patara y del embalse con cada uno de los sustratos y consorcios de bacterias aisladas.

Las pruebas a realizarse son las siguientes:

MUESTRA	SUSTRATO	VOLUMEN DE MUESTRA (mL)	PESO DE SUSTRATO (g)	VOLUMEN DE INÓCULO (mL)
AGUA RÍO PATARA	ESTIÉRCOL DE OVEJA	500	15	50
AGUA RÍO PATARA	ESTIÉRCOL DE VACA	500	15	50
AGUA RÍO PATARA	ESTIÉRCOL DE AVES DE CORRAL	500	15	50
AGUA EMBALSE	ESTIÉRCOL DE OVEJA	500	15	50
AGUA EMBALSE	ESTIÉRCOL DE AVES DE CORRAL	500	15	50
AGUA EMBALSE	ESTIÉRCOL DE AVES DE CORRAL	500	15	50

Tomar medidas periódicas del pH y de los metales al inicio y al final de la prueba; de esa manera se evidencian los cambios de pH y se determina la capacidad de remoción de los metales.

Planta Piloto

El diseño de la planta piloto dependerá de los resultados obtenidos en las pruebas preliminares de laboratorio

5.2. APLICACIÓN DE LA BIORREMEDIACIÓN.

5.2.1. Definición, limitaciones y campo de aplicación

La biorremediación es una tecnología que utiliza el potencial metabólico de los microorganismos (fundamentalmente bacterias, pero también hongos y levaduras) para transformar contaminantes orgánicos e inorgánicos (metales) en compuestos más simples poco o nada contaminantes, y, por tanto, se puede utilizar para limpiar terrenos o aguas contaminadas (Glazer y Nikaido, 1995). Su ámbito de aplicabilidad es muy amplio, pudiendo considerarse como objeto cada uno de los estados de la materia (Atlas y Unterman, 1999):

- Sólido: con aplicaciones sobre medios contaminados como suelos o sedimentos, o bien directamente en lodos, residuos, etc.
- Líquido: aguas superficiales y subterráneas, aguas residuales.
- Gases: emisiones industriales, así como productos derivados del tratamiento de aguas o suelos. También se puede realizar una clasificación en función de los contaminantes con los que se puede trabajar (Alexander, 1999; Eweis et al., 1999):
- Hidrocarburos de todo tipo (alifáticos, aromáticos, BTEX, PAHs,).
- Hidrocarburos clorados (PCBs, TCE, PCE, pesticidas, herbicidas,).
- Compuestos nitroaromáticos (TNT y otros).

- Metales pesados: Estos no se metabolizan por los microorganismos de manera apreciable, pero pueden ser inmovilizados o precipitados.
- Otros contaminantes: Compuestos organofosforados, cianuros, fenoles, etc.

Ventajas de la biorremediación

A su amplio ámbito de aplicabilidad en cuanto a compuestos orgánicos, como ya se ha mencionado arriba, pueden sumarse las siguientes:

- Mientras que los tratamientos físicos y buena parte de los químicos están basados en transferir la contaminación entre medios gaseoso, líquido y sólido, en la biorremediación se transfiere poca contaminación de un medio a otro.
- Es una tecnología poco intrusiva en el medio y generalmente no requiere componentes estructurales o mecánicos dignos de destacar.

Comparativamente, es económica y, al tratarse de un proceso natural, suele tener aceptación por parte de la opinión pública.

Desventajas de la biorremediación

- la biodegradación incompleta puede generar intermediarios metabólicos inaceptables, con un poder contaminante similar o incluso superior al producto de partida. Por otra parte, algunos compuestos, como veremos, son resistentes o inhiben la biorremediación.
- El tiempo requerido para un tratamiento adecuado puede ser difícil de predecir y el seguimiento y control de la velocidad y/o extensión del proceso es laborioso. La aplicabilidad de esta técnica depende de varios factores:
- Presencia de comunidades microbianas adecuadas, con capacidad enzimática para metabolizar el compuesto(s). Los microorganismos pueden ser de origen autóctono (biorremediación intrínseca o atenuación) o añadidos al sistema para mejorar la degradación (bioaumentación).

5.2.2. FACTORES ASOCIADOS A LA BIORREMEDIACION.

Disponibilidad del contaminante.

Es un factor crítico, más importante que la propia presencia de comunidades microbianas. Para que la degradación de un contaminante pueda producirse, es necesario que interactúe con la célula en medio acuoso. Inicialmente lo hará con la parte exterior de su pared para posteriormente ser transportado al interior de la misma. La forma más común de transporte es la complejación con enzimas extracelulares producidos por los microorganismos.

La producción de surfactantes por los microorganismos es un factor determinante, como veremos, que atenúa este problema y facilita la degradación.

Condiciones del medio contaminado:

Propiedades que permiten o limitan el crecimiento microbiano y el metabolismo del compuesto. A veces es necesario modificar las condiciones, por ejemplo, añadiendo nutrientes o aireando (bioestimulación).

Es evidente que no podemos llevar a cabo un análisis de los estudios de biodegradación existentes sobre todos los compuestos potencialmente contaminantes.

- En el caso de escasez de oxígeno (condiciones anaeróbicas), los microorganismos dependen de otros aceptores de electrones disponibles (nitrato, sulfato, formas oxidadas de Fe o Mn,...). Se trata de una biodegradación anaerobia, cuyos mecanismos y significado se están comenzando a comprender en los últimos años (Heider et al., 1999). En condiciones contaminantes se transformarían en compuestos químicos más simples, no peligrosos para los posibles receptores ni para el medio. Desgraciadamente, además de la propia recalcitrancia intrínseca de la molécula, hay bastantes factores que pueden limitar o impedir la atenuación natural en un medio contaminado;
- Carencia de nutrientes esenciales para los microorganismos (por ejemplo, nitrógeno y/o fósforo).
- Ausencia de aceptores adecuados de electrones (generalmente oxígeno).
- Inexistencia de condiciones medioambientales apropiadas (pH, potencial redox, humedad, temperatura).
- Ausencia de poblaciones microbianas con el potencial enzimático adecuado necesario para degradar los contaminantes.
- Si aportamos al medio alguno de los elementos de los que carece o bien potenciamos los existentes, favoreceremos la eliminación del posible contaminante. En muchos casos este tipo de intervención será necesario para reforzar el proceso natural o bien para implantar unas condiciones que reduzcan el riesgo. En esto se basan las siguientes aproximaciones biotecnológicas:

Bioestimulación

La bioestimulación consiste en la introducción de modificaciones en el medio, mediante el aporte de nutrientes, aireación y otros procesos. En ocasiones será suficiente añadir oxígeno mediante aireación, aunque en otros se podría requerir la adición de nutrientes o ajustes de pH. En todo caso, estas aproximaciones son válidas siempre y cuando los microorganismos autóctonos sean capaces de degradar el contaminante tras un proceso más o menos largo de aclimatación previa. En lo que se refiere a la adición de nutrientes,

la biorremediación requiere que estos entren en contacto con el área impregnada por el contaminante y que su concentración sea suficiente para soportar el crecimiento máximo previsto de la población degradadora en el transcurso de las operaciones de remediación.

Bioaumentación

Otras líneas de investigación han llevado a la introducción de microorganismos aclimatados o incluso modificados genéticamente en el medio, con el fin de mejorar la biodegradación (Walter, 1997; Atlas y Unterman, 1999). Esta técnica funciona en condiciones de laboratorio o biorreactor, pero en ambientes externos (suelo, agua) su implantación depende de una serie de factores (Alexander, 1999):

- El tamaño de la población de microorganismos degradadores crece rápidamente como respuesta a la contaminación del medio y es muy difícil, si no imposible, incrementar la población microbiana más allá de esos valores.
- La capacidad de carga de muchos ambientes viene determinada por factores tales como la presencia de toxinas, nutrientes y condiciones ambientales, movilidad y/o distribución de los microorganismos y la presencia de abundante materia orgánica.
- Los microorganismos añadidos deben sobrevivir a los depredadores y competir con éxito con la población autóctona antes de ocupar los nichos potenciales.
- En general, los ambientes más selectivos y la utilización de consorcios microbianos favorecen la bioaumentación.

Existen en el mercado productos comerciales, ensayados en el laboratorio, que reúnen microorganismos con gran potencial biodegradador (Korda et al., 1997). Sin embargo, la reintroducción de microorganismos indígenas, aislados del sitio contaminado y cultivados posteriormente, es más efectiva, especialmente cuando se acompañan de un suplemento nutricional y oxígeno. Por otro lado, es probable que el desarrollo de microorganismos manipulados genéticamente (MMG) (Timmis y Pieper, 1999; De Lorenzo, 2001) pueda en el futuro permitir abordar con éxito la degradación a escala real de compuestos que por sus características químicas son resistentes. Esta aproximación incluye también la ampliación de la capacidad degradativa de una bacteria frente a distintos compuestos, así como el incremento de las tasas de degradación.

No obstante, los problemas de persistencia de cepas modificadas en el ambiente y los aspectos legales relacionados con la liberación de MMG, hacen esta solución no factible a corto plazo.

Interacciones microbianas con los contaminantes:

La capacidad de obtener en el laboratorio, mediante manipulación genética, microorganismos con mejores propiedades degradativas de compuestos contaminantes no

debe oscurecer el hecho de que, en los ambientes naturales, los microorganismos poseen una notable capacidad de adaptación, lo que se favorece por su integración en poblaciones dentro de una comunidad. La base de este fenómeno se encuentra, por una parte, en la adquisición de nuevas capacidades metabólicas, mediante mecanismos de variación genética convencionales (mutación, conversión génica, duplicación, transposición) o intercambio de genes y, por otra, en la posibilidad de complementación de las actividades metabólicas de los distintos grupos. La capacidad de intercambio genético entre las poblaciones, mediante conjugación, transformación y transducción se ha comenzado a analizar a nivel de laboratorio (Jaenecke et al., 1996) y constituye una fuerza directora notable en la evolución que conduce a la adaptación a nuevos ambientes, incluyendo los contaminados (Paul, 1999.) La complementación de las actividades metabólicas se lleva a cabo mediante relaciones de cometabolismo y/o sintrofismo. El cometabolismo es una actividad importante desde el punto de vista medioambiental, con matices complejos, que no podemos desarrollar en este espacio. Implica, esencialmente, el metabolismo "gratuito" (es decir, no útil para el crecimiento u obtención de energía) de un sustrato secundario (compuesto contaminante) por enzimas que requieren otro sustrato primario diferente, el cual proporciona la energía y/o los cofactores reductores necesarios. Ambas actividades enzimáticas pueden ser diferentes y el resultado es, en teoría, la acumulación de productos de reacción a partir del contaminante. En la práctica, la existencia de otros microorganismos hace factible la degradación posterior de esos productos mediante reacciones sintróficas y, en última instancia, su mineralización (descartando la posibilidad, a tener en cuenta, de que dichos productos sean tóxicos, y/o persistentes) (Alexander, 1999; Wackett y Hershberger, 2001). El término de sintrofia, por tanto, implica la acción concertada de diferentes microorganismos sobre un sustrato(s), mediante la combinación de sus actividades metabólicas, lo que permite su degradación. Esta no sería posible en presencia de los microorganismos aislados. Se comprende entonces la importancia de las poblaciones mixtas (que a veces se denominan consorcios) para la degradación más efectiva de los contaminantes orgánicos. Todo esto se refleja en el creciente aumento de datos experimentales, en los que la bioaumentación con consorcios microbianos, tanto a nivel de laboratorio como en el campo, está produciendo resultados esperanzadores.

Criterios para Biorremediación

Una importante área de contaminación es la que originan los metales pesados, en este caso el mecanismo bioquímico microbiano no es la degradación del átomo contaminante, sino que se produce un cambio en el estado de oxidación del metal para su detoxificación.

Este cambio en el estado de oxidación permite seguir varias estrategias de biorremediación:

- a) El metal se vuelve menos soluble y precipita lo que hace que sea menos utilizado por los organismos del ambiente.
- b) Hace que se vuelva por el contrario más soluble por lo que puede ser removido por permeabilidad.
- c) Permite que pueda haber una volatilización del átomo.
- d) Hacerlo en si menos tóxico para los organismos del medio.

5.2.3. BIORREMEDIACION POR HUMEDALES ARTIFICIALES

Los humedales artificiales (HHAA) desempeñan un papel importante en la descentralización de sistemas de tratamiento de aguas, debido a sus características como sistemas "naturales" de fácil aplicación, con un óptimo costo, un uso eficaz y bajas exigencias operativas. Un aspecto especial de gran importancia es el uso del HA para el tratamiento de aguas ácidas. El término "humedales artificiales" es utilizado para una amplia gama de tratamientos alternativos.

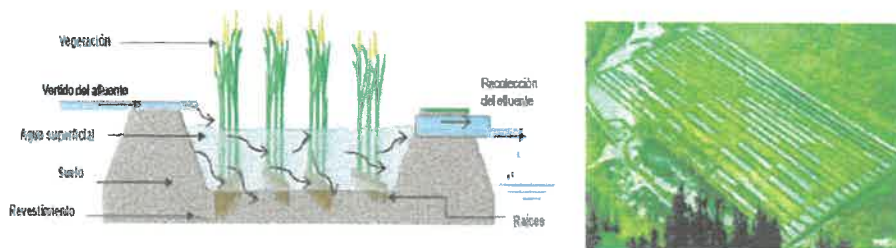
Existen tres tipos básicos de humedales que se diferencian según el sistema de circulación de las aguas aplicadas:

Humedales de superficie libre de agua (FWS). (Fig. Nº 23)

Un Humedal Artificial de Flujo Superficial Libre es una serie de canales inundados cuyo objetivo es imitar los procesos naturales de un humedal natural, marisma o humedal. Al ir fluyendo suavemente por el humedal, las partículas se asientan, los patógenos son destruidos y los organismos y las plantas usan los nutrientes.

El Humedal Artificial de Flujo Superficial libre permite que el agua fluya sobre el terreno, expuesta a la atmósfera y al sol directo. El canal o represa es recubierto con una barrera impermeable (arcilla o geotextil) cubierta con piedras, grava y tierra y se planta vegetación de la región (p.ej. cola de zorro y/o juncos). El humedal es inundado con aguas residuales hasta una profundidad de 10 a 45 cm por encima del nivel del terreno. Al fluir suavemente por el humedal, el agua residual pasa por procesos físicos, químicos y biológicos simultáneos, se filtran los sólidos, se degrada la materia orgánica y se eliminan los nutrientes.

FIGURA Nº 23: HUMEDALES DE AGUA LIBRE



- Humedales subsuperficiales horizontal (Fig. Nº 24)

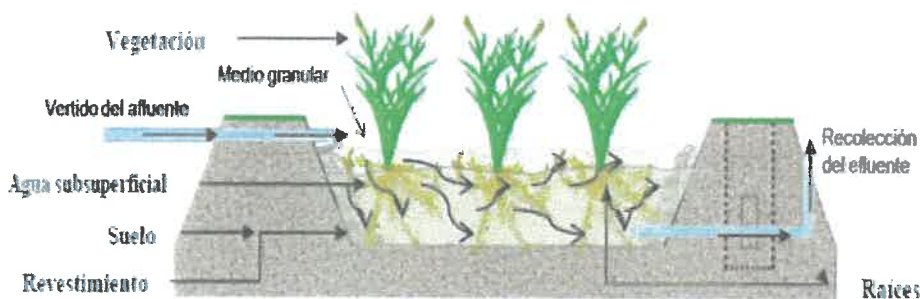
En este tipo de sistemas el agua circula horizontalmente a través del medio granular y los rizomas y raíces de las plantas. La profundidad del agua es de entre 0,3 y 0,9 m. Se caracterizan por funcionar permanentemente inundados (el agua se encuentra entre 0,05 y 0,1 m por debajo de la superficie).

Trabajan con una alimentación continua realizada a lo largo de uno de los laterales. La recogida del agua depurada se realiza en la parte inferior del lado opuesto al de la alimentación.

El nivel de agua es regulado con una tubería flexible manteniendo en todo momento el lecho saturado de agua, aunque hay algunas experiencias recientes satisfactorias con sistemas intermitentes.

FIGURA Nº 24:

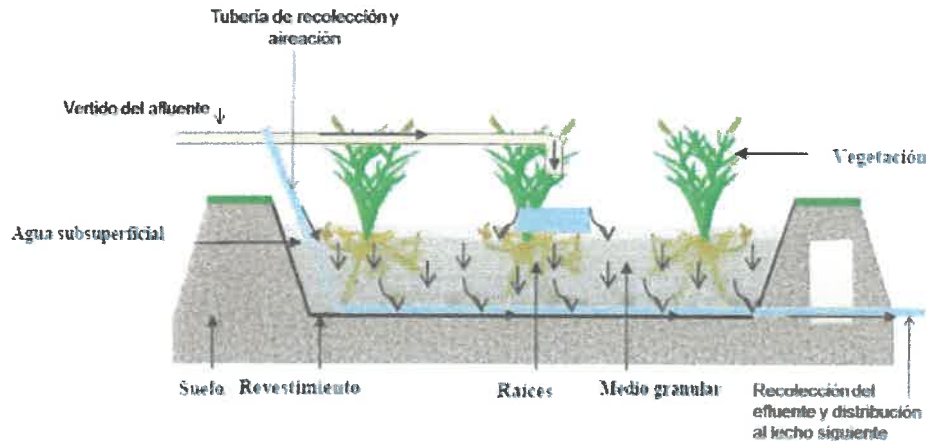
HUMEDALES SUBSUPERFICIALES (a. y c. horizontal b. subsuperficial)



- Humedales subsuperficiales vertical (Fig. Nº 25)

En general los sistemas verticales se combinan con horizontales para que se sucedan de forma progresiva los procesos de nitrificación y desnitrificación y se consiga así eliminar nitrógeno.

La circulación del agua es de tipo vertical y tiene lugar a pulsos, de manera que el medio granular no está permanentemente inundado. La profundidad del medio granular es de entre 0,5 y 0,8 m. Los sistemas verticales tienen una mayor capacidad de tratamiento que los horizontales, pero son más susceptibles a la colmatación.



- Humedales de sistema de plantas sumergidas (APS) (Fig. Nº 26)

Los sistemas acuáticos de plantas sumergidas han sido diseñados y construidos utilizando plantas acuáticas en el tratamiento de aguas. Los sistemas acuáticos de plantas se puede dividir en dos categorías: los sistemas con plantas acuáticas flotantes como el junco, lenteja de agua, y los sistemas con plantas acuáticas sumergidas; generalmente se pueden fusionar los dos sistemas.

La mayoría de los sistemas de plantas acuáticas flotantes han usado a la totora, junco, caña, lenteja de agua etc..

Los sistemas acuáticos de tratamiento se han utilizado con éxito desde 1970, y consisten en uno o más estanques de poca profundidad en los que una o más especies de plantas acuáticas tolerantes vasculares tales como juncos de agua o de lenteja de agua se cultivan. Las profundidades someras y la presencia de macrófitas acuáticas en lugar de las algas son las principales diferencias entre sistemas acuáticos de tratamiento y lagunas de estabilización. La presencia de las plantas es de gran utilidad práctica e importancia debido a que el efluente de los sistemas acuáticos es de mayor calidad.

FIGURA Nº 26: HUMEDALES APS

**CONSTRUCCIÓN DE HUMEDALES.**

Descripción de la tecnología.

El término "humedales construidos" se refiere a un área diseñada y construida para contener la planta de humedales a través de la cual, las aguas contaminadas pasan para ser tratadas.

El propósito de los humedales construidos para tratamiento es permitir que ocurra la reacción química y biológica natural en el sistema de tratamiento, y no en el cuerpo de recepción de agua. Las plantas y los microorganismos desempeñan un papel importante. Las plantas proporcionan un área superficial para microbios y para transportar el oxígeno produciendo una zona de oxidación en la rizosphere donde adicionalmente existen poblaciones microbianas. Este complejo de vegetación y microbios tiene una alta eficiencia en modificar nutrientes, metales y otros compuestos.

Esta tecnología se está volviendo atractiva para tratamiento de drenaje de mina puesto que él ofrece mayores ventajas sobre el sistema de tratamiento convencional (como método de tratamiento químico). El uso de químicos y energía están virtualmente eliminados.

Debido a sus características cómodas, los humedales construidos están siendo utilizados en muchos países alrededor del mundo mejorando la calidad del agua del drenaje ácido de mina. Los humedales construidos ofrecen varias ventajas Hammer (1989), porque son:

- Relativamente económicos para construir y operar
- Fáciles de mantener
- Eficaces y confiables para el tratamiento de aguas ácidas
- Relativamente tolerantes a los cambios en las tarifas de cargamento hidráulicas y biológicas
- Puede proporcionar beneficios ecológicos

- Reconocidos como una buena alternativa de tratamiento por muchos reguladores y Grupos ambientales.

Sin embargo, algunas desventajas de los humedales construidos incluyen:

- Requisitos de área a ser usada relativamente grandes
- Criterios de diseño y operación actual imprecisos
- Complejidad biológica e hidrológica
- Diferencias en funcionamiento con el cambio de las estaciones
- Posibles problemas con olor y mosquitos

Tipos de humedales construidos

Hay dos tipos básicos de humedales construidos clasificados por régimen hidrológico. Los sistemas de aguas superficiales y los sistemas de aguas subterráneas. Ambos tipos son excavaciones bajas, alineadas para prevenir la infiltración y llenadas de grava o de la piedra. La grava o la piedra soporta las raíces de la planta y proporciona superficies en las cuales los microorganismos crecen. Las plantas y los microbios están implicados en el proceso del tratamiento de aguas residuales. Muchos humedales construidos consisten en dos o tres células en series. Las plantas que son usadas en el humedal varían de entrada a salida con las plantas cercanas a la entrada que son arraigadas y capaz de manejar grandes cantidades de aguas residuales; plantas arraigadas más profundas están situadas cerca del extremo del enchufe.

Varias encuestas indican que tanto los humedales superficiales y como los subterráneos se pueden utilizar con eficacia en el tratamiento de DAM.

La mayoría de sistemas de lámina de cama utilizados para tratamiento aeróbico de DAM son operados bajo condiciones de flujo superficial, mientras que el flujo subterráneo es recomendado para régimen anaeróbico para promover el proceso de reducción de sulfato.

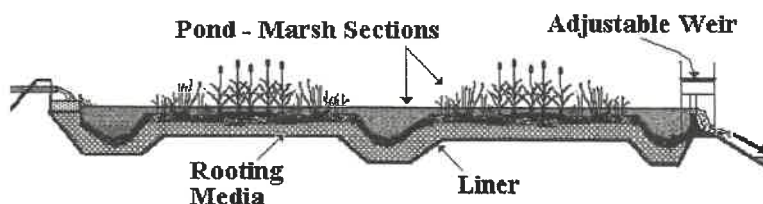
Sistemas de humedales superficiales para flujo libre de agua

Este sistema consiste en canales donde el nivel del agua está sobre la superficie de la tierra y la vegetación se arraiga y emerge hacia la superficie. Las bajas velocidades y la presencia de plantas proporcionan las condiciones propicias para la sedimentación y la filtración. Biofilms en superficies de la planta transforman a los agentes contaminadores en formas inofensivas.

La mayoría de los humedales de libre agua superficial son charcas bajas con una profundidad de agua de 10 a 50 centímetros.

Witthar (1993) indica que un mayor éxito ha sido obtenido con humedales superficiales en tratamiento de drenaje de ácidos de mina debido al bajo mantenimiento requerido para su funcionamiento.

Figura 27. Sistema de aguas superficiales



Humedales subterráneos para el tratamiento de flujos

Este sistema consiste en canales donde las aguas residuales se infiltran por un medio poroso, tal como rocas, grava o arena gruesa que utilizan el sistema de raíces de vegetación. Las plantas de humedales fueron desarrolladas para contribuir al retiro y transformación de la contaminación proporcionando áreas superficiales activas biológicamente, a través de la captación de nutrientes y con la creación de una rizosfera oxidada. La última característica resulta del transporte activo del oxígeno a las raíces sumergidas de las plantas.

Las profundidades están típicamente entre 0,6 y 1,0 m y el fondo del cauce se inclina para reducir al mínimo el flujo del agua por tierra (Kadlec et al., 2000).

Este sistema ofrece algunas ventajas como: (1) menos área requerida, ya que las áreas superficiales para la absorción, filtración y los biofilms son mucho más altos; y (2) se reducen los insectos y los problemas del olor, puesto que las aguas residuales permanecen debajo de la superficie de la grava (EPA, 1993). Pero se debe hacer notar que un problema común encontrado es el inadecuado gradiente hidráulico, que da lugar a flujos superficiales (Kadlec et al., 2000) y también es más difícil de mantener (Witthar, 1993).

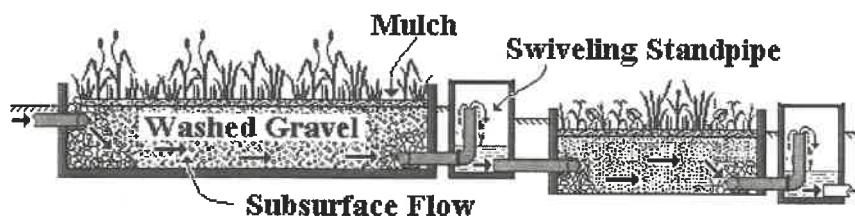


Fig. 28 Sistemas de flujo superficial

Los procesos de retiro

El drenaje ácido de mina principalmente es problemático debido a la alta cantidad de metales disueltos y a la alta acidez en su composición. El tratamiento en humedales construidos está dirigido a la remoción de los metales pesados y al aumento del pH. En esta sección se explican ambos procesos.

El retiro del metal

La aplicación de los humedales para remover los metales en drenaje ácido de minas es relativamente reciente, comenzando en los años 80's (Campbell, 1999). Sin embargo, en los últimos 20 años, el conocimiento referente a esta capacidad de humedales construidos está creciendo y, hoy en día, éstos son altamente apreciados por su alta capacidad de acumular los metales de rastro principalmente por la adsorción, la precipitación y complexation, pero incluso cuando los estudios muestran resultados positivos en el mejoramiento de DAM, las preguntas todavía siguen buscando los mecanismos exactos y a los factores que controlan.

El retiro del metal se asocia altamente a la acción de plantas y de microorganismos. Varios investigadores destacan las capacidades de plantas para contribuir al retiro del metal. Cooper et al. (1996) indica que los macrofitos juegan un papel importante en estos procesos puesto que pueden proveer oxígeno y la materia orgánica a la matriz.

Adicionalmente, Kadlec et al. (2000) menciona que las plantas del humedal pueden potencialmente estimular el crecimiento de bacterias que oxidan el metal por transferencia del oxígeno en la rizosfera. Y de la misma manera Skousen et al. (1994) acentúa la capacidad de las plantas de los humedales de estimular procesos microbianos. Los procesos principales implicados en el retiro del metal se explican como siguen:

La adsorción y el intercambio catiónico.

Implica el atascamiento de partículas o de sustancias disueltas en la solución ya sea en la planta o la superficie de la matriz. En una reacción del intercambio catiónico, los iones positivamente cargados del metal en la solución se unen a los sitios negativamente cargados en la superficie del material de la adsorción (Kadlec et al., 2000). "Las características del intercambio catiónico de los substratos de los humedales se han atribuido a los grupos funcionales del carboxy (- COOH) en los ácidos de los tejidos finos celulares de las plantas " (Kadlec et al., 2000).

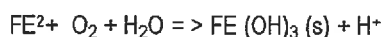
Debido a estas características de metales, los materiales orgánicos como setas, abono y aserrín se agregan a los suelos para realzar el retiro del metal. Por ejemplo, Skousen et al. (1994) señala que la absorción sobre turba y aserrín era responsable de quitar el 50% a 80% de los metales en DAM. Por otra parte, Kent (1994) indica que la presencia en

los suelos de la arcilla en un sistema superficial, realiza las oportunidades del retiro por la adsorción.

Procesos Microbiano-mediados

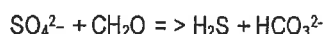
Zonas aerobias y anaerobias pueden estar presentes en un humedal construido. Las bacterias que oxidan el metal están presentes en la zona aerobia y causan la precipitación de los óxidos de metal, mientras que las bacterias sulfato reductoras están presentes en las zonas anaerobias y causan la precipitación de sulfatos.

Según Kadlec et al. (2000), la oxidación de metal mediada por microbios, *Thiobacillus ferrooxidans*, seguida por la precipitación subsecuente del oxyhidroxide del hierro, se considera el mecanismo más importante del retiro de metales de los humedales que tratan aguas residuales ricas en metal de la mina. En forma desequilibrada de la ecuación:



La oxidación del metal tiene la desventaja de producir iones de hidrógeno, de tal modo que la acidez aumenta. Cooper et al. (1994) informa que en el tratamiento de DAM usando las camas de lámina y la oxidación de los iones ferrosos resulta en gotas significativas en pH. También se puede observar que si no se presenta suficiente alcalinidad para proporcionar la capacidad tapón, la hidrólisis del ion férrico (Fe^{3+}) disminuirá en pH.

La reducción de sulfato por medio microbiano consume iones de sulfato y produce hidrógeno sulfuroso y alcalinidad en forma de ion de bicarbonato. En la forma desequilibrada de la ecuación, donde CH_2O representa una molécula orgánica simple:



El H_2S disuelve e ioniza para dar los iones del sulfuro, que reaccionan con un rango de los iones del metal para producir precipitaciones del sulfuro del metal. La precipitación de metales como los sulfuros más que los óxidos tiene las ventajas siguientes:

- La alcalinidad producida por la ayuda de la reducción del sulfato para neutralizar la acidez
- Los precipitados del sulfato son más densos que los precipitados del óxido, de tal modo el establecimiento es más rápido

- Los sulfuros se precipitan dentro de los sedimentos orgánicos y así son menos vulnerables a la interrupción por las oleadas repentinas en flujo.

La reducción del sulfato se reconoce como el mejor tratamiento para DAM. Eger (1994) indica que "la reacción primaria de importancia para el retiro del metal es la reducción del sulfato", porque no solamente se quitan los metales sino también se aumenta el pH y por lo tanto el drenaje ácido de la mina se trata con efectividad.

Filtración

Las plantas pueden contribuir al retiro del metal actuando como filtro para absorber algunos metales de rastro. "Las especies del macrophyte con grandes áreas superficiales de plantas han demostrado ser muy eficaces en las partículas de retención del hidróxido del metal que se han precipitado fuera de la solución" (Kadlec et al., 2000). La filtración en SFS puede ser eficaz en el retiro de los metales suspendidos (Kent 1994).

Para realzar la capacidad de filtración, la entrada de sustancia artificial y materia orgánica es usada como una estrategia exitosa. Se hace esto porque la capacidad de filtración física de un humedal será la última instancia de intercambio del metal para convertirse en metal saturado. (Skousen et al., 1994).

Consideraciones del diseño

A pesar del largo número de humedales construidos usados en el tratamiento de DAM, un diseño claramente indicado no están todavía disponible (Kadlec et al., 2000). Diseñar un sistema de humedales construidos para DAM requiere la comprensión de la química del agua de la mina, de la técnica que se aplicará y de la experiencia.

Algunos investigadores consideran que aunque los problemas presentados por las aguas ácidas de la mina son potencialmente mayores que éstos que implican aguas residuales domésticas, el proceso del diseño casi es igual (Witthar, 1993). Esencialmente, la tarea es caracterizar el flujo de las aguas residuales en términos del volumen y de los componentes (Campbell, 1999).

En general, el proceso de caracterización es más complicado debido a determinados problemas que se presentan, por ejemplo, el valor del pH que es muy bajo, metales, compuestos biológicamente tóxicos, y gran fluctuación estacional (Campbell, 1999).

Witthar (1993) discute algunas consideraciones del diseño desarrolladas. Campbell (1999) también recomienda algunas reglas para el diseño. Algunas de ellas se pueden mencionar como: (1) crear condiciones biológicas para asegurar el pH adecuado, (2) agregar macronutrientes, (3) la vegetación apropiada selecta y (4) conseguir ayuda de

los expertos implicados en el campo de la ecología y de la toxicología. La tabla 1 resume algunas consideraciones del diseño.

Tabla 9. Resumen del criterio de diseño para tratamiento de humedales construidos (Whittar, 1993)

Profundidad de agua (cm)	< 45
Número de células	Múltiple
Aspecto de ratio L/W	>4/1
Velocidad de flujo (ft/s)	0.1 - 1
Tiempo de retención (days)	0.25 - 75
Substrate	Hongos, compost, turba, Aserrín, estiércol y fertilizante

La selección de la vegetación

La vegetación desempeña un papel importante en el tratamiento de DAM, especialmente en el estímulo de procesos microbianos del retiro del metal. La selección de plantas es una importante etapa para alcanzar un tratamiento acertado. Sin embargo, poco trabajo existe en la selección apropiada de la especie de planta para los humedales, todo esto puede tener implicaciones importantes para el éxito a largo plazo de un proyecto. Puesto que el DAM es altamente ácido y contiene altas cantidades de metales, las plantas tienen que ser seleccionadas considerando su capacidad de resistir estas condiciones. Además, la selección de la vegetación se debe hacer basándose en el conocimiento de condiciones locales, y su capacidad de proporcionar las funciones requeridas.

Dos especies principales se utilizan en el tratamiento de DAM en humedales construidos: cattails (typha) y turba (Sphagnum) (Kadlec et al., 2000; Skousen et al., 1994; Witthar, 1993;). Ambos son característicos de ser tolerantes al ácido y de prosperar bajo variedad de condiciones ambientales.

El typha es fácil de propagar, producir la biomasa grande, y puede crecer en aguas con concentraciones del hierro de hasta 100 mg/l. Existe en la mayoría de los sistemas de humedales subterráneos con densidades de la planta de 0,5 a 1,0 por pie cuadrado en la mayoría de los humedales (Witthar, 1993). Esta versatilidad y resistencia, junto con su capacidad de fijar el hierro y el manganeso por adsorción, le hacen una excelente opción vegetativa para remediar el drenaje de ácido de mina del humedal construido.

Los estudios en *Sphagnum* muestran influencia significativa en eliminación de los metales y el aumento del pH (Witthar, 1993). Sin embargo, *Sphagnum* es difícil de establecer y mantener (Kadlec et al., 2000) y "es susceptible a la acumulación de hierro tóxico, y a cambios en acidez, carga de sedimentos, clima, química del agua, profundidad, y flujos" (Witthar, 1993). Este problema de establecimiento lo hace menos viable que el uso del *Thypha*.

TOTORA.

Una de las macrófitas más conocidas y difundidas en nuestro medio es la Totora (*Scirpus californicus*). Esta especie fue traída del Lago Titicaca a la Laguna Alalay, donde forma parte de la flora presente en la laguna y también se encuentra en abundancia en las zonas de inundación de la planta de tratamiento de Alba Rancho. Esta macrófita, forma parte de la amplia gama de plantas fitodepuradoras empleadas en los sistemas no convencionales de depuración de aguas contaminadas por DAM, DAR y aguas residuales.

Características generales de la totora

El tipo de humedal artificial al que nos referiremos en es de flujo subsuperficial, por lo que nos centraremos en la descripción de las plantas que se usan en dicho tipo de humedal: las helófitas y en particular la totora.

Las helófitas son plantas adaptadas a condiciones de saturación de humedad e inundación, siempre que el agua no las cubra completamente (figura 6). Es decir, soportan una fuerte limitación en la disponibilidad de oxígeno en el suelo. Comprenden una parte debajo del nivel del agua, y otra parte aérea.

El papel de las helófitas en los humedales artificiales se resume en los siguientes aspectos:

- Servir de filtro para mejorar los procesos físicos de separación de partículas (Valdés et al., 2005).

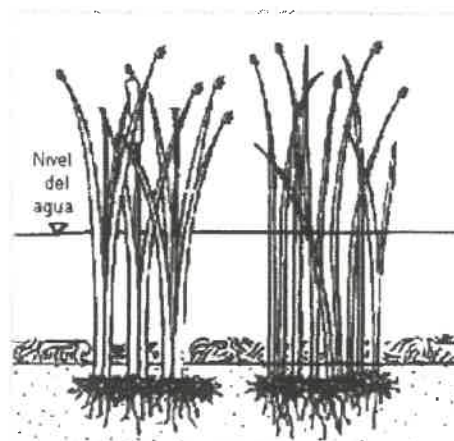


Figura 29. Plantas heliófitas en medio acuático.

- Actuar a modo de soporte para el desarrollo de biopelículas de microorganismos, que actúan purificando el agua mediante procesos aerobios de degradación (Valdés et al., 2005).
- Transportar grandes cantidades de oxígeno desde los tallos hasta sus raíces y rizomas, donde es usado por dichos microorganismos (Lahora Cano, 2004).

Además del oxígeno en la zona radicular, las bacterias son favorecidas por exudados de las plantas en la misma zona (Stengel en Soto et al., 1999).

Las helófitas más usadas en depuración son *Typha*, *Scirpus*, *Phragmites* y *Carex* (Lahora Cano, 2004). Si bien existen pequeñas diferencias en la eficiencia de remoción de contaminantes entre dichas especies, la recomendación es utilizar la especie de mayor adaptación y disponibilidad en el medio.

Scirpus californicus, comúnmente conocida como totora, es la especie que se encuentra en mayor proporción en el Valle Central cochabambino (Laguna Alalay, zonas de inundación de Alba Rancho y otros cauces de agua naturales).

Su clasificación sistemática es
(Navas, 2001):

Reino: *Plantae*
División: *Magnoliophyta*
Clase: *Liliopsida*
Orden: *Cyperales*
Familia: *Cyperaceae*
Género: *Scirpus*

Especie: *Scirpus californicus tator*

Características morfológicas

La totora y las helófitas en general son ancestros directos de los denominados "vegetales vasculares" y por tanto, muy similares (figura 30).

Tienen epidermis muy delgadas a fin de reducir la resistencia al paso de gases, agua y nutrientes y tejidos; grandes espacios intercelulares que forman una red de conductos huecos en los que se almacena y circula aire con oxígeno. Esto permite la transferencia de oxígeno desde el aire y órganos fotosintéticos, y desde ahí hacia las raíces (Fernández et al. 2004)



Figura 30. Totora en la ribera de una laguna.

Figura 31



Rizomas

La totora tiene rizomas, que son tallos subterráneos que crecen paralelamente a la superficie del suelo. Éstos presentan a un lado raíces adventicias y al otro ramas hacia la superficie con hojas y yemas (Aycachi Inga, 2004).

Acumulan reservas, con lo que aumentan su volumen, y en épocas favorables las yemas aprovechan esas reservas para germinar.

Tallos

Varían de 1 m a 4 m, erectos, remotos o próximos entre sí; lisos, trigonos o subteretes, verde-amarillentos cuando secos. Presentan vainas foliares pardo oscuro, sin láminas (figura 31).

Los tallos tienen aerénquimas, que son tejidos sin color con grandes espacios intercelulares llenos de aire, que facilitan la flotación y la llegada de aire a los órganos sumergidos.



CONSORCIO V-5

Dr. César Cascado Carrero
BIOLOGO
C.R.P. 269

CONSORCIO V-5

Ing. Víctor Draz Nuñez
INGENIERO CIVIL
C.R.P. 6030

En las plantas vasculares, los tejidos de conducción están asociados a células parenquimáticas y tejidos de sostén. Se agrupan en pequeños haces conductores, que son de dos clases

Xilema

El xilema está formado por vasos leñosos o tráqueas. Incluyen también las denominadas traqueidas, formadas por células alargadas con orificios llamados puntuaciones, que las comunican entre sí. **Figura 32**

Raíces y brotes de la totora



Floema

El floema está constituido por tubos o células cribosas. Entre las células existen tabiques con agujeros o cribas que se obturan a bajas temperaturas y dificultan la conducción de sustancias orgánicas (figura 33).

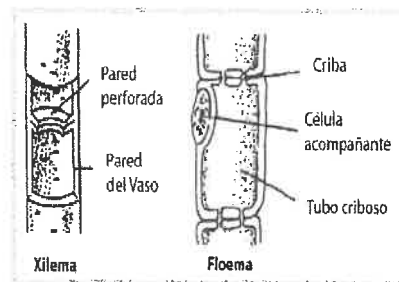


Figura 33. Corte longitudinal del xilema y el floema en la tatora.

Inflorescencia

La inflorescencia es decompuesta (figura 34). Brácteas hasta 10 cm; bracteolas hasta 5 cm. Espiguillas de 3 mm, ovoides, agudas, agrupadas, rojizo glanduloso. Aquenios oblongos, amarillentos o pardo oscuro; escamas irregularmente plumosas (Navas, 2001).

Reproducción

En la mayoría de los casos, la tatora se reproduce vegetativamente. La reproducción por semillas es muy limitada debido a que generalmente no logran germinar.



La reproducción vegetativa es por desarrollo de propágulos vegetativos; o sea, mediante células especializadas en propagar la planta (meristemos), agrupadas en estructuras especiales (rizomas). De esta manera se producen nuevos individuos, pero adaptados al medio.

Capacidad depuradora de la tatora

Se tiene referencia de algunos estudios sobre la capacidad depuradora de los humedales con tatora. En el cuadro 8 se presentan algunos resultados al respecto.

Cuadro 10. Capacidad depuradora de humedales con tatora (*Scirpus spp.*).

Parámetros:	Metales pesados	Nitrógeno	Fosfato	Fósforo	Coliformes y bacterias
Ujang et al (2004)	85% *				
Soto et al (1999)		22 a 33% *	30% *	20% *	99.9% *

* % de reducción de los valores de los parámetros luego del paso por un humedal subsuperficial.

Otras plantas utilizadas en la construcción de sistemas de humedales incluye la lámina de cama (reed bed), que ha mostrado buen funcionamiento en tratamiento de DAM, reduciendo la concentración de hierro y manganeso y aumentando el pH.

FIGURA Nº 35: PLANTAS ACUÁTICAS COMUNES EN HUMEDALES**(a) TOTORA****(b) JUNCO****(c) CAÑA COMÚN****(d) ELODEA**

De la información presentada se concluye en la necesidad de investigar adecuadamente el o las técnicas de elección para los tratamientos biológicos, en lugares cercanos al embalse Pasto Grande, con la finalidad de que los resultados puedan extrapolarse eficientemente en el embalse y los resultados para la disminución del pH y eliminación de los metales pesados, sea óptima que permita obtener agua de calidad de acuerdo a los ECAs categoría I-A2 (para consumo humano con tratamiento convencional) y IV (Mantenimiento del ecosistema).

Se debe distinguir las acciones que se orientan hacia el objetivo de reducir la formación de contaminantes, y aquellas otras que implican el tratamiento de las aguas contaminadas. En general, la actuación no se ciñe a un sólo procedimiento, sino que es combinación de varios, y se acomete en función del problema específico a resolver, ya que su eficiencia puede ser muy diferente de unos casos a otros. Los métodos preventivos se basan en la eliminación de alguno de los elementos esenciales en la generación de aguas ácidas (sulfuro, oxígeno, humedad o bacterias catalizadoras). La elección entre uno u otro método, depende de las condiciones (origen,

resagüe, grado de actividad, etc.), características (físicas y químicas) y carácter (permanente y temporal) del efluente, así como espacio disponible

5.3. MÉTODOS DE BIORREMEDIACIÓN PROPUESTOS

De acuerdo a las características del embalse pasto Grande y sus afluentes se proponen los siguientes métodos de tratamiento:

5.3.1. TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE AFLUENTES

A. ASPECTOS RELACIONADOS CON LA CARACTERIZACIÓN DE LOS AFLUENTES DEL EMBALSE PASTO GRANDE

Afluente Río Millojahuirá:

El afluente del embalse, río Millojahuirá, presenta contaminación ácida debido a la presencia de metales pesados en concentraciones elevadas, encontrándose principalmente el Fe, Al y Mn, que son los que producen el mayor porcentaje de acidez, teniendo valores promedio de un pH promedio de 3.2, y; con respecto a la carga orgánica, los valores de la DBO y DQO se encuentran por debajo del límite de detección del método, asimismo el caudal promedio es 0,4 m³/s. La contaminación bacteriológica se encuentra con valores de 8,400 Coliformes totales NMP/100 ml, 4,600 Coliformes termotolerantes NMP /100 ml, 2,500 Escherichia Coli NMP/100ml, 7,000 Enterococos fecales NMP/100 ml, 37 Huevos de Helmintos /L encontrándose por encima de la Categoría 3 de los ECAs sólo en época de avenida. Disminuyendo considerablemente sus recuentos en época de estiaje (con valores por debajo de los ECAS) respecto a los parámetros antes mencionados excepto los Enterococos fecales y Huevos de Helmintos .

INFORME Nº 9: ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO

Cuadro Nº 11 Caracterización Río Millojahuira

PARAMETRO	ECA DS. 002-2008- MINAM		MILLOJAHUIRA					
	Categoría 3 Bebidas de animales	Categoría 4 Ríos Costa y Sierra	E37 Naciente		E38 Despues de Bofedales		E39 Antes del Embalse	
pH	6.5 - 8.4	6.5 - 8.5	3.1	3.2	3.2	3.2	3	3.2
O2 DISUELTO (mg/l)	> 5	>= 5	4.3	3.8	4.7	4.2	4.3	4.5
SÍLICE como SiO ₂ (mg/l)			29.3	59.2	69.9	62.2	67.4	61
STD (mg/l)		500	780	698	487	458	632	598
SULFATOS (mg/l)	500		336.4	515.3	187.1	217.7	262.4	358.5
T° agua			10	7	10	6	10	9
CAUDAL (M3/Hora)				1 800		147		1 087
ALUMINIO	5		40.18	46.54	20.64	23.38	29.55	37.14
ARSÉNICO	0.1	0.05	ND	0.015	ND	ND	ND	ND
BORO	5		0.012	ND	ND	ND	ND	ND
CADMIO	0.01	0.004	ND	ND	ND	ND	0.001	ND
COBRE	0.5	0.02	ND	ND	ND	ND	ND	ND
HIERRO	1		29.74	46.81	7.193	8.86	11.45	17.99
MANGANESO	0.2		0.303	0.311	0.261	0.241	0.339	0.329
NIQUEL	0.2	0.025	0.078	0.083	0.03	0.028	0.037	0.04
PLOMO	0.05	0.001	ND	<0.001	ND	<0.001	ND	<0.001
ZINC	24	0.03	0.417	0.312	0.2	0.147	0.327	0.221
PLATA	0.05		ND	<0.002	ND	<0.002	ND	<0.002

Caracterización Biológica del Río Millojahuira

PARAMETROS BACTERIOLOGICO/ BIOLOGICO	ECA CATEGORIA I CLASE A2	ECA CATEGORIA 3 BEBIDA DE ANIMALES	E-38 Río Millojahuira después de bofedales		Río Millojahuira, a 50 m de la carretera, antes de ingresar a embalse	
			Avenida	Estiaje	Avenida	Estiaje
COLIFORMES TOTALES NMP/100 mL	3000	5000	3.30E+03	<1.8	8400	<1.8
COLIFORMES TERMOTOLERANTES NMP/100 mL	2000	1000	2.80E+03	<1.8	4600	<1.8
ESCHERICHIA COLI NMP/ 100 mL	0	100	2.10E+02	<1.8	2500	<1.8
ENTEROCOCOS FECALES NMP/100 mL	0	20	3.10E+03	2.00E+01	7000	1.00E+01
BACTERIAS HETEROTRÓFICAS ufc / mL	NS	NS	9000	20
Nº HUEVOS DE HELMINTOS EXP EN HH/LIT.	<1	NS	NS	37	2
FICOTOXINA (MICROSISTINA U OTRAS) EXP. EXP. (UG/L)				1	0.92	2.02
CLOROFILA A EXP. ENMILIGRAMOS / METRO CÚBICO (MG / M3)				10.05	12.2862	26.36

Otros datos importantes corresponden a las mediciones de toxicidad, que en el ingreso al embalse tiene un EC de 3,5%, equivalente a un afluente tóxico, esto debido a la elevada concentración de metales pesados, sin embargo los tratamientos químicos y biológicos que

se propongan para mejorar estas características, también mejoraran la calidad toxica del afluente.

Afluente Río Antajarane:

Presenta un pH promedio de 5.3 ligeramente ácido, la concentración de los metales pesados se encuentran por debajo de los ECAS Categoría 3 y según Categoría 4, el Ni y Zn sobrepasan los ECAS, la DBO y DQO se encuentran por debajo del limite detección del método desarrollado, con respecto a los Coliformes Totales se encuentran con valores de 3,800 NPM/100 ml, y los Coliformes termotolerantes con 2,700 NPM/100 ml, E.coli con 1,700 NPM/100ml, y Entetococos fecales con 3,100 NPM/100 ml podemos señalar que se sobrepasan los ECAS solo en época de avenida.

Con respecto a la toxicidad del afluente, esta se encuentra con una EC < 2%, siendo altamente tóxico, por la concentración de metales pesados.

Cuadro Nº 12 Caracterización Río Hualcane - Antajarane

PARAMETRO	ECAS		HUALCANE - ANTAJARANE											
	Categoría 3 Bebidas de animales	Categoría 4 Rios Costa y Sierra	E-40 Naciente Hualcane		E-41 Hualcane antes de la confluencia			E-42 Naciente Antajarane		E-43 Antajarane Antes de Confluencia		E-44 Despues de la Confluencia		E-45 a 50 mtros de la
pH	6.5 - 8.4	6.5 - 8.5		5.2	3.2	3.1	7.3	6.5	5.6	5	3.3	3.2	6.5	6.4
O2 DISUELTO (mg/l)	> 5	>= 5		5.0	4.7	4	5.1	4.8	5	4	4.5	3.1	5.1	4.5
SÍLICE como SiO2(mg/l)				77.1	60.2	72.7	30.2	46.2	37.5	41.5	59.3	65.1	37.4	35.7
STD (mg/l)		500		680	648	537	68	188	98	146	603	592	66	75
SULFATOS (mg/l)	500			584.2	287.8	458.8	15.1	103.5	60.9	74.1	247.2	279.6	13.6	27.5
T° agua				9	10	9	10	8	10	9	10	7	10	8
CAUDAL (M3/Hora)				758		2 358		252		177		1 830		225
ALUMINIO (mg/l)	5			60.84	28.76	18.89	0.209	1.804	0.622	0.269	30.93	33.53	0.181	0.072
ARSÉNICO (mg/l)	0.1	0.05		ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
BORO (mg/l)	5			ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.013	0.022	ND	0.012
CADMIO (mg/l)	0.01	0.004		ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.002	0.002	ND	ND
COBRE (mg/l)	0.5	0.02		0.311	0.143	0.24	ND	ND	ND	ND	0.13	0.162	ND	ND
HIERRO (mg/l)	1			30.99	12.42	9.537	1.941	0.587	0.688	0.177	12.52	9.168	3.437	0.651
MANGANESE (mg/l)	0.2			0.561	0.374	0.498	0.118	0.389	0.171	0.083	0.355	0.378	0.096	0.035
NIQUEL (mg/l)	0.2	0.025		0.128	0.064	0.101	ND	0.009	ND	ND	0.058	0.071	ND	ND
ZINC (mg/l)	24	0.03		0.124	0.198	0.123	0.089	0.047	0.066	0.033	0.226	0.215	0.04	0.059
PLATA (mg/l)	0.05			ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

Cuadro Nº 13 Caracterización Biológica Antajarane

PARAMETROS BACTERIOLOGICO/ BIOLOGICO	ECA CATEGORIA I CLASE A2	ECA CATEGORIA 3 BEBIDA DE ANIMALES	E-42 Río Antajarane, Naciente		e-43 Antajarane antes de la Confluencia a la Quebrada Hualcane	
			Avenida	Estiaje	Avenida	Estiaje
COLIFORMES TOTALES NMP/100 mL	3000	5000	2.00E+02	<1.8	3.80E+03	<1.8
COLIFORMES TERMOTOLERANTES NMP/100 mL	2000	1000	6.30E+01	<1.8	2.70E+03	<1.8
ESCHERICHIA COLI NMP/ 100 mL	0	100	<1.8	<1.8	1.70E+03	<1.8

INFORME Nº 9: ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO

ENTEROCOCOS FECALES NMP/100 mL	0	20	2.60E+02	<1.8	3.10E+03	<1.8
BACTERIAS HETEROTRÓFICAS ufc / mL	NS	NS	NS	NS
Nº HUEVOS DE HELMINTOS EXP EN HH/LIT.	<1	NS	NS	NS	NS
FICOTOXINA (MICROSISTINA U OTRAS) EXP. EXP. (UG/L)			0.6	0.6	0.57	0.29
CLOROFILA A EXP. ENMILIGRAMOS / METRO CÚBICO (MG / M3)			9.015	9.015	8.544	11.8

Afluente Rio Patara

Con respecto al afluente del Patara, el caudal promedio está cercano a 1 m³/s, y el pH es de 6,5, considerado como ligeramente ácido que indica que todos los afluentes del río Patara (río Cotañani, Acosiri, Quebarada Amanai, Cacachara, Paulletani y Amani) son aguas ácidas. Sin embargo debido a la calidad alcalina de las aguas del río Patara en la naciente y la calidad de los bofedales antes del ingreso al embalse los metales pesados, llegan a diluirse logrando encontrarse dentro del rango aceptable en el ECA establecidos

para aguas de Categoría 4, y según Categoría 3 el Fe presenta concentraciones de 1.78 mg/l, Manganeseo 2.54 mg/l, y Cd 0.052 mg/l, se encuentra superando los valores del ECA.

Con respecto a los indicadores de contaminación fecal, los Coliformes Totales, presentan recuentos de 3,400 NMP/ml, Coliformes Termotolerantes con 2,700 NMP/100ml, Enterococos fecales 3,100 NMP/100 ml, que sobrepasan la Categoría 3 de los ECAS solo en época de avenidas, logrando disminuir su concentración en época de estiaje, de la misma forma señalamos que los huevos de helmintos se encontraron ausentes en las dos épocas de monitoreo avenida y estiaje.

Los índices Biológico Diatómico indica zonas de contaminación fuerte en la estación E-19 y E-27 correspondiente a la Quebrada Jacosive y naciente del río Patara.

Cuadro Nº 14 Caracterización Fisicoquímica Rio Patara

PARAMETRO			RIO PATARA		
	Categoría 3 Bebidas de animales	Categoría 4 Ríos Costa y Sierra	E-27 Rio Patara, naciente formación de varios manantiales	E- 36 Rio Patara, a 250 m de la carretera aguas arriba	
pH	6.5 - 8.4	6.5 - 8.5	5.9	6.5	(1) 5.0
CONDUCTIVIDAD (uS/cm)	<5000		37.8	480	(1) 1 162
O2 DISUELTO (mg/l)	> 5	>= 5	4.9	5.6	(1) 4.8
SÍLICE como SiO2(mg/l)			22.3	26.2	50.9
STD (mg/l)		500	19	354	860
SULFATOS (mg/l)	500		4	67.4	244.7
T° agua			12	10	(1) 5
CAUDAL (M3/Hora)					(1) 1 220
ALUMINIO	5		0.135	4.259	20.74
ARSÉNICO	0.1	0.05	ND	0.178	0.174
BORO	5		0.009	1.055	4.14
CADMIO	0.01	0.004	ND	0.008	0.052
COBRE	0.5	0.02	ND	0.06	0.27
HIERRO	1		0.47	2.431	1.708
MANGANESO	0.2		0.023	0.678	2.54
NIQUEL	0.2	0.025	ND	0.014	0.062
PLOMO	0.05	0.001	ND	ND	0.016
ZINC	24	0.03	0.393	0.311	1.347
PLATA	0.05		ND	ND	<0.002
MERCURIO	0.001	0.0001	ND	ND	<0.0001
ORO				ND	<0.01

Cuadro Nº 14-a Caracterización Fisicoquímica contribuyentes al Rio Patara

PARAMETRO	ECAS D.S. 002-2008- Categoría 3 Bebidas de animales	Categoría 4 Ríos Costa y Sierra	CACACHARA		JACOSIVE		PALLEUTANI	
			E-18, Rio Cacachara, antes de confluencia con quebrada Jacosive		E-20, Quebrada Jacosive, antes de la confluencia con rio Cacachara		E-22, Quebrada Palleutane, Naciente	
pH	6.5 - 8.4	6.5 - 8.5	3.3	(1) 3.2	4.5	(1) 6.7	4.7	(1) 5.5
O2 DISUELTO (mg/l)	> 5	>= 5	4.2	(1) 4.6	4.8	(1) 4.6	5.4	(1) 4.4
SÍLICE como SiO2(mg/l)			7.7	54.2	22.5	32.5	28.6	36.1
STD (mg/l)		500	798	948	60	90	76	110
SULFATOS (mg/l)	500		416.1	452.9	28.4	34.4	32.9	55.9
T° agua			14	(1) 4	12	(1) 2	12	(1) 4
CAUDAL (M3/Hora)				(1) 2 990		(1) 737		(1) 185
ALUMINIO (mg/l)	5		41.34	49.46	0.781	1.1	2.164	2.308
ARSÉNICO (mg/l)	0.1	0.05	0.04	0.043	ND	<0.002	ND	<0.002
BORO (mg/l)	5		ND	<0.008	ND	<0.008	ND	<0.008
CADMIO (mg/l)	0.01	0.004	0.056	0.111	ND	<0.001	ND	<0.001
COBRE (mg/l)	0.5	0.02	0.445	0.616	ND	<0.002	ND	<0.002
HIERRO (mg/l)	1		28.11	31.26	0.1	0.39	0.42	0.31
MANGANESO (mg/l)	0.2		3.775	4.444	0.058	0.094	0.138	0.372
NIQUEL (mg/l)	0.2	0.025	0.085	0.113	ND	0.003	ND	0.011
PLOMO (mg/l)	0.05	0.001	ND	0.046	ND	<0.001	ND	<0.001
ZINC (mg/l)	24	0.03	1.589	1.752	0.227	0.05	0.193	0.39
PLATA (mg/l)	0.05		0.009	<0.002	ND	<0.002	ND	<0.002

Cuadro N° 15 Caracterización Biológica de contribuyentes al Río Patara

PARAMETROS BACTERIOLOGICO/ BIOLOGICO	ECA CATEGORIA I CLASE A2	ECA CATEGORIA 3 BEBIDA DE ANIMALES	E-17 Río Cacachara, después de confluencia de quebrada Cacachara con río Acosiri		E-26 Río Cacachara, antes de confluencia con río Patara	
			Avenida	Estiaje	Avenida	Estiaje
COLIFORMES TOTALES NMP/100 mL	3000	5000	3.80E+03	<1.8	3.40E+03	<1.8
COLIFORMES TERMOTOLERANTES NMP/100 mL	2000	1000	2.40E+03	<1.8	2.70E+03	<1.8
ESCHERICHIA COLI NMP/ 100 mL	0	100	2.10E+02	<1.8	2.70E+02	<1.8
ENTEROCOCOS FECALIS NMP/100 mL	0	20	3.10E+03	<1.8	3.10E+03	<1.8
BACTERIAS HETEROTRÓFICAS ufc / mL	1.03E+04	40	NS	NS
Nº Huevos de Helminths exp en HH/Lit.	<1	NS	NS	NS	NS
Ficotoxina (microsistina u otras) exp. Exp. (ug/L)			0.95	2.02	0.25	0.25
Clorofila A exp. Enmiligramos / metro cúbico (mg / m3)			3.2972	3.26	6.408	6.408

Afluente Río Tocco

El río Tocco, tiene un caudal promedio de 0,3 m³/s y no presenta contaminación por metales pesados, por lo que el pH alcalino en el afluente al embalse es de 8,1; la carga orgánica dada por la DBO y la DQO, no se detecta por el método analítico del laboratorio. Los metales pesados evaluados se encuentran por debajo de los ECAS Categoría 3, por lo que no necesita un tratamiento para metales ni acidez; Con respecto a la calidad Hidrobiológica, Toxicológica, Microbiológica y Parasitológica. Los Coliformes Totales, Termotolerantes, Escherichia Coli, Enterococos fecales y los Huevos de Helminths superan las ECAs categoría 4 y 3.

No se aplicara tratamiento biológico en el Río Tocco por ser aguas de buena calidad fisicoquímica; sin embargo debido a la presencia de indicadores de contaminación fecal según a la caracterización Microbiológica y deterioro de bofedales por sobrepastoreo se recomienda implementar programas de manejo y conservación de los bofedales ubicados en el sector del río Tocco.

Así mismo, no se aplicara tratamiento biológico en el Río Millojahuira debido que se aplicará tratamiento fisicoquímico.

B. PARAMETRO DE DIMENSIONAMIENTO DE DISEÑO DE HUMEDALES.

Las aguas provenientes de los ríos Millojahuira y Antajarane no presentan carga orgánica apreciable, por lo tanto este parámetro no interviene en los datos de diseño; por otro lado la carga bacteriológica representada por coliformes termotolerantes y *E. coli*, se encuentra por encima de los niveles de la categoría 4 de las ECAs, por lo que el diseño que se propone para disminuir principalmente la acidez, también disminuirán en cerca de un 90% éstas

bacterias. El embalse además funciona como un sistema de depuración bacteriológica debido al tiempo de retención que posee.

Criterios de Diseño

Los parámetros de diseño se rigen bajo los siguientes criterios

Profundidad de Agua (cm)	: 45
Número de Células	: Multiple
Aspecto de Ratio L/W	: > 4/1
Velocidad de flujo (ft/s)	: 0.1 – 1
Tiempo de Retención (Días)	: 0.25 – 75
Sustrato	: Compost

Parámetros de Diseño:

Caudal promedio por segundo :	0,4 m ³ /s
Caudal promedio por día :	34 560 m ³ /d
pH promedio :	3 – 4
Carga de Fe :	11 mg/L
Factor pH :	5
Eficiencia :	90 %
Carga de Fe por día :	380 000 g/ Fe / día x 0,1

$$\text{Área Superficie: } \frac{\text{Carga Fe /d} \times 0,1}{\text{Factor pH}}$$

Aplicando valores se obtiene un área mínima de: 7 600 m²

Considerando los datos se propone un sistema de tres humedales seriados de las siguientes características:

Canal de caliza	: 50 m x 25 m x 0,7 m
3 Humedales	: 100 m x 25 m x 0,7 m

0,20 cm de fondo de piedra y grava

0,50 cm de flujo de agua

Los parámetros de diseño son los siguientes:

1. Concentración de metal en afluente (Fe) = 11 mg/L
2. Carga de metal/d = 11g/m³ x 0,4 m³ x 86 400s/d = 380 kg Fe/d
3. Carga de metal en efluente = 1,1 mg/L
4. Carga de metal en efluente = 38 Kg/d
5. Volumen total del humedal = 1 750m³
6. TRH = 1 750 m³/ 0,4 m³/s = 1,21 h

5.4. ESPECIFICACIONES DEL SISTEMA DE HUMEDAL ARTIFICIAL.

Los humedales aerobios son actualmente una tecnología aceptada y establecida para la eliminación de Fe y Mn (también Zn en forma de carbonato), en aguas netamente alcalinas (alcalinidad > acidez).

El factor común de estas aplicaciones exitosas de los humedales aerobios es el predominio de los procesos de oxidación e hidrólisis, junto con varios mecanismos de sedimentación. El resultado de los procesos de oxidación y de hidrólisis es una producción neta de acidez en forma de protones, por lo que este tipo de sistemas solamente es apto para soluciones netamente alcalinas (en el caso de tratar un agua ácida, el pH caería hasta un valor, generalmente inferior a 5, en el que la mayoría de los metales son solubles). Para el tratamiento de un agua ácida por ésta vía, es necesario un pre tratamiento para neutralización de la acidez.

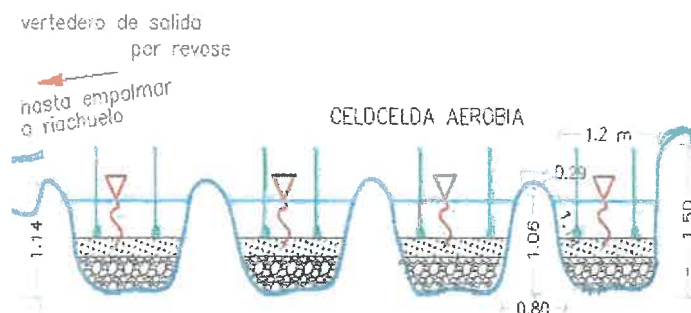
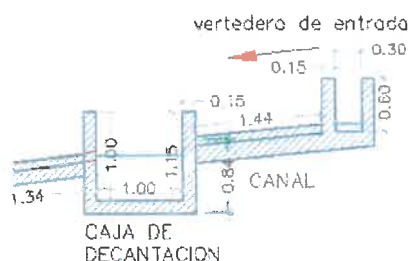


Figura 36 Esquema de Humedal Aerobio

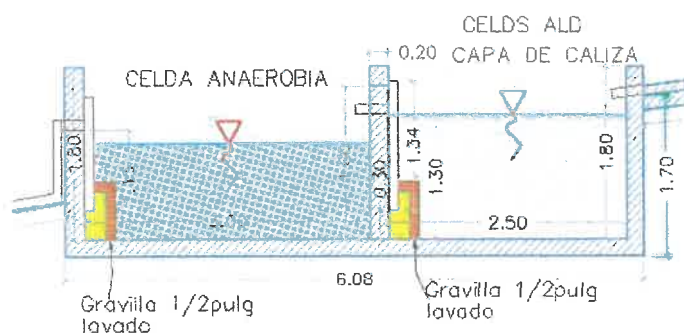
Básicamente, un humedal aerobio es una celda rellena con una somera capa de algún sustrato (generalmente orgánico, aunque puede ser de otro tipo) sobre el cual se plantan especies vegetales que resulten resistentes a las condiciones de la solución a tratar y que tengan un papel activo en el proceso depurador (Younger et al., 2002). Las especies vegetales, además de proporcionar condiciones favorables para la sedimentación de metales, provocan una circulación más sinuosa (lenta) del flujo, alterando de la misma manera el perfil de velocidad del flujo en profundidad.

POZA DECANTACION

Es una poza diseñada para la precipitación de material fino existente en el agua

Figura 36 Esquema Poza de Decantación**SISTEMA DE REDUCCIÓN Y PRODUCCIÓN DE ALCALINIDAD (RAPS)**

Se construirá 04 cajas de concreto para la precipitación en donde contendrá en cada una de ellas material grava de caliza, aserrín y huano. ingreso del agua cruda será a las cajas dos primeras cajas (A y A"), pasando por drenaje las dos segundas cajas (B y B") y de la que saldra por drenaje



Los canales de caliza son una aplicación directa de lo comentado anteriormente: se trata de un canal anóxico relleno de fragmentos de caliza de tamaño de grano tipo grava, generalmente de un diámetro de entre 50 y 75 mm (PIRAMID, 2003) por el que se hace pasar la solución a tratar. De esta forma se logra, mediante la disolución de la caliza, generar alcalinidad y neutralizar la acidez protónica, mediante la acción combinada de los iones carbonato y bicarbonato (Watzlaf et al., 2004).

También se han mostrado como generadores de alcalinidad diversos compuestos en forma iónica silicato, carbonato y bicarbonato, borato, algunos ligantes orgánicos, fosfato

e ión amonio (Hemet al, 2005). En el interior del canal se deben mantener condiciones reductoras, lo que se logra enterrando el canal, de forma que los metales polivalentes,

sobre todo Fe y Mn, se mantengan en su forma reducida, evitándose así la formación de hidróxidos y su consiguiente precipitación.

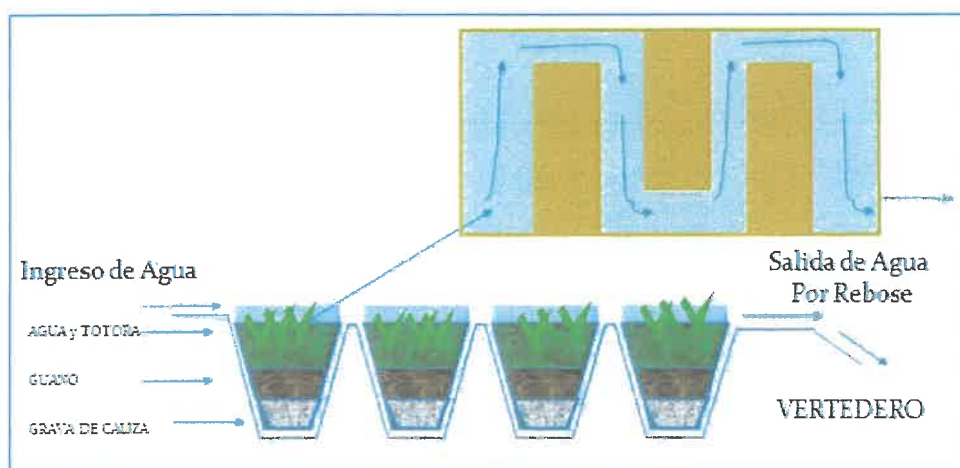
En la bibliografía, esta tecnología se denomina como sistemas de producción sucesiva de alcalinidad (Successive alkalinity producing systems, SAPS), sistemas de producción de alcalinidad (alkalinity producing systems, APS) o sistemas de reducción y producción de alcalinidad (Reducing and Alkalinity Producing Systems, RAPS) (Watzlaf y Hyman,

1995. Watzlaf, 1998). En un principio, estos sistemas nacieron como una alternativa a los sistemas ALD, cuyas aplicaciones se veían restringidas a efluentes con bajos contenidos de oxígeno disuelto, de Fe^{+3} y de Al^{+3} . Un sistema RAPS propiamente dicho consiste en un ALD recubierto por una capa de compost, cuya función es reducir los cationes de Fe^{+3} a Fe^{+2} y reducir el contenido en oxígeno disuelto por medio de actividad bacteriana (Watzlaf et al., 2004) antes que la solución a tratar entre en contacto con las partículas de caliza. Actualmente se usa un sustrato mixto, compuesto por una mezcla de caliza y materia orgánica en lugar de dos capas.

Estos sistemas generalmente funcionan con un flujo vertical: de este modo, como la totalidad de la solución es obligada a atravesar los dos sustratos, el sistema suele ser mucho más eficiente que los humedales de sustrato orgánico, o bien requiere mucho menos espacio para lograr el mismo nivel de tratamiento, en términos de mejora de la calidad de la solución objeto (Younger et al., 2002).

WETLANDS

El sistema se construirá con superficie impermeabilizada con geomembrana, sobre el cual se colocará Grava de caliza y compos el cual estará cubierto de planta (totora) por donde circulara el agua finalmente el agua saldrá por rebose a l vertedero



COMPOST WETLANDS

Humedales de abono (compost wetlands), es decir, humedales con sustratos espesos de abono, en los que se mantienen condiciones anaeróbicas que promueven reducción bacteriana de sulfatos

Los humedales aerobios fueron las primeras tecnologías pasivas que se emplearon para el tratamiento de aguas de mina. Pronto se hizo patente el problema que estos sistemas, al ser aplicados a un agua netamente ácida, provocaban un nuevo descenso del pH en las mismas, debido a la liberación de protones durante el hidrólisis del Fe^{+3} y del Al^{+3} . Con el desarrollo de la tecnología, se fue contrastando que este efecto de disminución del pH era mucho menos marcado en aquellos sistemas en los que se habían añadido al sustrato algunas capas de sustrato orgánico (compost) para promover el crecimiento de los vegetales.

Así, se pensó en la idoneidad de los humedales de sustrato orgánico como alternativa a los humedales aerobios. Aparentemente, tienen el mismo aspecto que estos: esto es, una celda con una capa de sustrato en el que pueden ser plantadas especies vegetales. La principal diferencia es la naturaleza del sustrato, al incorporar los humedales de sustrato orgánico, como su propio nombre indica, capas de material rico en materia orgánica, favoreciendo así la actividad bacteriana responsable de la reducción de los sulfatos. Este proceso es responsable del consumo de acidez, de la generación de alcalinidad en forma de bicarbonato y de parte de la eliminación de Fe y Zn en forma de sulfuros y del Mn en forma de óxido o carbonato. Además, la eliminación del Al en forma de hidróxido se ve favorecida por la subida del pH de la solución a tratar.

Sistemas de Flujo Subsuperficial con Actividad Bacteriana Sulfatoreductora

Para el tratamiento con bacteria sulfato reductoras es necesario utilizar estiércol de vaca, oveja, auquénido y de aves de corral, como fuente de energía y para el crecimiento.

5.5. EFICIENCIA DE ELIMINACIÓN DE IONES METÁLICOS

Eficiencia de Neutralización

Después de la etapa de precipitación de sólidos en suspensión, el agua tratada pasa por un canal de neutralización, construido a base de piedra caliza.

Resultado y análisis de pH

Para el análisis del parámetro pH se tomaron muestras de agua a diario del ingreso y salida del Wetland desde el inicio de prueba. Agosto a Diciembre.

INFORME N° 9: ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO

La Tabla 14 muestra la concentración residual y la eficiencia de eliminación de los iones metálicos (Fe, Cu, Zn y Al) y de iones sulfato en los monitoreos realizados.

Los resultados muestran que hubo eliminación significativa de todos los elementos investigados y que sus concentraciones residuales son menores que los parámetros permitidos por Ley General de Aguas Clase III (Legislación Peruana).

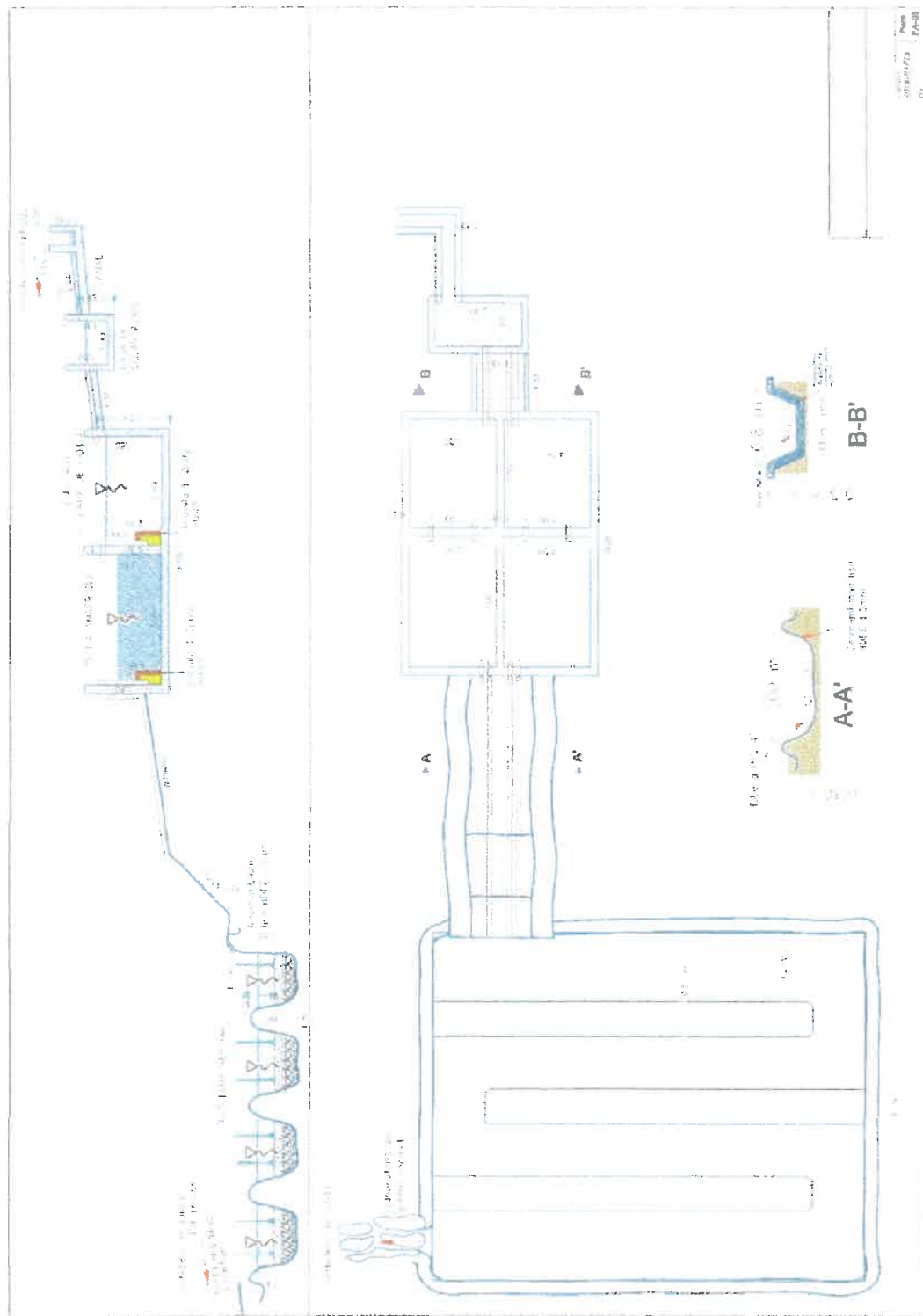
Cuadro N° 14 Comparación de Resultado del Tratamiento de agua acida

N°	Parametro	Unidad	INGRESO	SALIDA	ESTANDARES	
			A WETLAND	DE WETLAND	ECA	LGA
1	pH		3.37	4.72	6.5 a 8.4	
2	Conductivida	mS/cm	1740	706	<=5000	
4	Aluminio	mg/L	24.4	9	5	
5	Arsénico	mg/L	<0.003	<0.003	0.1	
6	Boro	mg/L	0.025	0.034	5	
7	Bario	mg/L	0.016	0.02		
8	Berilio	mg/L	0.002	0.0013	0.1	
10	Calcio	mg/L	24.2	54.2	200	
11	Cadmio	mg/L	<0.0004	<0.0004	0.01	0.05
14	Cromo	mg/L	<0.001	<0.001	1	1
15	Cobre	mg/L	0.015	0.014	0.5	0.5
16	Hierro	mg/L	1.749	1.453	1	
20	Manganeso	mg/L	2.056	2.57	0.2	
22	Sodio	mg/L	8.12	22.6	200	
23	Níquel	mg/L	0.039	0.039	0.2	0.002
24	Fósforo	mg/L	<0.006	0.224		
25	Plomo	mg/L	<0.005	0.015	0.05	0.1
30	Estroncio	mg/L	0.172	0.248		
34	Zinc	mg/L	0.357	0.325	24	25

I-W: Ingreso de agua al Wetland

S-w: Salida de agua del Wetland

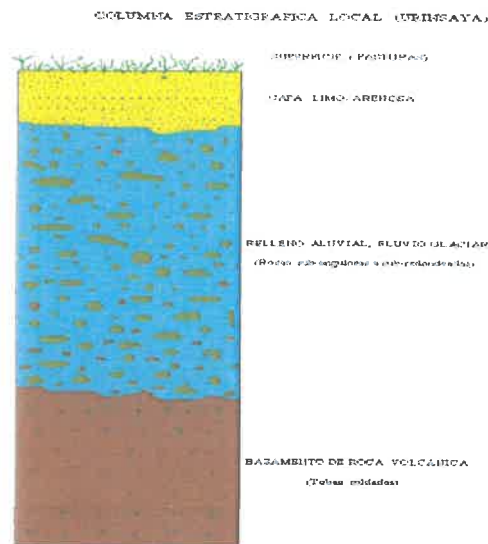
ESQUEMA FINAL DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO EN AFLUENTES DEL EMBALSE PASTO GRANDE



5.6. ASPECTOS RELACIONADOS AL MEJORAMIENTO DE BOFEDALES PARA FITORREMEDIACIÓN.

BOFEDAL.

Los Bofedales son ecosistemas permanentes o temporales en los que convergen los biotopos acuático y terrestre, son formaciones singulares debido a que almacenan agua proveniente de la precipitación pluvial, nival y de granizo, de los deshielos y de la humedad ambiental. Los suelos, altamente impermeables, retentivos de humedad así como la geología local formada por rocas calcáreas o por tobas volcánicas, juegan un papel importante en la cosecha del agua y el subsiguiente almacenamiento. El gráfico siguiente evidencia la estratigrafía para la planicie de Espinar, la toba volcánica, el relleno aluvial y el estrato limo-arcillo-arenoso, captan el agua, lo almacenan y sueltan en el período de estio manteniendo la humedad durante el año.



De acuerdo a los aspectos cualitativos generales de Composición Florística según el EIA del Proyecto Especial Regional Pasto Grande, (1995) se determinó que la composición florística estuvo conformada por ecosistemas de bofedales y pajonales:

Bofedales : Que son comunidades vegetales de carácter permanente, estuvieron constituidos por especies propias de ambientes húmedos. Que presentaron una configuración de almohadillada, mayormente compuesta por *Distichia muscoides*, *oxychloe andina*, *lucilia tunaerensis*, *azorella diapensoides*, *festuca rigescens* y otras como *poa aequigluma*, *calamagrostis rigida*, *hipochocris sp*, *calamagrostis eminens*, *calamagrostis ovata*, *calamagrostis desenflora*, *lysiponia*, entre otras. Las cuales ocupan tierras planas y depresionadas, como ocurre en las capas de las pampas de Tocco, el arenal, Calasaya, Chilota, Ojetire, Humalso entre los principales.

CUADRO 5.15 COMPOSICION FLORISTICA

ESPECIE	APTITUD FORRAJERA	FRECUENCIA
FESTUCA ORTOPHILLA	PD	A
FESTUCA RIGIDIFOLIA	PD	C
FESTUCA DOLICOPHILLA	D	R
CALAMAGROSTIS INTERMEDIA	PD	O
CALAMAGROSTIS VINCUNARUM	PD	O
CALAMAGROSTIS JOMESONII	D	F
CALAMAGROSTIS MINIMA	D	F
CALAMAGROSTIS CHRYSANTA	D	F
CALAMAGROSTIS EMINENS	D	R
CALAMAGROSTIS OVATA	D	R
CALAMAGROSTIS DENSIFLORA	PD	F
CALAMAGROSTIS CEPHALANTA	PD	F
CALAMAGROSTIS RIGESCENS	D	F
AGROSTIS TOLUCENSIS	D	F
AGROSTIS BREVICULMIS	D	F
STIPA ICHU	PD	F
STIPA BRACHYPHYLLA	PD	R
DISTICHIA MUSCOIDES	D	A
OXICHLOE ANDINA	D	C
SCIRPUS RIGIDUS	PD	F
LUCILIA TUNAERENSIS	D	F
LICILIA ARETOIDES	D	F
AZORELLA DIAPENSOIDES	D	C
CAREX ECUATORIANA	D	C
ALCHEMILLA PINNATA	D	F
ALCHEMILLA ERODIFOLIA	D	F
HIPOCHOERIS TARAXOCOIDES	D	F
HIPOCHOERIS MEYENII	D	F
LIABUM OVATUM	D	O
LIABUM SP	D	O
POA ANNUA	D	F
POA AEQUIGLUNIA	D	F
MIRYIPHYLLUM SP	D	O
GENTIANA POSTRATA	D	O
NOTOTRICHE SP	D	F
MALVASTRUM SP	D	F
ARENARIA	D	O
WERNERIA SP	D	O
GERANIUM SESSILIFLORUM	D	F
PICNUPHYLLUM/BRIOIDES	I	C
AZORELLA YARETA	I	C
PARASTREPHIA LEPIDOPHYLLA	I	A
DISPLOSTEPHYN TACORENSE	I	C

CHUQUIRAGUA HUAMANPINTA	I	F
MARGARICARPUS PINNATUS	I	F
ADEMIA SPINOSSIMA	I	F
APUNTIA FLOCCOSOR	I	O
DISANTHELIUM PERUVIANUM	D	F
ACIACHE PULVINATA	I	R

APTITUD FORRAJERA

D : DESEABLE

PD: POCO DESEABLE

I : INDESEABLE

FRECUENCIA:

A: ABUNDANTE + 20%

C: COMUN 10 - 20%

F: FRECUENTE 1-10%*

O: OCASIONAL 0.1 - 1%

R: RARO - 0.1%

El cuadro **Nº 5.15** muestra la aptitud forrajera y frecuencia con la que se presenta las especies mencionadas en esta comunidad y de las otras que se desarrollan en el área de estudio.

La oferta de biomasa de tipo forrajero es permanente y la acumulación de materia orgánica (turba) alta y continua. Normalmente se hallan a un intenso pastoreo por tiempo prolongado en base a camélidos, con una carga animal aparentemente mayor que la soportabilidad real.

Pajonales

Esta comunidad vegetal ocupaba indistintamente tierras planas a ligeramente onduladas, como laderas de pendiente empinada a muy empinada. La fitogeografía, muestra una masificación compuesta por manojos o matas de 0.4 z 0.6 m de altura, con distanciamiento desuniformes, variando entre 1.50 a 1.80 m, que determinan una cobertura siempre menor a 40%.

Florísticamente está compuesta en su mayoría por la festuca orthofilla "iroicho", calamagrotis intermedia "ocsha", stipa ichu "ichu" en asociación en minoría con vegetación de piso como el calamagrotis vicunarum, calamagrotis jamesonii y especies de tipo estacional, como genarium sesiliflorum, hipchoeris taraxocoides, agrostis breviculmis, margaricarpus pinnatus, werneria sp. Que conformaban el estrato menor, las que muchas veces son las que determinan el valor cualitativo y la capacidad de carga por unidad de área.

A la actualidad, la desaparición de estos ecosistemas es latente, por el retroceso acelerado de los nevados que provocan la erosión de suelos, pérdida de cobertura vegetal desaparición de especies de flora y fauna, que deben ser tomados en cuenta, ya que hoy en día de acuerdo a los diferentes trabajos de investigación, podemos considerar que los ecosistemas de bofedales y pajonales cumplen diferentes funciones tal como:

- Almacenamiento de agua
- Permite el desarrollo de la diversidad vegetal
- Fuente alimenticia de muchas especies
- Son lugares de protección
- Son filtradores naturales de agua, debido a que sus plantas hidrófitas poseen tejidos que almacenan y liberan agua haciendo de esta forma el proceso de filtración.

- Son fitorremediadoras y fitodepuradoras de metales.
- Evitan la erosión de suelos
- Cortinas de vientos
- Reguladores de CO₂ de la atmosfera, etc

IMPORTANCIA DE LOS BOFEDALES.

Los bofedales juegan un papel primordial en la zona altoandina. Estos ecosistemas ofrecen y almacenan agua permitiendo el desarrollo de una diversidad vegetal en ambientes donde las condiciones climáticas no son favorables, haciendo de los bofedales hábitat y fuente alimenticia de diferentes especies. Sin embargo éstas áreas vienen siendo amenazadas, con actividades y manejo inadecuado que se está dando.

Valor Biológico.- Los bofedales, constituyen una respuesta del medio natural y las condiciones donde prevalecen son en sitios fríos y mal drenados, un lugar de alta humedad, en medio de un gran paraje seco y árido como es el altiplano. Para la fauna variada del altiplano, donde se encuentra especies endémicas con valor ecológico, representan fuente de agua y alimento, para lograr la supervivencia, así muchas especies de aves, utilizan los bofedales y bordes de lagunas como microhábitat y/o lugares de protección y alimentación. Sin embargo, son ecosistemas frágiles su desarrollo y permanencia depende principalmente de las condiciones hídricas del suelo. En las zonas que por acción humana se ha perdido el agua ocluida, se inicia un proceso de turbificación.

Importancia Hidrológica

El agua acumulada en un bofedal durante la época húmeda, está disponible en los periodos secos, en especial cuando se trata de bofedales drenados y/o canalizados; en este caso, juega un rol importante en la regulación del régimen hidrológico de los cursos de agua. Existen bofedales donde el recurso agua es abundante, permitiendo el desarrollo de especies piscícolas, las mismas que son de consumo para el poblador rural o la producción de truchas a pequeña escala y se planifica mejorar este proceso, que permitan un desarrollo económico. En el caso de turberas intactas (no drenadas), desempeñan cierto papel en la alimentación de las fuentes de agua freática o para mantener el nivel freático de tierras agrícolas vecinas, sobre todo, si están destinadas para tal fin.

Importancia Fitorremediadora.

Respecto a la función Fitorremediadora de los Bofedales, podemos señalar que en la actualidad existen diversos trabajos de investigación que nos respaldan científicamente y nos permiten considerar la utilización de bofedales nativos altoandinos, en el tratamiento de aguas ácidas. Dentro de ellos podemos citar que, en el departamento de Ancash – Perú, en humedales altoandinos que reciben drenajes ácidos de mina o roca. Se evaluó la capacidad de bioacumulación de metales por parte de la comunidad vegetal nativa. Fueron cuatro los escenarios evaluados en periodo de lluvia y en estiaje: Quebrada Honda, Quillcayhuanca, Huancapetí y Mesapata. Las variables fisicoquímicas evaluadas in situ fueron pH, conductividad y temperatura (Método APHA). Se colectaron muestras de agua en el

afluente y efluente de cada humedal, además de plantas dominantes en cada lugar, para el análisis de metales por Espectroscopia de Masa de Plasma Inductivamente Acoplado (EM-PIA) en el Laboratorio de Corrosión de la Pontificia Universidad Católica del Perú. Los nutrientes analizados en agua por colorimetría, se hizo en el Laboratorio de Calidad Ambiental de la Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo. Los metales de mayor presencia en los cuatro escenarios son: As, Al, Pb y Zn. Las plantas mejor adaptadas y más abundantes en estos humedales ácidos son *Calamagrostis ligulata* *Cyperus* y *Juncus imbricatus*, que logran bioacumular en promedio Pb en más de 500 mg/L., arsénico y cobre por encima de 900 mg/L., hierro y manganeso en más de 1600 mg/L., por lo que estas plantas merecen atención en los programas de biorremediación de pasivos ambientales y otros drenajes ácidos.

PROBLEMÁTICA DE LOS BOFEDALES

El gran potencial que ofrecen los bofedales se ven afectados por un indebido uso y manejo del agua o carencia del mismo, observándose zonas considerables que inician un proceso de degradación con una disminución en su extensión. Entre los principales factores que influyen del mal uso, manejo y deterioro, se encuentra la acción antrópica, donde el hombre ocasiona cambios drásticos y altera la interacción dentro de estos ecosistemas. Otro factor que facilita la pérdida y deterioro ecológico de la diversidad vegetal de los bofedales es la sobrecarga animal en determinados sectores por falta de un manejo adecuado.

El crecimiento demográfico de la población es un factor importante que está induciendo al deterioro de los ecosistemas altiplánicos, sin embargo, no es el único. Al respecto autores como Le Barón et al. (1970), Whintaker y Green (1976), Eckholm (1977), Alzérreca (1980) y otros opinan que, tal vez más importante que el crecimiento de la población es la pésima administración que se tiene con los recursos naturales nativos.

Otro punto de importancia es la carencia de conocimientos técnicos, falta de apoyo de instituciones estatales y/o particulares, en general la falta de capacidad del estado en orientar una política real y efectiva en la administración de los recursos naturales nativos. Frente a esto, se requiere de establecer una propuesta y plan de manejo adecuado y sostenido riego, embalsamiento artificial de sus aguas que han contribuido a aumentar los recursos locales, para el mayor provecho de las plantas; los animales y el hombre, es por tal razón que desde el punto de vista ecológico de considerar el agua como un elemento cíclico en el ecosistema.

Rham (1984) señala que de los sistemas de irrigación, los bofedales que están situados en planicies, muestran gracias a la abundancia de aguas durante todo el año, una vegetación abundante en especies que permite una carga animal de hasta 20 alpacas por hectárea. Así mismo una medida para aumentar el rendimiento de los pastizales altoandinos, es mediante sistemas de irrigación por canales a los bofedales artificiales. Choque et al (1991) Indica que una alternativa viable a corto plazo para aliviar el problema de sobre carga animal que está ocasionando el sobre pastoreo de los pastizales es el manejo y aprovechamiento racional de los recursos hídricos que permite irrigar y ampliar nuevas áreas de bofedales. Por otro lado Dourojeanni (1982) entre los usos del agua se tiene para la agricultura,

ganadería, cultivo de plantas y crianza de animales, lo cual requiere gran cantidad de agua. En nuestro medio se presentan grandes problemas relacionados con su abastecimiento, como escasez en la costa, e irregularidad en la sierra. Manejo y aspecto social: Palacios (1977) describe y analiza el aspecto de la tecnología pastoril en la comunidad de Chichillapi, menciona a la irrigación como una estrategia usada por los pastores de una comunidad aymará para mantener y aumentar la superficie de pastos disponibles, para el mantenimiento de grandes rebaños de camélidos, es de mucha importancia para la zona, la disponibilidad de fuentes de agua y el régimen de lluvias. Sotomayor (1990) El agua es un recurso escaso y caro en el medio altoandino, sobre todo en puna seca, sin embargo el hombre altoandino ha desarrollado su propia tecnología, para manejar éste recurso y producir materia verde necesaria para sus animales, así pues el agua es un "recurso comunal".

El proyecto ALPACAS (1984) sobre los sistemas de riego, menciona que las corrientes permanentes son aprovechadas para la formación de bofedales, que presentan gran variedad de pastos y soportan una considerable carga animal. Palacios (1977) Indica que los ríos o

manantiales de puna seca son disponibles para el riego de los bofedales o formación de los mismos, con éste objeto se construyen canales de riego (irpa en aymará) que llevan las aguas derivadas (jawira) o de fuentes (qotaña). Mamani y Arivilca (1993) indican que todas las aguas existentes en las comunidades de puna seca son utilizadas principalmente para el riego de pastizales (bofedales), para la producción alpaquera, así mismo los bofedales dependen de la existencia de la precipitación, manantiales, flujos subterráneos y/o ríos existentes en los alrededores de comunidades como (Huanacamaya y bajo Llallagua). La escasez de lluvias (sequías) y temperaturas ambientales bajo cero (-14.37°C) permiten la formación de gruesas capas de hielo en los cauces de los canales, influyendo en la presencia de especies por falta de agua.

EVALUACIÓN DE BOFEDALES AREA DE PASTO GRANDE.

De acuerdo a las evaluaciones realizadas podemos señalar que los bofedales se encuentran deteriorados, por sobre pastoreo y falta de acondicionamiento hidráulico, y referente a la diversidad de la flora indicamos la existencia de las siguientes especies: *Distichia muscoides*, *Oxychloe andina*, *Alchemilla pinnata*, *Alchemilla diplophyllam*, *Phyllactis pulvinata*, *Liliaopsis andina*, *Hidrocotyle bonariensis*, *Deyeuxia rigescens*, *Deyeuxia eminens*, *Deyeuxis vicunarum*, *Aciachne acicularis*, *Festuca dolichophylla*, *Stipa sp.*, *Scirpus deserticola*, *Eleocharis albibracteata*, *Carex sp.*, *Elodea potamogetum*, y *Junellia minima*. La especie con mayor cantidad de individuos/m², es la *Distichia muscoides* (480 ind/m²) representando el 74%, seguido de *Oxychloe andina* (81 ind/m²) representado por el 13%, seguido de las demás especies que representan el 13%. Y la dominancia de flora en la cobertura de los bofedales de la zona de Pasto Grande es *Distichia muscoides*, seguido de *Oxychloe andina*.

Se nuestra baja diversidad de especies, indicando que una fuerte dominancia de algunas especies tal como *Distichia muscoides*, seguido de *Oxichloe andina*. Astorga 1987,

menciona que la composición vegetal puede variar de acuerdo a las áreas, tal es así que *Distichia muscoide* es dominante en áreas reducidas. En zonas húmedas más extensas es *Lilaeopsis andina*, vegetación que adopta un porte erecto cuando se encuentra sumergida en aguas estancadas y se mantiene postrada cuando esta fuera de ella. (Quinto 2011). indica que existe una tendencia a la disminución de la diversidad de especies, registrándose una mayor diversidad en el mes de agosto, y menor diversidad en noviembre.

VEGETACIÓN DE LAS ZONAS ALTOANDINAS.

Respecto a la vegetación de las zonas altoandinas, podemos señalar que es uno de los elementos del medio más aparente y en la mayor parte de los casos, uno de los más significativos. La percepción del hombre hacia los bofedales en las zonas donde se distribuyen es relevante ya que son mantos verdes que persisten aún cuando el suelo está cubierto de nieve o también en los parajes desérticos que casi siempre existe un componente vegetal.

La importancia y significancia de la vegetación en estudios de caracterización de las mismas en diferentes medios físicos, resalta si tenemos en cuenta no sólo el papel que desempeña este elemento como asimilador básico de la energía solar constituyéndose en el productor primario de casi todos los ecosistemas, sino también sus importantes relaciones con el resto de los componentes bióticos y abióticos del medio.

La vegetación es estabilizadora de pendientes, retarda la erosión, influye en la cantidad y calidad del agua, mantiene microclimas locales, filtra la atmósfera, atenúa el ruido, es hábitat de una diversa fauna. Debido a todas estas circunstancias, la vegetación ha sido siempre un foco de interés y de estudio para el hombre. En áreas poco alteradas y con baja densidad de población, la vegetación corresponderá muchas veces al clímax ecológico o reflejará fielmente las condiciones del lugar. Hay características del terreno tales como las pendientes, la profundidad y humedad del suelo, o el contenido en nutrientes, etc., a las que son muy sensibles algunas especies, que resultan, por tanto, indicadoras de estas condiciones.

PROPUESTA DE TRATAMIENTO.

De acuerdo a la caracterización de la calidad del agua (desde sus nacientes hasta su descarga y/o ingreso al embalse) se determinó la ubicación de los atribuyentes que presentan aguas ácidas, con metales suspendidos o disueltos. Y de acuerdo, a la inspección y evaluaciones de campo determinamos la existencia de Bofedales Naturales en la zona de Antajarane, y Jacosive.

Por tanto, se considera que para el tratamiento de aguas ácidas existen diversas tecnologías, que se viene proponiendo (Humedales Artificiales) que demandan una inversión en su construcción, y pruebas de funcionamiento, para el caso del tratamiento de las aguas del Río Antajarane, y Jacosive proponemos aprovechar los Bofedales Naturales existentes en los mismos ríos, seleccionados para aplicación de tratamiento y la metodología que se propone es la recuperación de los Bofedales Naturales del sector

Antajarane, y Jacosive, y de esta forma aplicar el tratamiento de Fitorremediación que nos ofrece la naturaleza. El aprovechamiento de un Bofedal Natural significa, tomar en cuenta el tiempo de su formación y su estimulación de su capacidad Fitorremediadora mediante el funcionamiento de su ecosistema.

5.7. ALCANCES DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO EN EL EMBALSE

Caracterización de la calidad del agua del Embalse Pasto Grande

Con respecto al Embalse, existe una gran variabilidad en los datos tomados de diferentes puntos y a diferentes profundidades, el pH, es ligeramente ácido encontrándose valores de entre 4,1 y 6,3 y en profundidad, hasta los 7 m es de 3,7 a 6,3. El Al varía entre 1,0 mg/L y 3,0 mg/L en la superficie, sin embargo en la profundidad media llega a valores de 6,7 mg/L (E-48). El Fe, se encuentra entre 0,4 mg/L y 0,6 mg/L en la superficie y en profundidad como máximo, 1,06 mg/L. Estos resultados indican que dentro del embalse se ha removido un porcentaje de los metales, lo que mejora a su vez el pH del agua, sin embargo debido a la procedencia de los afluentes ácidos, la biodiversidad en el embalse es mínima, la que debe recuperarse con los tratamientos de los afluentes. La carga orgánica representada por la DBO y DQO, no se detecta por los métodos del laboratorio, lo que indica que el embalse no genera carga orgánica por la falta de biodiversidad y nutrientes en el agua. La contaminación microbiológica del embalse al ingreso de los afluentes es de 8 400 coliformes totales/100 mL en el río Patara y 4 900 coliformes termotolerantes en el mismo río. En el centro del embalse, estos datos disminuyen a valores entre 270 y 230 NMP de coliformes totales y termotolerantes respectivamente. Finalmente, a la salida del embalse (efluente), los valores son de 210 y 94 NMP/100 mL de coliformes totales y termotolerantes respectivamente. Esa información nos permite concluir, que las densidades de coliformes que ingresan en los afluentes, que supera la categoría 4 de las ECAs, disminuye drásticamente en el mismo embalse.

5.7.1. TIPOS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO PARA EL EMBALSE

La aplicación de tratamientos biológicos está ampliamente estudiada por los países desarrollados existiendo diferentes métodos y macrophytes a aplicar tales como: La siembra de *Schoenoplectus tatora*, *lemna* sp, *llachu* etc.

En el embalse, se podría aplicarse diferentes tipos de biorremediación como por ejemplo: utilización de *Lemna* sp. que sería de forma siguiente:

FIGURA Nº 25: ZONAS DE APLICACIÓN DE *Lemnas spp.*

Aplicación de la siembra o trasplante de otros Macrophytes ampliamente investigados para el tratamiento de aguas contaminadas, tales como : Juncos, Scirpus sp. y Schoenoplectus tatora.

Totora (*Schoenoplectus Tatora*)

La totora constituye un recurso renovable que crece en forma natural en aguas someras circunlacustres del Lago Titicaca y en áreas húmedas aledañas a los principales ríos afluentes y lagunas, formando un ecosistema de vida silvestre de flora y fauna.

Los totorales considerado ecosistema lacustre, conformado por la macrófita *Schoenoplectus tatora*, (N.M.K.) ocupa áreas acuáticas en las orillas del Lago Titicaca hasta una profundidad de 4 m. donde existe un fondo fangoso rico en nutrientes. La totora considerada como flora acuática emergente, alberga en su asociación a diferentes tipos de flora y fauna que interactúan entre sí en los procesos de reproducción, alimentación, desarrollo, cobijo y protección de las diferentes especies.

Origen y habitat de la totora

Rivera (1979), manifiesta como centro de origen de la totora al altiplano de Atacama, el Lago Titicaca y Lago popoo en Bolivia. Esta especie nativa y rústica soporta muy bien las helada, granizadas.

Posición sistemática de la totora

La posición taxonómica de la totora (Según Collot.D. 1981).

Reyno : Vegetal

División : Angiospermas

Clase : Monocotiledoneas

Orden : Cyperales

Familia : Cyperaceas
Género : Schoenoplectus
Especie : Schoenoplectus Tatora
Nombre Común : Tatora

Hábitat.

La totora es una especie acuática emergente, que vive en lugares húmedos, áreas inundadas y aguas poco profundas; se encuentra arraigada al suelo sumergido, situación que puede considerarse como determinante para su desarrollo: un sustrato suelto y con buen contenido de materia orgánica asegurará un excelente desarrollo del totoral, en cambio si el sustrato de fondo es duro y demasiado pesado y arcilloso, la vegetación será escasa, de igual forma si el sustrato es arenoso, los nutrientes serán mínimos y no permitirá un enraizamiento por lo que las plantas fácilmente serán desprendidas del fondo a consecuencia de los oleajes, presentando como consecuencia un totoral ralo o simplemente sin totora.

Substratos de los Totorales

Los totorales generalmente se desarrollan en suelos fangosos ricos en nutrientes y materia orgánica, de un color negro blanquecino y en algunas áreas son rojizos y arenosos. Los sustratos de los totorales se clasifican en arena, arcilla y limo. De acuerdo al análisis físico químico de las muestras de sustrato en las nueve zonas potenciales de totorales en las zonas litorales del Lago Titicaca, se ha encontrado promedios de composición de 71.4% de arena, 56.5% de arcilla y 13.0 %de limo. También se encontró totora en sustratos de arena en las riberas del lago.

Utilización y beneficios de la totora.

La totora es una macrófita acuática de mucha importancia socio económica. Este recurso vegetal es utilizado por los comuneros para la alimentación de sus animales domésticos, se utiliza como forraje los tallos aéreos verdes de la planta.

Por otra parte la totora se encuentra asociada con otras especies acuáticas emergentes y sumergidas que también tienen un rol muy importante en la composición del ecosistema del Lago Titicaca; pues funciona como protección (corta viento) evitando las oleadas y favorece a la formación de un microclima especial para el desarrollo de la flora y fauna circunlacustre.

La asociación llacho y totora contribuye en la dinámica de la cadena trófica del Lago Titicaca, para la permanencia de la avifauna y las especies ícticas que consumen ciertas especies de macrófitas y artrópodos las mismas que conforman una importante biocenosis que favorece en la economía de las comunidades ribereñas. Levíel D. y Orlove B. (1991) (46).

La totora como alimento para animales, se ha experimentado su utilización con ovinos y animales menores, determinando que la parte sumergida de la totora es altamente digestible y nutritiva en comparación con la parte aérea de la planta, constituyendo un recurso alimenticio básico en el engorde de ganado y animales menores. Maldonado A. (1987) (48), Gutierrez C. (1991)(30). Porto H. (1992) (64).

La totora también es utilizada como un purificador biológico de aguas contaminadas con minerales pesados como es el hierro y plomo, experimentando que la totora extrae mayores proporciones de estos minerales contenidos en el agua, neutralizando el Ph del agua. Arce L. Y Alvarez C. (1990) (2). Así mismo es purificador de aguas eutrofizadas con la extracción de nitrógeno y fósforo, favoreciendo a la descontaminación y purificación del agua, contribuyendo a la oxigenación. Huanacuni, A. (1991) (32), Tavera A. (78).

La Universidad Nacional del Altiplano – Puno y la Universidad de British, Columbia – Canadá (1988), determinaron que la totora tiende a concentrar mayor cantidad de contaminantes en las raíces seguido por el tallo y finalmente el rizoma. Los niveles encontrados en el tallo son: Cu=5.9mg/kg; Mn= 18.3mg/kg; Zn= 6.2 mg/kg; Pb=9.5 mg/kg; Cr=11.8 mg/kg; Fe=5.6 mg/kg. Así mismo, la totora es muy resistente a cualquier tipo de contaminación y es capaz de eliminar una gran cantidad de metales y otros agentes contaminantes del agua.

La Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima (1999), determinaron en muestra de agua para el Lago Titicaca – desembocadura del río Ramis que el plomo (0.014 mg/l) se encontraba por encima del límite permisible según los valores guía de USEPA (0.0058 mg/l) referida para metales totales, mientras los elementos Fe, Zn, Cu, Mn, Cd, Hg y As se encuentran por debajo de los límites permisibles. En sedimentos se tuvo para el As=17.2 – 16.3mg/kg; Cd=2.1 – 2mg/kg; los cuales se encuentran dentro de los niveles más bajos de toxicidad considerados por la OMEE (6.33 mg/kg para As y 0.6 – 10 mg/kg para Cd). En vegetación correspondiente a *Schoenoplectus tatora* muestra valores de Fe=935.2mg/kg; Mn=2569 mg/kg; Pb=14.7mg/kg; B=22911mg/kg y Al=8687mg/kg; en *Elodea potamogeton* para el As se tubo 122.5 mg/kg. Estas concentraciones sobrepasan los valores referenciales para plantas sin observar efectos tóxicos.

Otros especies o pastos que se pueden adaptarse a más de 4 000 m.s.n.m.
CHILLIWA O CHILLIGUA (*Festuca Dolichophylla*)

Es una especie de la familia Poáceas. Planta perenne crece en matos de 30 a 100 cm de altura, hojas que sobresalen las cañas floríferas, inflorescencia en panícula angosta, espiguilla multiflora, con glumas agudas más cortas que la lema, lema ligeramente aristada o acuminada (Tovar, 1993). Se desarrolla desde los 3800 hasta los 4300 msnm. Crece en suelos profundos, algo húmedos. Es deseables para llamas,

vacunos y poco deseable para ovinos y alpacas. Su valor nutritivo es 7.6 % proteína cruda, y 40 % de fibra cruda.

Se asocia bien con *Muhlenbergia fastigiata* (grama o chiji) y otras especies menores como *Hypochoeris taraxacoides* (pilli). La presencia de gramíneas altas como la chilliwa crea un área apropiada para el desarrollo de un trébol nativo que prospera en las planicies como el *Trifolium amabile* (layo) de flores carmesí. Acompañan a estas especies, otras secundarias como: *Carex equadorica* (Qoran qoran) y la rosácea *Alchemilla pinnata* (Sillu sillu), estas dos especies son muy palatables y apetecibles por el ganado ovino. Algunas áreas planas acumulan humedad y en la época de lluvias aparecen especies como el *Eleocharis albibracteata* (quemillo), una juncácea que tiene valor nutritivo apreciable, pero ésta constituye una pequeña biomasa. Es de entender, que debido a la estacionalidad de las lluvias, los pastizales tienen un definido periodo de crecimiento, así como un periodo de descanso en la época seca. Esto ocasiona que la producción de pastos siga una curva de crecimiento que abarca de seis o siete meses del año, lo que afecta directamente la nutrición del ganado.

IRU ICHU (*Festuca Orthophylla*)

La especie dominante es la *Festuca orthophylla* (Iru ichu) que se reconoce fácilmente, pues al madurar se lignifica y endurece como la chilliwa de manera que las hojas son punzantes y se convierten en verdaderas lanzas que dañan el hocico de los animales tiernos.

Esta gramínea forma matas distanciadas entre sí dejando amplias zonas desnudas. Esta vegetación se desarrolla en suelos arenosos a las orillas de los ríos en el altiplano y en planicies sobre los 4,000 msnm.

Debido a la baja cobertura que ofrece, la biomasa producida también es menor que en los otros pastizales y el pasto producido anualmente, escasamente alimentaría 0.6 U.O. Ha/año.

PASTO CRESPILO (*Calamagrostis vicunarum*)

Es una especie perteneciente a la familia de las Poáceas. Planta perenne cespitosa con cañas de 10 a 25 m de altura, cañas muy duras y engrosadas, hojas ligeramente involutas o planas, suaves, panícula algo densa, espiciforme, espiguilla, lema con arista dorsal recta, raquilla sin pelos (Tovar, 1993). Se desarrolla desde los 3800 hasta los 4600 msnm. Crece en suelos muy húmedos, es frecuente encontrarlo en bofedales, y zonas con agua permanente. Es deseable para ovinos y poco deseable para llama y alpacas. Su valor

5.7.2. SISTEMATIZACIÓN DE TÉCNICAS DE PLANTACIÓN DE TOTORA

i. Técnicas de Orilla

Técnica del Apisonado o K'ala pata (pie pelado)

Características:

- Plántula : Planta simple con 2 a 5 tallos con yemas y rizomas, que puede tener tierra.
- Profundidad de agua : Desde los 0 m, hasta 1 m, de profundidad.
- Profundidad de plantación : Hoyos de 20 hasta 30 cm de profundidad.
- Distancia : 2 m. Entre planta y planta y entre fila y fila (sistema cuadrado)
- Densidad de Plantación : 2,500 plántulas/ha.
- Herramientas : Se necesita herramienta (pala recta o chakitacla), en zonas de substrato "blando" se planta directamente con el pie.
- Tipo de suelos : Limoso, arcilloso, limo-arcilloso, o arcillo-arenoso, que siempre deben tener materia orgánica, "Chiar seña" (Aymara)
- Época de plantación : De agosto a diciembre

Procedimiento de Plantación:

Marcación.- Con una cuerda con señales cada 2 metros, se marcan en los lugares donde se plantan las plántulas de manera que el distanciamiento entre plántulas y entre filas sea el mismo.

Recalce.- Muchas veces, debido al oleaje o plantación deficiente, las plántulas se salen del lugar, entonces es necesario volver a plantar otras en su lugar.

Para eso se sigue el mismo procedimiento que se utilizó para plantar.

Personal.- la cuadrilla de trabajo debe estar compuesta por 30 trabajadores con las siguientes funciones:

20 trabajadores extraen, transportan y preparan las plántulas.

10 trabajadores marcan los sitios y plantan por parejas.

Rendimiento, se puede plantar 1 ha. por día cuando el personal está entrenado.

Ventajas.- Este método tiene la ventaja de su gran eficiencia por cuanto la preparación de la plántula es simple y la plantación es rápida, aproximadamente de un 300 % superior a otros y a los métodos de fondo.

Desventajas.- La mayor desventaja es cuando el campesino permite el ingreso del ganado al totoral, después de la plantación, destruyendo los rebrotes y plantas en crecimiento.

Cuando se planta superficialmente, el oleaje del lago las puede arrancar. Esta técnica es buena para suelos limosos y blandos.



Técnica de plantación de totora mediante el apisonado con el pie.

ii. Técnicas de Fondo

Técnica de la Lloqueña y Cambucho

Esta técnica se la usa en aguas profundas, donde no se puede entrar a pie, por consiguiente se emplea botes para la plantación.

Características:

Plántula : Planta simple con 2 a 5 tallos con yemas y rizomas, que puede contener tierra.

Profundidad de agua : De 1 a 2 m. de profundidad.

Distancia : 2 m. entre planta y planta y entre fila y fila (en cuadrado).

Densidad de Plantación : 2,500 plántulas/ha.

Herramientas : Se emplea: Lloqueña, cuchillo y un bote

Materiales : Soguillas de chilligua o petaca de 40 cm.

Tipo de suelos : "Chiar señiga" (Aymara), limoso, arcilloso, limo - arcilloso, o arcillo - arenoso, que siempre deben tener materia orgánica.

Época de plantación : De agosto a diciembre

Procedimiento de Plantación

Marcación.- Se deja un cordel con flotadores cada 2 metros (pelotas de plástico, pedazos de plastoformo, etc.), y se la sujeta en línea mediante palos en los lugares donde se plantarán las totoras.

Preparación de las plántulas. Se trasladan las plantas desde los semilleros hasta la Orilla del lugar donde se van a plantar.

En la orilla, se preparan las plántulas en tamaños de un puño, aproximadamente, que tengan raíces, rizomas y tallo.

Después se amarra la plántula a un extremo de la lloqueña con la soguilla de chilligua, mientras el otro extremo se lo deja suelto, y se las carga al bote.

Plantación.- En el bote un trabajador sujeta el otro extremo de la soguilla a la punta de la lloqueña, de tal forma que se pueda desprender la plántula atada, en la punta.

Un segundo trabajador introduce la lloqueña al agua y luego la clava en el fondo introduciendo la soguilla en el lecho y saca la lloqueña de tal forma que la soguilla queda anclada sujetando la plántula en el sustrato de fondo.

Recalce.- Muchas veces, debido al oleaje o mala plantación, las plántulas se salen del lugar, entonces es necesario volver a plantar otras en su lugar(recalce).

Para eso se sigue el mismo procedimiento que se realizó para plantar.

Personal.- la cuadrilla de trabajo debe estar compuesta por 14 trabajadores las siguientes funciones:

10 trabajadores extraen, transportan y preparan las plántulas.

4 trabajadores trabajan por parejas desde botes, mientras uno ata la chilligua a la lloqueña, el otro la planta.

Rendimiento, se planta de 0,5 a 1 ha. por día, dependiendo el número de botes y experiencia de los operadores.

Ventajas.- Este método tiene la ventaja de alcanzar una profundidad que no se puede a pie y además se elimina el empleo de bloques de totora ahorrando material vegetal.

Desventajas.- La desventaja es que el prendimiento depende de la fijación de la soguilla al fondo y que su permanencia sea buena y no sea arrastrada por las olas del lago.

Observaciones.- Este método se lo está modificando para agregarle un sistema de anclaje que garantice la fijación de la plántula al fondo, mediante el empleo de un tipo de sujeción.



Plantación de totora con el uso de la Técnica de la Lloqueña, definida como una técnica de fondo, en la cual es necesario la del adición cambucho que tiene la función de anclaje para evitar el desprendimiento de las plántulas por el oleaje, generalmente es para profundidades de 0 m a 1.5 m.



Plantación de totora utilizando la técnica de la Lloqueña, desde un bote



iii. Técnica de la Piedra con Planta Simple

Características:

Plántula

: Planta simple con 2 a 5 tallos con yemas y rizomas.

Profundidad de Agua

: Desde los 1 m hasta 2 m. de profundidad.

Profundidad de Plantación

: La plántula se deposita en el lecho del lago donde crece sus raíces, de 15 cm. aprox., de profundidad.

Distancia

: 2 m. entre planta y planta y 2 m. entre fila y fila (en cuadrado).

Densidad de Plantación

: 2,500 plántulas/ha.

Herramientas

: Se emplea pala, carretilla, azadón, cuchillo y botes.

Materiales

: Soguillas de chilligua de 100 cm., de largo y piedras de aproximadamente de 1 a 2 kilos.

Tipo de Suelos

: "Chiar seña" (Aymara), limoso, arcilloso, limo- arcilloso, o arcillo-arenoso, que siempre deben tener materia orgánica.

Epoca de Plantación

: De agosto a diciembre

Procedimiento de Plantación.

Marcación. - Se deja un cordel con flotadores cada 2 metros (pelotas de plástico, pedazos de plastoformo, etc.), y se la sujeta en cuadro mediante palos en los lugares donde se plantará la totora.

Preparación de las plántulas. Se trasladan las plántulas desde los semilleros hasta la orilla del lugar donde se van a plantar.

En la orilla se preparan bloques de totora cortándolas con el azadón ó pala, en tamaños de 20 x 20 cm de sección por unos 10 a 15 cm de altura.

Después se amarra la plántula a la piedra, luego se las carga al bote para trasladarlas al lugar de la plantación.

Plantación.- En el bote dos trabajadores echan las plántulas amarradas a la piedra a la altura de las marcas de los flotadores.

Recalce.- Muchas veces, debido al oleaje o mala plantación, las plántulas se salen del lugar, entonces es necesario volver a plantar otras en su lugar (recalce). Para eso se sigue el mismo procedimiento que se realizó para plantar.

Personal.- la cuadrilla de trabajo debe estar compuesta por 20 trabajadores quienes cumplen las siguientes funciones:

10 trabajadores extraen, transportan y preparan las plántulas amarradas a la piedra y 10 trabajadores, en cinco botes (2 por bote), uno rema y el otro planta, desde el bote Rendimiento, se planta de 0,5 ha. o mas por día, dependiendo de la experiencia de los operadores.

Ventajas.- Este método tiene la ventaja de alcanzar una profundidad que no se puede a pulso y el rendimiento es mayor debido a que por su volumen y peso, no pueden ser fácilmente movidos por las olas.

Desventajas.- La desventaja es que se utiliza mucho material vegetal, pero es efectivo para aguas de esas profundidades.



Plantación de totora con el uso de la Técnica de la piedra, definida como una técnica de fondo, practicada en zonas en las cuales los niveles de agua están entre los 80 cm y 1.5 m de profundidades. La piedra es para asegurar el prendimiento y evitar que la planta flote por causa del oleaje.



En la técnica de la piedra se utiliza un bote para soltar la piedra amarrada a la plántula en los puntos señalados al principio.

iv. Técnica de la Champa

Características:

<u>Plántula</u>	: Vástago simple con 2 a 5 tallos, yemas y rizomas.
<u>Profundidad de plantación</u>	: Desde los 1 m., hasta 2 m., de profundidad.
<u>Distanciamiento</u>	: 2,0 m. entre plántulas y entre filas (sistema cuadrado).
<u>Densidad de Plantación</u>	: 2,500 plántulas/ha.
<u>Herramientas</u>	: Se emplea palas, cuchillo y un bote
<u>Materiales</u>	: Bloques de materia orgánica de 20 x 20 cm, soguillas de chilligua de 100 cm. y piedras de 15 cm.
<u>Tipo de suelo</u>	: Limoso, arcilloso, limo-arcilloso, y/o arcillo-arenoso.
<u>Época de plantación</u>	: De agosto a diciembre

Procedimiento de Plantación.

Preparación.- Primeramente se seleccionan las plántulas preparándolas en tamaños de una mano con las características descritas de tallo y rizomas.

En la orilla se extraen los bloques de materia orgánica, se hace un hoyo al centro, por donde se introduce la plántula. Una vez preparadas se las carga al bote

Plantación.- Desde el bote, dos trabajadores van soltando las plántulas preparadas con champa en las distancias señaladas.

Personal.- la cuadrilla de trabajo debe estar compuesta por 30 trabajadores, quienes realizarán las siguientes funciones:

10 trabajadores extraen y transportan las plántulas.

10 trabajadores extraen las champas y las preparan

10 trabajadores cargan el bote y las plantan.

Rendimiento, se planta de 0,5 a 1 ha. por día, dependiendo el número de botes.

Ventajas.- Este método tiene la ventaja de alcanzar una profundidad que no se puede a pulso y el rendimiento es bueno pues tiene un elevado porcentaje de prendimiento.

Desventajas.- La desventaja es que el impacto ambiental es muy fuerte, pues la obtención de las champas implica la destrucción de la cobertura vegetal de gramíneas, junto con el sustrato y tarda en recuperarse, por ese motivo es mejor evitar éste método que puede provocar erosión.

Por otra parte, requiere mucho personal y el rendimiento es bajo.



Técnica de plantación de totora con el uso de la champa
Preparación de la champa con la plántula listas para ser introducidas al agua



Validación de Corte y Cosecha de Totorá

Respecto a la validación de las actividades de Corte y Cosecha a partir de la instalación de las plantaciones de totora realizadas en los Proyectos Piloto (Proyecto 21.03-Técnicas de reimplante de totora en el ámbito Peruano del Sistema TDPS,) se hace el siguiente análisis :

A partir de los resultados obtenidos durante la evaluación a los avances del proyecto 21.03, se determina que no se ha encontrado plantaciones que hayan tenido rendimientos buenos como para realizar acciones y validarlas en las actividades de corte y cosecha, en ninguno de los proyectos piloto.

En los Proyectos Piloto Isani (Distrito de Zepita) y Kapi Cruz (Distrito Puno) se ha verificado que presentan el mayor número de tallos por m²., respecto a los otros cinco proyectos piloto, que en promedio son de 27 tallos/m²., que es un resultado muy bajo si se tiene en consideración el tiempo que ha transcurrido desde su plantación.

Con la finalidad de considerar información sobre estas dos actividades (Corte y cosecha) es que se ha considerado la validación en los totorales naturales y/o plantados por otras instituciones, existentes en algunos de los proyectos Piloto (Isani, Villa Santiago y Kapi Cruz), de lo que podemos mencionar lo siguiente:

Con el objeto de contar con indicadores de superficie y biomasa para clasificar a los totorales es importante considerar tres clases :

- ¾ Totorales densos.- con un promedio de 290 tallos/ m².
- ¾ Totorales semidensos.- con promedios de 100 tallos/m².
- ¾ Totorales malos.- Con promedio de 50 tallos / m².

De lo señalado, anteriormente no se puede tomar como referencia técnica, un totoral que presenta una densidad de 27 tallos /m² (Isani y Kapi Cruz), por lo que se reitera que la información que se analiza está referida a lo considerado y validado en totorales naturales y/o plantados años atrás por otras instituciones.

Considerando que la superficie y biomasa de totorales está determinada por el número de tallos por m², en relación al peso de éstos por una unidad de superficie, se puede indicar que para la zona peruana, se puede considerar una producción mínima de materia verde de 100 TM./ha./año, pudiendo alcanzar a valores de 250 a 300 TM/Ha/año.

De lo sistematizado en el campo se ha encontrado totorales con buenas características de rebrote y cuando se ha validado esta experiencia se confirma que un totoral requiere de más de cinco meses para recuperarse después del corte y estar en condiciones de ser nuevamente cortado y cosechado, cuando se refiere a totora verde para forraje.

Esta validación, confirma que se deben realizar solo dos cortes por año (plantas de 2.50 m., de altura), lo que no quiere decir que se deba cortar cada seis meses, todo depende de las condiciones ambientales, respecto al momento del corte y cosecha.

Durante el periodo de lluvias,(Diciembre-Marzo) los totorales tienen un crecimiento acelerado y se puede cortar y cosechar después de tres a cuatro meses, pero durante la época de heladas (Abril-Agosto) la totora entra a una etapa de dormancia vegetal y su crecimiento es muy lento, por lo que la periodicidad de los cortes será de más de seis meses, lo que en promedio representa dos cortes por año, de una misma zona, siempre que sea para forraje.

Es importante remarcar que las comunidades realizan más de dos cortes por año, en una misma zona de corte, esto debido a la sobrepoblación ganadera de la zona circunlacustre, que ocasiona una gran demanda de forraje.

Cuando se requiere totora para techar o construir balsas, se deja crecer y madurar la totora por mas de siete meses, para luego recién realizar el corte.

La organización para el trabajo de plantación de totora, esta en función de la edad y sexo de los participantes, desagregado de la siguiente manera :

- Acopio/extracción de plántulas = jóvenes y hombres adultos
- Traslado de plántulas hasta la zona de plantación = mujeres y hombres adultos "mayores".
- Plantación = Jóvenes y hombres adultos



Foto de corte de totora



Características de un totoral denso, con un promedio de 290 tallos / m²



Características de un totoral ralo, con un promedio de 50 tallos / m²

6. SELECCION DE ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO

6.1. CRITERIOS DE SELECCIÓN

Para la selección de la alternativa se seguirá las siguientes reglas

- Crear condiciones biológicas para asegurar el pH adecuado.
- Aplicación de macronutrientes
- Selección de Vegetación Adecuada y Selecta

6.2. SELECCIÓN DE PUNTOS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO EN AFLUENTES

De acuerdo a la caracterización Físico Química, Hidrobiológica, Toxicológica, Microbiológica Parasitológica y evaluaciones in situ de campo proponemos aplicar el Tratamiento Biológicos en los siguientes puntos:

6.2.1 Río Antajarane

Ubicación del Tratamiento Biológico en Antajarane

ESTE	NORTE	PUNTO DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO
376160	8151686	Antajarane Antes de Confluencia, a 400 m antes del E43

Las consideraciones tomadas en cuenta, para ubicación de esta área es debido a que, es el punto de concentración de todos los atribuyentes (manantiales, quebradas) del Río Antajarane. A partir de allí se forma el delta para distribución del agua. El Tipo de tratamiento que se propone desarrollar es el acondicionamiento hidráulico para mejoramiento y conservación de Bofedales, esto en consideración a la existencia de Bofedales con áreas aproximadas de 4-5 Has afectados por la falta de una buena distribución hidráulica a consecuencia de las avenidas de los ríos.

Se ha considerado construir un dique de concreto con la finalidad de recuperar los bofedales, por lo que, se debe efectuar un manejo planificado de los humedales naturales que solo es depurado como alimento de los auquénidos de la zona, los controles de los tallos de las macrofitas, envejecidas se deterioran permaneciendo en la zona como nueva fuente de contaminación. Para tratar las aguas de escorrentía con las macrofitas que crecen en el Alveo del Río, para el caso específico del río Antajarane se ha diseñado una pantalla de represamiento en la zona de sedimentación, donde se han formado torrenteras dejando secas las terrazas laterales, la pantalla de represamiento de las aguas subterráneas y el cauce del río en esta zona, tiene una longitud de 160 mts con ancho de

0.90mts por 2.0 mts de profundidad, así mismo quedara independizado el Cauce del Antajarane del Hualcane, debido a que en su tramo final el hualcane trabaja como floculador.

En los años posteriores el terrazo aguas arriba del dique a ser construido deberá ser limpiado y nivelado porque trabaje a todo el ancho del rio. La extensión de los humedales naturales o rehabilitados con cosechas periódicas previa evaluación y estaciones de control estará bajo el control de los operadores de estos humedales.

Diseño de humedal Antajarane

$$Q = 0.17 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$S = 0.85\%$$

$$n = 0.05$$

$$L = 20\text{m}$$

$$Y = 0.03345$$

$$V = \frac{R^{2/3} S^{1/2}}{N}$$

$$R = \frac{A}{P_m} = \frac{20 \times 0.03341}{20.669} = 0.10358$$

$$S^{1/2} = 0.0085 = 0.0911$$

$$V = 0.2863 \text{ m/s} \leq 0.60 \text{ m/s}$$

Conclusión; se determina que es una zona de sedimentación.

Calculamos para un ancho de 20 mts.

$$\text{Para } Q \text{ máximo} = 1.85 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$L = 20\text{m}$$

$$S = 0.85\%$$

$$Y = 0.16$$

$$V = 0.2869 \text{ m/s} \leq 0.60 \text{ m/s}$$

Calculamos para un ancho de 10 mts.

$$Q = 1.85$$

$$H = 0.05$$

$$S = 0.85\%$$

$$L = 10.00\text{m}$$

$$Y = 0.26$$

$$V = 0.75 \text{ m/s} > 0.60 \text{ m/s}$$

Determinación del Área del Bofedal**Tasa de Remoción de Macrofitas.**

15 Tn/Ha/año

4.109gr/m²/día0.1712 gr/m²/horaCaudal Promedio = 0.175m³/sCarga Metálica de Fe = 0.177mg/L = 0.177gr/m³**Para 0.175m³/s la carga metálica es:**

Cm = 0.03097 gr/seg = 111.51gr/h

Por tanto para el Área Ah: 111.51 gr/hTasa de Remoción: 0.1712 gr/m²A= 651.34m²**Para 1.85 m³/s la carga metálica es:**

Cm = 0.32745 gr/s = 1178.82gr/h

Tasa de Remoción: 0.1712gr/m²/ hAs = 6885.63 m²**Longitud para Ancho de 10 mts**L₁ = 65.134.mL₂ = 688.56 m**Numero de Pantalla**N₁ = 1 PantallaN₂ = 7 Pantalla cada 117 mts**Muro de Incausamiento**

Primer caso: 135mts

Segundo caso: 1377mts

Se concluye que no es conveniente construir los humedales por los altos costos de los muros de defensa y por dejar fuera del ámbito de influencia del Río Antajarane las 4 ha de macrofitas de la zona, por lo que se ha determinado construir un dique de concreto a fin de habilitar las 4 ha de bofedales colocando un muro de 160mts transversal al río en la Coordenada E: 0376160 N: 8151686.

6.2.2 Río Cacachara.

Acondicionamiento de humedales en el Río Cacachara ubicado antes de la confluencia en el Río Patara UTM E 383633 N 8150197

Diseño Humedal Cacachara

$$Q = 5.00 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$S = 1.81\%$$

$$n = 0.05$$

$$L = 60\text{m}$$

$$Y = 0.15$$

$$V = \frac{(60 \times 0.15)^{2/3}}{60.30} (0.0181)^{1/2} = 0.75 \text{ m/s} > 0.60 \text{ m/s}$$

$$\text{Carga Metálica } C_m = 6.284 \text{ ml/L} = 6.284 \text{ gr/m}^3$$

$$Q \text{ Promedio} = 1.492 \times 6.284 = 9.3757 \text{ gr/seg} = \frac{33752.62 \text{ gr/h}}{0.1712 \text{ gr/m}^2/\text{h}}$$

Tasa de remoción:

$$A_h = 197,153.0 \text{ m}^2 = 20 \text{ Ha}$$

Con 20% de Eficiencia = 4 Ha

$$A = 40,000 \text{ m}^2$$

$$b = 60$$

$$L = \frac{40,000}{6} Q = 666 \text{ mts}$$

Numero de Pantalla

$$12 \text{ Pantallas a } 60 \text{ m} = 660 \text{ m}$$

Total 12 Pantallas

6.2.3 Quebrada Jacosive.

Tratamiento Biológico propuesto con humedales artificiales con tecnología WETLAND.

ESTE	NORTE	PUNTO DE TRATAMIENTO BIOLOGICO
386528	8156631	Quebrada de Jacosive, 500mts antes de confluencia con río Cacachara

6.2.4 Quebrada Paulletane

El tratamiento Biológico propuesto es la instalación de Humedales Artificiales con tecnología Wetland.

ESTE	NORTE	PUNTO DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO
384600	8151500	E 22 Quebrada Palleutane, a 650mts antes de confluencia con el Río Cacachra

Cráterios de Diseño

Los parámetros de diseño se rigen bajo los siguientes criterios

- Profundidad de Agua (cm) : 45
- Número de Células : Múltiple
- Aspecto de Ratio L/W : > 4/1
- Velocidad de flujo (ft/s) : 0.1 – 1
- Tiempo de Retención (Días) : 0.25 – 75
- Sustrato : Compost

Parámetros de Diseño:

- Caudal promedio por segundo : 0,4 m³/s
- Caudal promedio por día : 34 560 m³/d
- pH promedio : 3 – 4
- Carga de Fe : 11 mg/L
- Factor pH : 5.0
- Eficiencia : 90 %
- Carga de Fe por día : 380 000 g/ Fe / día x 0,1

$$\text{Área Superficie: } \frac{\text{Carga Fe /d} \times 0,1}{\text{Factor pH}}$$

Aplicando valores se obtiene un área mínima de: 7 600 m²

Considerando los datos se propone un sistema de tres humedales seriados de las siguientes características:

Canal de caliza	:	50 m x 25 m x 0,7 m
3 Humedales	:	100 m x 25 m x 0,7 m

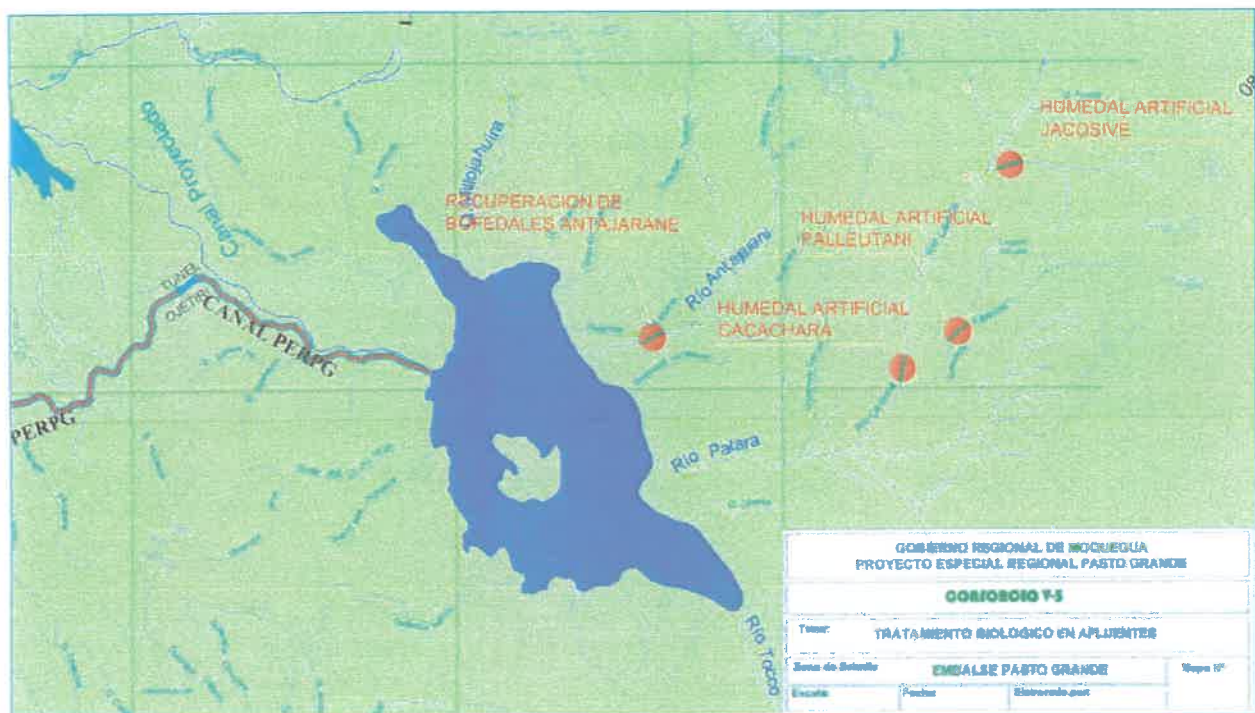
0,20 cm de fondo de piedra y grava
0,50 cm de flujo de agua

Los parámetros de diseño son los siguientes:

1. Concentración de metal en afluente (Fe) = 11 mg/L
2. Carga de metal/d = $11 \text{ g/m}^3 \times 0,4 \text{ m}^3 \times 86 \text{ 400 s/d} = 380 \text{ kg Fe/d}$
3. Carga de metal en efluente = 1,1 mg/L
4. Carga de metal en efluente = 38 Kg/d
5. Volumen total del humedal = 1 750 m^3
TRH = $1 \text{ 750 m}^3 / 0,4 \text{ m}^3/\text{s} = 1,21 \text{ h}$

ESQUEMA DE UBICACIÓN DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO EN AFLUENTES

Esquema de Ubicación de Tratamiento Biológico en Afluentes



6.3. SELECCIÓN DE PUNTOS DE TRATAMIENTO EN EL EMBALSE

De acuerdo a la Caracterización de la calidad del agua del Embalse Pasto Grande.

Con respecto al Embalse, existe una gran variabilidad en los datos tomados de diferentes puntos y a diferentes profundidades, el pH, es ácido encontrándose valores de entre 4,1 y 6,3 y en profundidad, hasta los 7 m es de 3,7 a 6,3. El Al varía entre 1,0 mg/L y 3,0 mg/L en la superficie, sin embargo en la profundidad media llega a valores de 6,7 mg/L (E-48). El Fe, se encuentra entre 0,4 mg/L y 0,6 mg/L en la superficie y en profundidad como máximo, 1,06 mg/L. Estos resultados indican que dentro del embalse se ha removido un porcentaje de los metales, lo que mejora a su vez el pH del agua, sin embargo debido a la procedencia de los afluentes ácidos, la biodiversidad en el embalse es mínima, la que debe recuperarse con los tratamientos de los afluentes. La carga orgánica representada por la DBO y DQO, no se detecta por los métodos del laboratorio, lo que indica que el embalse no genera carga orgánica por la falta de biodiversidad y nutrientes en el agua. La contaminación microbiológica del embalse al ingreso de los afluentes es de 8 400 coliformes totales/100 mL en el río Patara y 4 900 coliformes termotolerantes en el mismo río. En el centro del embalse, estos datos disminuyen a valores entre 270 y 230 NMP de coliformes totales y termotolerantes respectivamente. Finalmente, a la salida del embalse (efluente), los valores son de 210 y 94 NMP/100 mL de coliformes totales y termotolerantes respectivamente. Esa información nos permite concluir, que las densidades de coliformes que ingresan en los afluentes, que supera la categoría 4 de las ECAs, disminuye drásticamente en el mismo embalse.

Este funcionamiento nos permite concluir, que los tiempos de retención del agua en el embalse vienen aportando en la sedimentación, la cual no tiene un ciclo concluido por la disminución de la biodiversidad la cual fue afectada a la vez por los cambios de pH.

Por lo que, proponemos realizar la recuperación de la biodiversidad biológica, cadena trófica del embalse Pasto Grande mediante el impulso del desarrollo de biomasa la cual se adecuará mediante la siembra de macrophytes fitodepuradores de metales en los siguientes puntos del embalse:

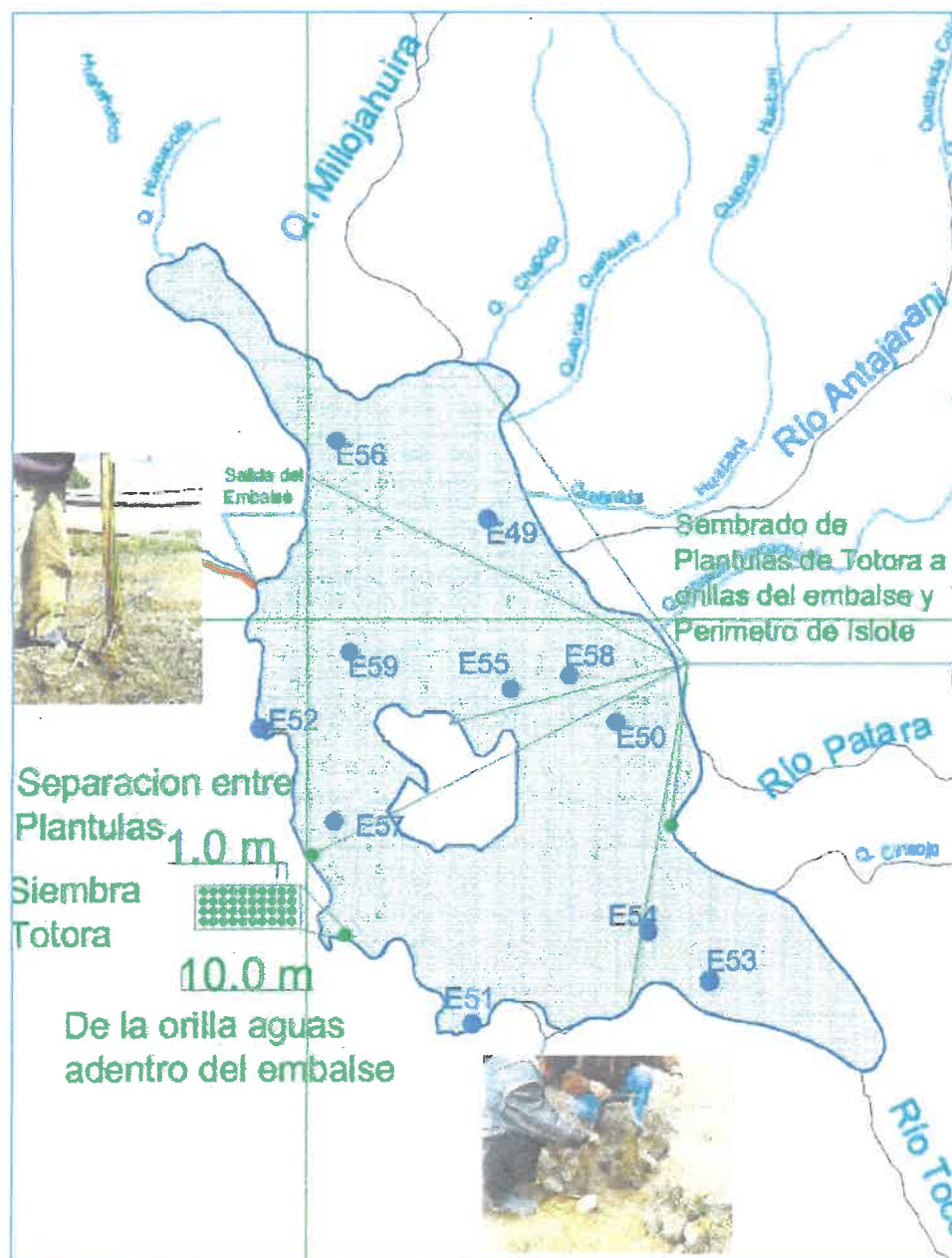
6.3.1.- Al perímetro del embalse:

El embalse Pasto Grande tiene un perímetro 41.2 kilómetros aproximadamente, con una velocidad de viento 4m/seg. de Este a Oeste, existe presencia de oleaje a riberas del embalse los cuales, tiene una relación directa con la presencia de vientos, que impulsa el agua, dándoles el movimiento de las olas que tiene efectos sobre la implantación y presencia de totorales; cuanto más fuerte el oleaje la presencia de la totora disminuye o simplemente no existe.

Por lo que, se propone que en el embalse se realice la siembra y/o trasplante de plántulas de totora, teniendo en consideración que el embalse anualmente al descargar los volúmenes en el periodo de estiaje baja el nivel de las aguas entre 1.0mts y 2.50mts, dejando áreas importantes sin contacto con el agua, debiéndose previamente delimitar las zonas de la siembra de totora en orillas con pendientes mayores al 10% en caso de un menor porcentaje no es recomendable. Así mismo el trasplante debe iniciarse después de que se advierta una mejora en el pH promedio del embalse que debe ser valores superiores pH 5.0 ue. Cuando el embalse haya recuperado la neutralidad de

sus aguas se deberá encontrar el equilibrio ecológico el cual estará a cargo del personal técnico para lograr este objetivo sembrando peces apropiados para este fin como las carpas y la Ulbinas u otros peces de características similares para aguas frías.

ESQUEMA DE UBICACIÓN DE TRATAMIENTO DE BIORREMEDIACION DEL EMBALSE CON SIEMBRA DE PLANTULAS DE TOTORA



6.3.1 DATOS DE INTERES DEL EMBALSE.

El predio del embalse Pasto Grande, actualmente ocupado por las aguas de la Represa de Pasto Grande fue adquirido por el Proyecto Especial Pasto Grande en el año 1989.

En el año 2,006 el Proyecto Especial Regional Pasto Grande delimitó los vértices del predio del embalse Pasto Grande mediante hitos y BMs, elaboró el plano perimétrico en coordenadas UTM Georeferenciados a la Red Geodésica Nacional referida al Datum PSAD 56, Zona 19, obteniéndose 81 vértices que delimitan el perímetro del predio y un área total de 5,415.9159 Has.

El predio del embalse Pasto Grande está ubicado en el distrito de Carumas, Provincia Mariscal Nieto, Departamento de Moquegua.

La superficie actual del terreno está ocupada en gran parte por el espejo de agua de la Represa de Pasto Grande, bofedales y pastizales, se encuentra a una altitud aproximada de 4,530 m.s.n.m.

En el interior de predio del embalse de Pasto Grande se cuenta con las construcciones del Dique ó Presa del Embalse Pasto Grande y el campamento de operaciones de propiedad del Proyecto Especial Regional Pasto Grande.

El Predio se encuentra limitados con los siguientes colindantes y vértices:

POR EL NORTE: Con la quebrada Huiscacollo, majada Jachechia, cerro Chutaloma, río Millojahuirá, majada Cachimoco, quebrada Chapoco y con la trocha carrozable adyacente al embalse y una línea quebrada de 14 tramos:

POR EL ESTE: Con la loma Queñuani, majada Queñuani, quebrada Queñuani, quebrada Hualcani, río Antajarani, pampa El Arenal, majada Occororune, cerro Pucará, río Patara, pampa de Patara, cerro Chilaca, quebrada Cinejo, majada eroccollo, majada Lluhuento, majada Yahuinto, quebrada vizcachuni y con la trocha carrozable adyacente al embalse y una línea quebrada de 26 tramos:

POR EL SUR: Con majada Chilla, majada Vizcachane, majada Quillupujo, majada Huichinga, majada Jacuacache, majada Chapiocco, majada Huiscacollo, majada Jancujancu, con la trocha carrozable adyacente al embalse y una línea quebrada de 14 tramos

POR EL OESTE: Con majada Anjo Anjo, majada Ancoanconi, majada Esjollo, majada Japucalla, pampa de Pullapajja, majada Incacachi, quebrada Incacachi, quebrada Chullumpini, pampa de Pulla Pajja, majada iscucho, majada Cachuita, majada Chacapungo, majada Coyacollo, majada Cullacollo, majada Belara, cerro Huilara, cerro Tancatie, cerro Chinchillanilaca y con la trocha carrozable adyacente al embalse y una línea quebrada de 27 tramos:

El terreno de forma irregular tiene las siguientes medidas:

Área	: 5,415.9159 Has.
Perímetro	: 41,267.66 ml.
Centroide	: X= 372398.2455, Y=8148946.4122

Datos Meteorológicos de la Estación Carumas

Los vientos que se presentan en la zona del embalse a los 4500 m.s.n.m. tienen velocidades de aproximadamente 5.0 m/s (18 km/hr) a medio día.

Al disminuir el nivel de agua en el embalse, quedan extensas zonas sin agua, limitándose el tratamiento biológico a la zona oeste y norte del embalse y parte del perímetro del islote; este último no representa un área importante para el tratamiento biológico por su ubicación y área mínima; sin embargo, el embalse como toda unidad biológica bajo condiciones de neutralidad del agua, el número de especies biológicas se incrementarán luego de lo cual como en todo embalse

se podrá lograr el equilibrio ecológico con peces, como las carpas u otros económicamente más rentables.

Se cuenta con datos de Precipitación, Horas de Sol, y Viento para los meses de Abril, Mayo y Julio del año 2012, que permiten efectuar el monitoreo de estos parámetros con datos durante la realización del estudio.

Precipitación.

Se observa que la precipitación en el mes de abril alcanza los 51.2 mm, sin embargo en los meses de Mayo y Julio la precipitación es cero.

Precipitación Total Mensual (mm)		
Abril	Mayo	Julio
51.2	0	0

Horas de Sol

Se observa que la precipitación en el mes de abril alcanza los 51.2 mm, sin embargo en los meses de Mayo y Julio la precipitación es cero.

Horas de Sol		
Abril	Mayo	Julio
4.45	7.68	7.20

Los valores de horas de sol son parecidos a los registrados en Umalzo, aunque un poco menores.

Viento

El viento es calmo a las 07 y 19 horas con valores de 2.0 m/s, sin embargo, aumenta a las 13 horas donde alcanza valores similares a los registrados en Umalzo,

En cuanto a la dirección a las 07 horas es de SE, a las 13 horas es NW y a las 19 horas es NE.

Viento a las 07 horas (m/s)		
Abril	Mayo	Julio
2.00	2.00	2.20

Viento a las 13 horas (m/s)		
Abril	Mayo	Julio
4.33	4.52	5.03

Viento a las 19 horas (m/s)		
Abril	Mayo	Julio
2.00	2.00	2.00

6.4. DEFINICIÓN DE LA ALTERNATIVA DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO EN AFLUENTES.

El Tratamiento Biológico que se aplicará en los afluentes seleccionados se define en consideración al funcionamiento de los ecosistemas y construcción artificial de plantas de tratamiento tipo Wetland, ambas mediante el uso de plantas vasculares acuáticas y flora nativa de la zona:

PUNTO DE TRATAMIENTO	TIPO DE TRATAMIENTO A APLICAR
Antajarane Antes de Confluencia, a 400 m antes del E43	Recuperación de Bofedales para fitoremediación.
Rio Cacachara, antes de confluencia con quebrada Jacosive, 200 m aguas arriba del E-18	Recuperación de bofedales para fitoremediación
Bofedales Artificiales Quebrada Jacosive, antes de la confluencia con rio Cacachara a 500 m antes del E-20	Recuperación de Bofedales para Fitoremediación.
Bofedales Artificiales E 22 Quebrada Palleutane, a 800mts antes de confluir con rio Cacachara	Recuperación de bofedales por fitoremediación

6.4.1 TRATAMIENTO BIOLÓGICO MEDIANTE RECUPERACIÓN DE BOFEDALES PARA FITOREMEDIACIÓN DEL RIO ANTAJARANE Y CACACHARA.

Teniendo en consideración la caracterización de la calidad de las aguas de los ríos Antajarane y Cacachara; así como varios estudios referente a la recuperación de Bofedales para el tratamiento de aguas ácidas que han demostrado resultados satisfactorios en la reducción de la cantidad de metales pesados y acidez, nos indujeron a proponer la viabilidad del uso de los Bofedales Naturales existentes en los puntos de Tratamiento del Río Antajarane y Cacachara.

La propuesta en mención nos permitirá aprovechar las estructuras naturales de los Bofedales de la zona, las cuales se tomaron ciento años en su formación y que hoy en día se encuentran deteriorados y amenazados por su uso inadecuado (depredación de la cobertura vegetal, estancamiento de la propagación natural, retroceso acelerado de los nevados y erosión de suelos, etc.)

Para el caso, de los Bofedales del sector Antajarane y Cacachara se considera realizar el adecuamiento y bioestimulación mediante el siguiente proceso:

Los resultados del monitoreo indican que estos no remueven metales pesados, incrementando y removiendo a lo largo del Río Cacachara, esto se debe a que no se renuevan las macrofitas ni se evalúan al contenido y peso de estos, por lo que el laboratorio de investigación tendrá la responsabilidad de evaluar permanentemente las cosechas periódicas

RECUPERACION DEL BOFEDALES.

1. Construcción Biológica

Dentro de las recomendaciones que se proponen para la conservación y recuperación de los bofedales se tiene actividades como sembrado de barreras protectoras.

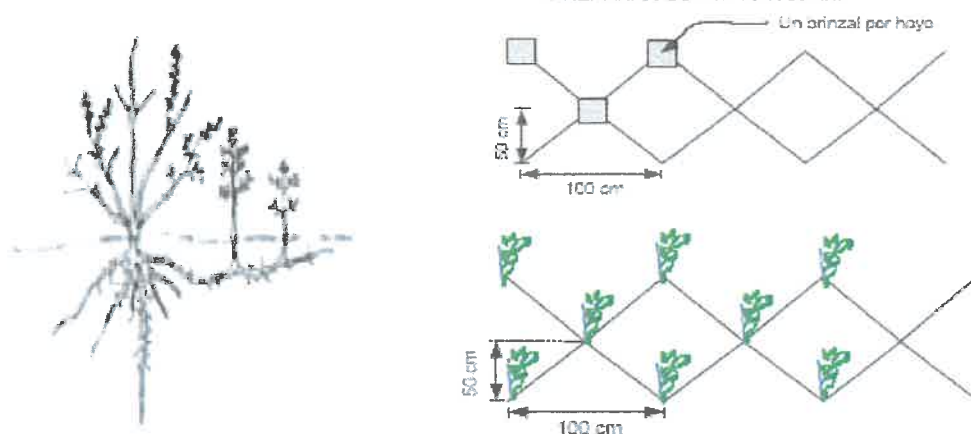
SEMBRADO DE BARRERAS PROTECTORAS: Que a la vez conforman la vegetación asociada a los sistemas de bofedales, esta barreras están conformadas por arbustos y hierbas perennes, para tal caso se tendrá a la tola (*Parastrephia*) y a pastos (*Festuca orthophylla*) como parte de la flora nativa quienes además de tener la función de barreras protectoras y cortavientos se comportaran como reguladoras del CO₂ atmosférico.

Para el manejo de la tola que tendría la función de barrera y protección de los bofedales, se propone su disposición en los alrededores de los bofedales.

- **TRANSPLANTE DIRECTO**, utilizando el método de tresbolillo, se marcará y preparará los suelos de los hoyos simultáneamente días antes, paralelo al traslado de las plántulas seguidamente y de inmediato se realiza el transplante en el campo, teniendo cuidado de que la raíz no este doblada. En áreas pequeñas se puede efectuar este proceso en un solo día.

METODO TRESBOLILLO

PREPARAR SUELO 50 X 50 cm



Otras especies que considerará para siembra y utilizarán como barrera corta vientos es *Stipa ichu* y *Festuca orthophylla*.

SEMBRADO DE MACROPHYTO FITORREMEDIADOR A LOS LATERALES DEL BOFEDAL.

Se propone el sembrado de la especie ***Calamagrostis ligulata*** en los laterales del Bofedal, se recomienda la utilización de esta especie por una planta nativa con alto grado de bioacumulación de Plomo, Arsénico, Hierro y Manganese. Esta especie se asocia bien con la flora nativa de los Bofedales de la zona tales como : *Distichia muscoides*, *oxychloë andina*, *lucilia tunaerensis*, *azorella diapiensoides*, *festuca rigescens* y otras como *poa aequigluma*, *calamagrostis rigida*, *hipochocris sp*, *calamagrostis eminens*, *calamagrostis ovata*, *calamagrostis* y otras especies menores.

INSTALACIÓN DE BARRERA METALICA:

Toda el área debe estar protegida por mallas metálicas, a fin de evitar el ingreso de animales y predación de la siembra.

2. Área de Diseño de Recuperación de Bofedal.

DESCRIPCION DE ZONA DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO	TIPO DE TRATAMIENTO	CAUDAL (L/S)		DIMENSIONES			AREA DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO (M2)
		JULIO 2012	26/11/2012	LARGO (M)	ANCHO (M)	ALTURA (M)	
Antajarane Antes de Confluencia, a 400 m antes del E43	RECUPERACION DE BOFEDAL	177	50.0	250	160	0.5	40,000
Quebrada Cacachara, antes de la confluencia con río Patara	RECUPERACION DE BOFEDAL	2726	*1,492	660	60	0.4	40,000

*Promedio Anual

MACROFITAS SELECCIONADAS PARA RECUPERACION DE BOFEDALES

Nº	DESCRIPCION		Nº PLANTULAS
	NOMBRE CIENTIFICO	NOMBRE COMUN	
	ANTAJARANE		20,000.00
1	CALAMAGROSTIS SP.	CRESPILLO	5,000.00
2	FESTUCA ORTHOPLYLLA	IRU ICHU	5,000.00
3	PARASTREPHIA SP	THOLA	10,000.00
	CACACHARA		20,000.00
1	CALAMAGROSTIS SP.	CRESPILLO	5,000.00
2	FESTUCA ORTHOPLYLLA	IRU ICHU	5,000.00
3	PARASTREPHIA SP	THOLA	10,000.00
TOTAL			40,000.00

6.4.2 TRATAMIENTO BIOLÓGICO MEDIANTE CONSTRUCCIÓN DE HUMEDALES ARTIFICIALES WETLAND EN LOS RIOS JACOSIVE QUEBRADA PALLEUTANE.

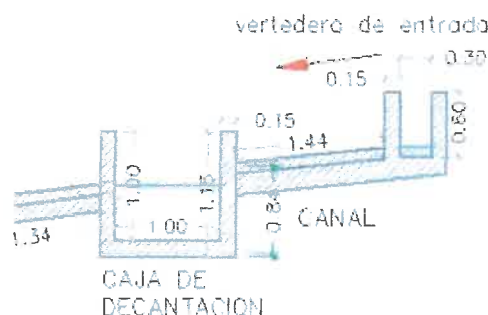
El tratamiento biológico para los Rios Cacachara y Palleutane será mediante uso de Tecnologia Wetland con los siguientes parámetros de diseño.

Componentes del Tratamiento con tecnologia Wetland

a. Poza de Decantación.

Es una poza diseñada para la precipitación de material fino existente en el agua

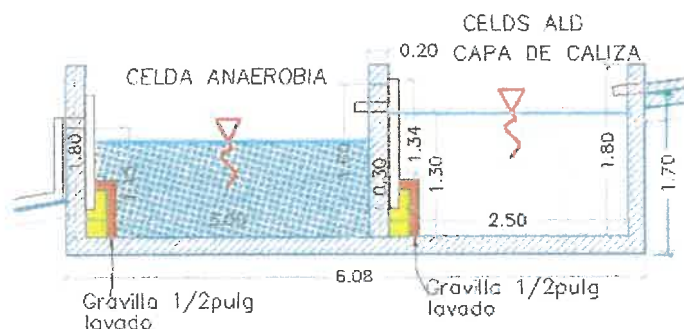
Figura 36 Esquema Poza de Decantacion



b. Sistema de Reducción y Producción de Alcalinidad (RAPS)

Se construirá 04 cajas de concreto para la precipitación en donde contendrá en cada una de ellas material grava de caliza, aserrín y huano. ingreso del agua cruda será a las cajas dos

primeras cajas (A y A"), pasando por drenaje las dos segundas cajas (B y B") y de la que saldra por drenaje



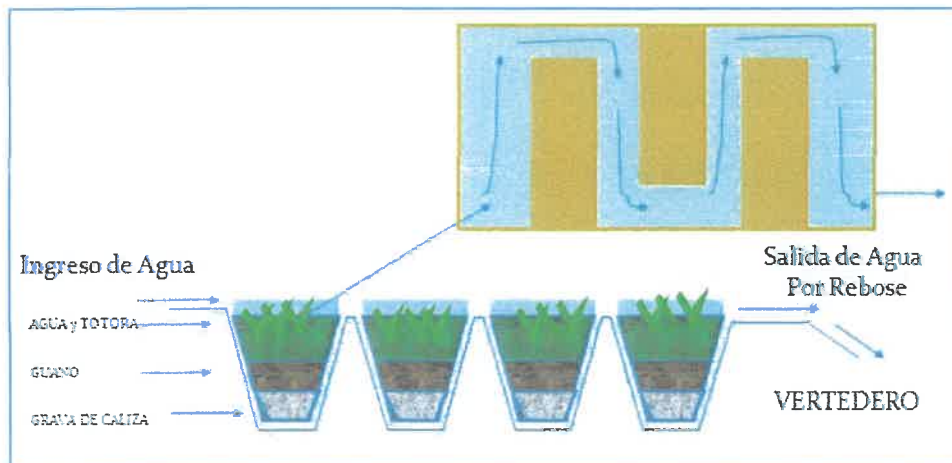
c. WETLANDS

El sistema se construirá con superficie impermeabilizada con geomembrana, sobre el cual se colocara Grava de caliza y compos el cual estará cubierto de planta (totora) por donde circulara el agua finalmente el agua saldrá por rebose a l vertedero

MACROFITOS PARA WETLAND

Nº	DESCRIPCION		Nº PLANTULAS
	NOMBRE CIENTIFICO	NOMBRE COMUN	
	CACACHARA (7600 M2)		25,000.00
1	SCHOENOPLECTUS TATORA	TOTORA	15,000.00
2	CALAMAGROSTIS SP	CRESPILLO	5,000.00
3	CHARA		5,000.00
	PALLEUTANE (7600 M2)		25,000.00
1	SCHOENOPLECTUS TATORA	TOTORA	15,000.00
2	CALAMAGROSTIS SP	CRESPILLO	5,000.00
3	CHARA		5,000.00
TOTAL			50,000.00

Grafico Sistema de Tratamiento Wetlands



d. Compost WETLANDS

Humedales de abono (compost wetlands), es decir, humedales con sustratos espesos de abono, en los que se mantienen condiciones anaeróbicas que promueven la reducción bacteriana de sulfatos.

Comprende la adición de capas de material rico en materia orgánica, favoreciendo así la actividad bacteriana responsable de la reducción de los sulfatos. Este proceso es responsable del consumo de acidez, de la generación de alcalinidad en forma de bicarbonato y de parte de la eliminación de Fe y Zn en forma de sulfuros y del Mn en forma de óxido o carbonato. Además, la eliminación del Al en forma de hidróxido se ve favorecida por la subida del pH de la solución a tratar.

e. Sistemas de Flujo Subsuperficial con Actividad Bacteriana Sulfato reductora

Para el tratamiento con bacteria sulfato reductoras es necesario utilizar estiércol de vaca, oveja, auquénido y de aves de corral, como fuente de energía y para el crecimiento.

Estas unidades pueden ser usadas experimentalmente para capacitar al personal como unidades piloto.

6.5. DEFINICIÓN DE LA ALTERNATIVA DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO EN EL EMBALSE

La alternativa de tratamiento Biológico que se propone para el embalse Pasto Grande es la siembra y/o trasplante de *Schoenoplectus tatora*, por considerarse una macrophyta o planta herbácea emergente, perenne; y tener un hábitat por debajo de los 4,800 m.s.n.m. entre los territorios de Perú y Bolivia. La Totorá como especie nativa y rustica tiene un gran rango de adaptación; por ello es que constituyen las especies más dominantes en lugares donde las

condiciones restringen las posibilidades de desarrollo de otras especies. Estas plantas soportan bien las heladas y granizadas (Goyzueta G. et. al. 2009) toleran un amplio rango Ph (4-9) La temperatura media óptima para su desarrollo está dentro los intervalos de 16°C a 27°C (Delgadillo O. et.al. 2010), y toleran un rango de Temperatura entre 10.5°C a 17°C. y se caracterizan por contar con mayor capacidad de fijación bacteriana (UNESCO 1986) y formar parte de la amplia gama de plantas fitodepuradoras actualmente empleadas en la depuración de aguas y remoción de metales. El retiro del metal se asocia altamente a la acción de las plantas y microorganismos. Varios investigadores destacan las capacidades de las plantas para contribuir al retiro del metal. Cooper et. Al.(1196) indica que los macrophytes juegan un papel importante en estos procesos, puesto que proveen oxígeno y materia orgánica a la matriz. Keadlec et.al. (2000) indica que los macrophytes pueden potencialmente estimular el crecimiento de bacterias que oxidan metales por transferencia de oxígeno en la rizosfera.

Asi mismo podemos señalar, que Schoenoplectus tatora, tienen una epidermis muy delgada a fin de reducir la resistencia la paso de gases, agua y nutrientes. De acuerdo a la estructura de su tallo aéreo que es de forma triangular, que muestra un cilindro cortical previsto de parénquima esponjoso y aerífero rico en parénquima clorofiliano y su rizoma compuesto estructuralmente por tejido esponjoso hacen que como un filtro para absorber metales de rastro.

Se ha desestimado la utilización de Lemna sp. por ser una especie no aclimatada con raíces flotantes, susceptibles de ser transportadas por el viento.

6.5.1 Siembra y/o trasplante de Schoenoplectus tatora.

Se propone el trasplante de Schoenoplectus tatora (N.C. Totora) en el 50% en el perímetro del embalse. En dos etapas

1ra. Etapa: 25% del perímetro del embalse en las zonas que comprende en frente de E-57, E-58, E-51, E-54, E-53, correspondiente a la descarga de la quebrada Incacachi, Asnuni, Río Tocco, Quebrada Cinejo, hasta orillas del el río Patara.

2da. Etapa: 25% del perímetro del embalse las zonas que comprende en frente E-50, E-58, E-49, E-48, E-56, y/o altura de la Quebrada Vizcachuni, Queñuani, Chapocco y Huisacollo y/o orillas del Río Antajarane y Millojahuir.

El método de plantación en el embalse Pasto Grande será mediante la combinación de las técnicas de Orilla ó apisonado, Fondo o de la Lloqueta cambucho, y de la técnica de Piedra. Cada técnica se aplicará y podrá tener modificaciones o variaciones de acuerdo a las características del tamaño de la plántula, y área (tipo de suelo y profundidad de plantación).

Plántula: Las plántulas de totora (planta joven) se plantarían a 10 metros de ancho a orillas del embalse.

Profundidad de agua: Desde los 0 mts, hasta 2 mt, de profundidad.

Profundidad de plantación: Hoyos de 20 hasta 30 cm de profundidad

Distancia: 1 mts. Entre planta y planta y entre fila y fila (sistema cuadrado).

Tipo de suelo: Arcillo - arenoso, que siempre debe tener materia orgánica.

El embalse Pasto Grande tiene un perímetro 44.5 kilómetros aproximadamente, con una velocidad de viento 4m/seg. de Este a Oeste, entonces, a presencia de oleaje a riberas del embalse tiene una relación directa con la presencia de vientos, que impulsa el agua, dándoles el movimiento de las olas que tiene efectos sobre la implantación y presencia de totorales; cuanto más fuerte el oleaje la presencia de la totora disminuye o simplemente no existe.

Nosotros proponemos que en el embalse de Pasto Grande se trasplante las plántulas de totora en 50% en el perímetro del embalse. En el lado donde exista mayor presencia de olas ya no se plantaría las plántulas de totora, sino otras especies de pastos que se pueden adaptarse en la zona.

El perímetro del embalse Pasto Grande

El 100% del perímetro del embalse Pasto Grande : 44.5 kilómetros.

El 75% del perímetro del embalse Pasto grande : 33.375 Kilómetros.

El 50% del perímetro del embalse Pasto Grande : 22.250 kilómetros.

Para plantar kilómetros 22.250 (50% del perímetro del embalse), necesitamos 222.500 plántulas de totora.

La Técnicas de trasplante a utilizar en cada una de las zonas, deberán ser elegidas tomando en cuenta las siguientes recomendaciones:

- Para la aplicación de cualquiera de las técnicas de reimplante es necesario considerar que la zona de plantación tenga un buen suelo (franco-arcilloso) y que no sea arenoso.
- El tamaño promedio de cada plántula debe ser de 20 cm. de lado (sustrato en el cual está adherida la planta de totora)
- El distanciamiento recomendable entre plantas y entre filas es de 1 m. Con lo que se logrará una densidad de plantación de 5,000 plantas /ha.
- El trabajo de reimplante se recomienda, ejecutarlo, entre los meses de Septiembre a Diciembre, cuando baja el nivel de agua del Lago.
- Se debe evaluar permanentemente las plantaciones, para realizar el recalce o reposición de las plantas perdidas por diversos motivos.
- La técnica más aconsejable, sugerida como producto de la evaluación del trabajo de campo de varios años, a partir de los resultados obtenidos, es la del apisonado, por que de esta manera se previene la mortandad por la subida de los niveles del agua y se obtiene buenos resultados con los rendimientos en relación al avance de trabajo de plantación por

día, no se requiere de materiales para acondicionamiento y los porcentajes de prendimiento son altos.

- Además, con la aplicación de la técnica del apisonado (mejorada en los aspectos de calidad de plántula y distanciamiento) se ha apreciado una mayor participación cognoscitiva del campesino, puesto que esta ha sido ya utilizada anteriormente por sus antepasados.

7. COSTOS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO

7.1. COSTOS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO EN LOS AFLUENTES Y EL EMBALSE PASTO GRANDE

El costo total del tratamiento biológico en el Embalse y los Afluentes asciende a la suma de S/. 2'617,352.04 Dos Millones seiscientos Diecisiete mil Trecientos cincuenta y dos 04/100 nuevos soles

COSTOS DE INVERSIÓN DE HUMEDALES ARTIFICIALES JACOSIVE Y PALLEUTANE.

Ítem	DESCRIPCION		TOTAL S/.
1	OBRAS PROVISIONALES		77,000.00
2	TRABAJOS PRELIMINARES		82,000.00
3	OBRAS CIVILES (2Unidades)		1,018,597.00
	TOTAL COSTO DIRECTO (CD)		S/. 1,177,597.00
	CONTINGENCIA (C)	% 30%	S/. 353,279.10
	TOTAL CD + C		S/. 1,530,876.10
	GASTOS GENERALES FIJOS + VARIABLES	% 15%	S/. 229,631.42
	UTILIDADES	% 10%	S/. 153,087.61
	SUB TOTAL		S/. 1,913,595.13
	IMPUESTO GENERAL A LAS VENTAS	% 18%	S/. 344,447.12
	GRAN TOTAL en nuevos soles a setiembre del 2012		S/. 2,258,042.25

ACONDICIONAMIENTO DE HUMEDALES NATURALES DEL RIO CACACHARA

ITEM	DESCRIPCION	UNID	METRADO	P.U S/.	PARCIAL	TOTAL S/.
01.00.00	OBRAS PROVISIONALES					S/. 77,000.00
01.01.00	ALMACEN, OFICINA Y CASETA DE GUARDIANIA	glb	1	5,000.00	5,000.00	
01.02.00	SERVICIOS HIGIENICOS (Hinodors, Duchas)	glb	1	5,000.00	5,000.00	
01.03.00	CARTEL DE OBRA DE 4.80 X 3.60 m SEGUN DETALLE	und	1	1,000.00	1,000.00	
01.04.00	INSTALACION PROVISIONAL Y AGUA PARA LA CONSTRUCCION	mes	6	2,000.00	12,000.00	
01.05.00	EQUIPO TOPOGRAFICO	mes	6	9,000.00	54,000.00	
02.00.00	TRABAJOS PRELIMINARES					S/. 82,000.00
02.01.00	MOVILIZACION Y DESMOVILIZACION DE EQUIPOS Y HERRAMIENTAS	glb	1	30,000.00	30,000.00	
02.02.00	TRANSPORTE DE MATERIAL	glb	1	20,000.00	20,000.00	
02.03.00	SEGURIDAD Y SALUD					
02.03.01	ELABORACION, IMPLEMENTACION Y ADMINISTRACION DEL PLAN DE SEGURIDAD Y SALUD EN EL TRABAJO					
02.03.01.01	ELABORACION DEL PLAN DE SEGURIDAD EN EL TRABAJO	glb	1	2,000.00	2,000.00	
02.03.01.02	EQUIPOS DE PROTECCION INDIVIDUAL	glb	1	10,000.00	10,000.00	
02.03.01.03	SEÑALIZACION TEMPORAL DE SEGURIDAD	glb	1	5,000.00	5,000.00	
02.03.01.04	CAPACITACION EN SEGURIDAD Y SALUD	glb	1	5,000.00	5,000.00	
02.03.02	RECURSOS PARA RESPUESTAS ANTE EMERGENCIAS EN SEGURIDAD Y SALUD DURANTE EL TRABAJO	glb	1	10,000.00	10,000.00	
03.00.00	OBRAS CIVILES					S/. 1,622,412.00
03.01.00	ESCAVACION	m3	916.56	50.00	45,828.00	
03.02.00	CONCRETO	m3	1,029.96	300.00	308,988.00	
03.03.00	RELLENO COMPACTADO	m3	6930	100.00	693,000.00	
03.04.00	ENROCADO	m3	1,915.32	300.00	574,596.00	
	TOTAL COSTOS DIRECTOS (C.D)					S/. 1,781,412.00
	CONTINGENCIA (30%)					S/. 534,423.60
	TOTAL CD + C					S/. 2,315,835.60
	Gastos Generales Fijo + Variable (15%)					S/. 347,375.34
	Utilidades (10%)					S/. 231,583.56
						S/. 2,894,794.50
	IGV (18%)					S/. 521,063.01
	COSTO TOTAL					S/. 3,415,857.51

DIQUE DE CONCRETO EN EL HUMEDAL NATURAL DEL RIO ANTAJARANE

ITEM	DESCRIPCION	UNID	METRADO	P.U S/.	TOTAL S/.
01.00.00	ESCAVACION	m3	288.00	50	S/. 14,400.00
02.00.00	CONCRETO	m3	293.40	360	S/. 105,624.00
03.00.00	ENCOFRADO	m2	330.80	50	S/. 16,540.00
	TOTAL COSTOS DIRECTOS (C.D)				S/. 136,564.00
	CONTINGENCIA (30%)				S/. 40,969.20
	TOTAL CD + C				S/. 177,533.20
	Gastos Generales Fijo + Variable (15%)				S/. 26,629.98
	Utilidades (10%)				S/. 17,753.32
					S/. 221,916.50
	IGV (18%)				S/. 39,944.97
	COSTO TOTAL				S/. 261,861.47

COSTOS DE INSATALACION DE MACROFITAS EN HUMEDALES ARTIFICIALES

ITEM	PARTIDAS	UNIDAD	P.U (S/.)	CANTIDAD	PARCIAL (S/.)
01.00.00.	SEMBRIO DE FITOREMEDIACION (Area = 7500 m2)				
01.01.00.	1. CAMPAMENTO Y S.H	Global	1	10,000	10,000.00
01.02.00.	2. NIVELACION Y ACONDICIONAMIENTO DEL TERRENO	Global	1	22,500	22,500.00
01.03.00.	3. ALMACIGO Y TRANSPLANTE DE MACROFITAS (5m2)	5m2	1	37,500	37,500.00
01.04.00.	4. MANTENIMIENTO (3 Meses) 5/mes	5/mes	1	15,000	15,000.00
01.05.00.	5. LOGISTICA Y MOVILIDAD	Global	1	90,000	90,000.00
	COSTO DIRECTO				175,000.00
	GASTOS GENERALES	10%			17500
	UTILIDAD	10%			17500
	TOTAL S/.				210,000.00

GASTOS DE OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO DEL TRATAMIENTO BIOLÓGICO EN AFLUENTES

ITEM	COSTOS OPERATIVOS Y DE MANTENIMIENTO	UNIDAD	CANTIDAD	MENSUAL S/.	ANUALS/.
O	BIOLOGO	UND	1	5,000.00	70,000.00
O	OPERARIO DE TURNO	UND	2	3,000.00	72,000.00
O	AYUDANTE DE OPERACION	UND	2	2,400.00	57,600.00
O	TRANSPORTE POR AÑO	Global	1	---	90,000.00
O	UTILES DE LIMPIEZA	Global	1	1,000.00	2,000.00
1.05	TRASPLANTE Y SEMBRIOS DE MACROFITAS	Global	1	10000	120,000.00
M	COMBUSTIBLE	Global	1	500	7,000.00
M	TECNICO DE MANTENIMIENTO		4	1,200.00	42,000.00
	TOTAL				460,600.00

COSTOS DE INVERSIÓN BIOLÓGICA DE LOS AFLUENTES

DESCRIPCION	PRESUPUESTO
COSTOS DE INVERSIÓN	
2 HUMEDALES ARTIFICIALES	S/. 2,258,042.25
1 HUMEDAL DE CACACHARA	S/. 3,415,857.51
HUMEDAL DE ANTAJARANE	S/. 261,861.47
TOTAL	S/. 5,935,761.23
COSTOS OPERATIVOS	
HUMEDALES ARTIFICIALES	S/. 210,000.00
HUMEDAL NATURAL ANTAJARANE Y CACACHARA	S/. 460,600.00
TOTAL	S/. 670,600.00
COSTOS DE MANTENIMIENTO	
HUMEDALES ARTIFICIALES (4% de Inversión)	S/. 90,320.00
HUMEDAL ANTAJARANE (4% de Inversión)	S/. 10,474.00
HUMEDAL DE CACACHARA (4% de Inversión)	S/. 136,634.00
TOTAL	S/. 237,428.00

CONSORCIO V-5

Dr. César Lázaro Carreño
 Ing. 000
 CIP 289

CONSORCIO V-5

Ing. Víctor Díaz Nuñez
 INGENIERO CIVIL
 CIP 6530

TRATAMIENTO BIOLÓGICO EN EL EMBALSE

N°	DESCRIPCION		N° PLANTULAS	C.U. (\$/)	TOTAL (\$/)
	NOMBRE CIENTIFICO	NOMBRE COMUN			
2	SCHOENOPLECTUS TATORA	TOTORA	314,805.45	2.78	875,159.15

COSTO DE INSTALACION DE TOTORA

N°	DESCRIPCION	UNIDAD	CANTIDAD	CU (\$/)	TOTAL (\$/)
1	TRANSPORTE	UND	314,805.45	0.60	188,883.27
2	MANO DE OBRA	UND	314,805.45	1.61	506,836.77
SUBTOTAL \$/.					695,720.04

COSTO DE INSTALACION DE PLANTULAS DE TOTORA EN EMBALSE PASTO GRANDE

N°	DESCRIPCION	UNIDAD	CANTIDAD	CU	TOTAL
1	PLANTULAS	UND	314,805.45	2.78	875,159.15
2	TRANSPORTE	UND	314,805.45	0.60	188,883.27
3	INSTALACION	UND	314,805.45	1.61	506,836.77
TOTAL \$/.					1,570,879.20

COSTO DIRECTO		1,570,879.20
GASTOS GENERALES	10%	157,087.92
UTILIDAD	10%	157,087.92
TOTAL \$/.		1,885,055.03

7.2. CONTROL EVALUACION DE LOS HUMEDALES Y EMBALSE PASTO GRANDE

Los humedales artificiales son sistemas de tratamiento biológico, que permiten recuperar la calidad de las aguas con cargas orgánicas elevadas, nutrientes y aguas ácidas. En nuestro caso, debido a que la materia orgánica que procede de los ríos Mijohauira y Antajarani es mínima, los diseños se harán para el caso de las aguas ácidas, sin embargo, el tiempo de retención de las aguas en los sistemas, y la presencia de las macrofitas, permitirá la disminución de las bacterias coliformes totales y termotolerantes, que en ambos casos, superan los límites propuestos por las ECAs para la categoría 4.

Los humedales deben evaluarse periódicamente en la misma forma que debe evaluarse el agua del embalse, lo que permitirá corroborar la eficiencia del tratamiento propuesto y además de controlar los parámetros críticos para el desarrollo y crecimiento del ecosistema de los humedales y del embalse mismo y comprobar además la recuperación de la biodiversidad que se ha perdido con la calidad de las aguas que actualmente ingresan al embalse.

Se propone el monitoreo permanente de los sistemas propuestos, para un buen manejo de los ecosistemas, para lo cual los parámetros a considerar serán los siguientes.

Parámetros de muestreo

Parámetros de Campo	Parámetros de Evaluación	Biológicos
pH	pH	Fitoplancton
Turbidez	Turbidez	Macrofitas
Oxígeno Disuelto	Oxígeno disuelto	Zooplancton
Temperatura	Nutrientes	Peces
Caudal afluentes y efluentes	Determinación de Hierro	Coliformes termotolerantes o <i>E. coli</i>
	Determinación de Aluminio	

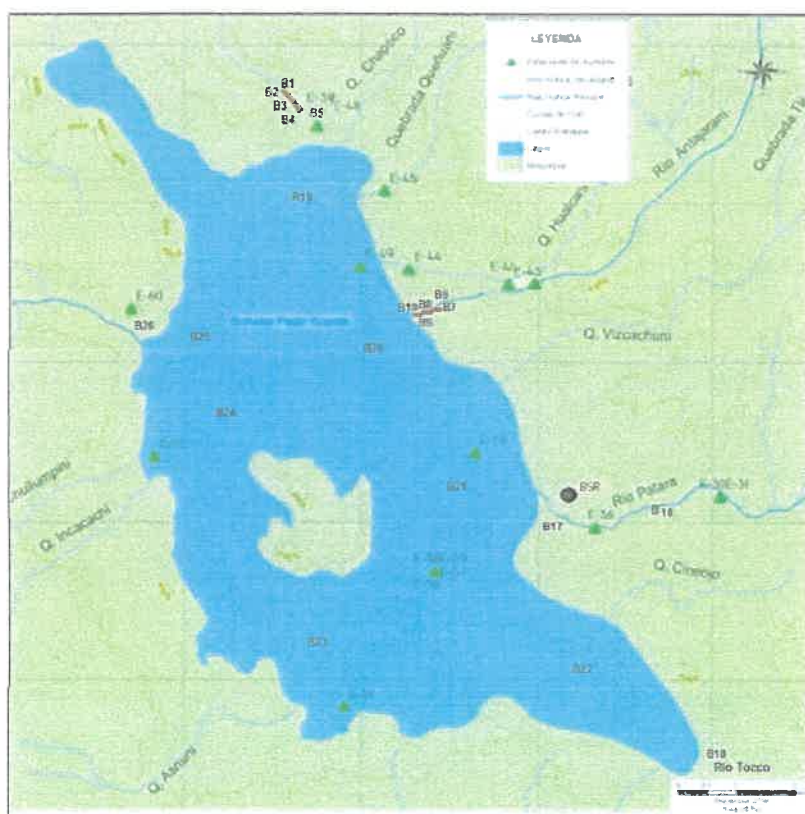
ESTACIONES DE MUESTREO PARA EL MANEJO INTEGRAL EN LOS PROCESOS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO:

B1 Humedal 1 Río Millijahuira Entrada	B14 Humedal 2 Río Cacachara Laguna 3
B2 Humedal 1 Río Millijahuira Laguna 1	B15 Humedal 2 Río Cacachara Salida
B3 Humedal 1 Río Millijahuira Laguna 2	B16 Río Patara antes de Planta de Bacterias Sulfato Reductor
B4 Humedal 1 Río Millijahuira Laguna 3	B17 Río Patara ingreso al embalse
B5 Humedal 1 Río Millijahuira Salida	B18 Río Tocco
B6 Humedal 2 Río Antajarana Entrada	B19 Embalse
B7 Humedal 2 Río Antajarana Laguna 1	B20 Embalse
B8 Humedal 2 Río Antajarana Laguna 2	B21 Embalse
B9 Humedal 2 Río Antajarana Laguna 3	B22 Embalse
B10 Humedal 2 Río Antajarana Salida	B23 Embalse
B11 Humedal 2 Río Cacachara Entrada	B24 Embalse
B12 Humedal 2 Río Cacachara Laguna 1	B25 Embalse
B13 Humedal 2 Río Cacachara Laguna 2	B26 Efluente

FIGURA N° 41: Estaciones de Muestreo Ríos Millijahuira y Antajarane



FIGURA N° 42: Estaciones de Muestreo Embalse Pasto Grande



8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES:

- Los contaminantes producto de los desechos de la minería y naturales, han alterado el ecosistema del embalse, de tal forma que la biodiversidad del embalse es mínima y se demuestra con los estudios de cadena trófica, donde se ve que dentro del embalse es una cadena bastante corta.
- Con la información analizada a la fecha, se presentan diferentes tipos de tratamiento biológico para el mejoramiento del Embalse Pasto Grande en la etapa de evaluación. Así mismo se presenta el tipo de tratamiento seleccionado.
- Se presenta en plano adjunto, la ubicación de los tratamientos biológicos mediante Humedales dispuestos en series propuestos a nivel de afluentes, consistiendo en Humedales Artificiales y Acondicionamiento de Bofedales naturales de la zona los cuales contarán con pantallas de concreto a cada 100 m para oxigenación del agua.
- Para el caso del río Antajarane, el tratamiento propuesto es el Acondicionamiento de Bofedales Naturales y se realizara en el sector del río Antajarane antes de su confluencia con el río Hualcane que recibe tratamiento químico.
- Para el caso del río Cacachara el tratamiento propuesto es tratamiento biológico mediante acondicionamiento de Humedales Naturales antes de su confluencia del río Patara.
- La propuesta de acondicionamiento de Bofedales en los ríos Antajarane y Cacachara demanda menores gastos, en comparación que la construcción de Humedales Artificiales, así también permite utilizar las 4 hectáreas de bofedales naturales de la zona.
- Para el acondicionamiento de Bofedales se ha determinado construir un dique de concreto para mejoramiento hidráulico, utilización de abonos y siembra de plantas nativas de la zona que permitirán habilitar y mejorar las 4 hectáreas de bofedales naturales.
- Para el caso del río Jacosive y Pulletane el tratamiento propuesto es Fito remediación mediante Humedales Artificiales.
- Así mismo podemos concluir, que los Humedales Artificiales son una tecnología para la remoción de metales de las aguas ácidas.
- El tratamiento de aguas ácidas mediante humedales artificiales son técnica, económicamente y ambientalmente factibles por las siguientes razones:
 - ✓ Son menos costosos que otras opciones de tratamiento
 - ✓ Los gastos de operación y mantenimiento son bajos (energía y suministro)
 - ✓ La operación y mantenimiento no requiere un trabajo permanente en la instalación.
 - ✓ Los Humedales soportan bien la variación de caudales
 - ✓ Se comportan como plantas fitorremediadoras.
 - ✓ Proporcionan un hábitat para muchos organismos
 - ✓ No presentan residuos contaminantes.
- La alternativa de tratamiento Biológico que se propone para el embalse Pasto Grande es

CONSORCIO V-5

Dr. César Lazcano Carreño
BIÓLOGO
C.B.P. 269

CONSORCIO V-5

Ing. Víctor Díaz Nuñez
INGENIERO CIVIL
CIP. 6530

la siembra y/o trasplante de *Schoenoplectus tatora*, por considerarse una macrophyta o planta herbácea emergente, perenne; y tener un habitat por debajo de los 4,800 m.s.n.m. con capacidad Fitorremediadora y Fitodepuradora.

- La siembra de plántulas en el embalse se realizará en el 50% de su perímetro, iniciando por las zonas que comprenden Ph entre 5 y 6.

Se recomienda que los siguientes métodos de tratamiento puedan ser evaluados en los niveles que permitan dar recomendaciones con mayor exactitud:

- ✓ Reactores de bacterias inmovilizadas en la superficie del embalse combinado con bacterias sulfato-reductoras, empleando los métodos de bioabsorción y como sustrato, lechos de paja u otras plantas nativas.
- ✓ Aplicación de bacterias sulfato-reductoras por inyección en el fondo del embalse que contribuirán a disminuir la acidez y precipitar los metales pesados.

9. Glosario de Términos

- Técnica: Es el conjunto de procedimientos para la plantación de la totora, Se la clasifica en: Técnicas de Orilla y Técnicas de Fondo.

De orilla que es una zona de mayor facilidad para plantar porque se puede trabajar a pie hasta una profundidad de 1 metro de agua.

De fondo, que es una zona que va de 1 a 2 metros de profundidad, donde la plantación es más dificultosa por cuanto se la efectúa desde botes.

- Método: Es el procedimiento a seguir para plantar la totora.
- Procedimiento: Es la forma particular de plantación para cada caso, incluyendo herramientas, materiales, etc.
- Validación: La validación es el procedimiento de evaluación para comprobar si un método es bueno o no, para plantar totora.
- Densidad del totoral: El parámetro establecido de densidad de los totorales se refiere a la cantidad de tallos de totora existentes en un metro cuadrado, expresado en tallos por metro cuadrado, complementado con la altura de los tallos a partir del rizoma.
- Lloqueña: Instrumento de madera de un grosor de 3 cm por 3 m de largo, utilizado para impulsar la balsa y como instrumento de plantación de totora en profundidad.
- Plántula o Plantín: Planta joven, de totora, utilizada para la propagación vegetativa.

CONSORCIO V-6
Dr. César Lazcano Carreño
BIÓLOGO
CBP. 269

CONSORCIO V-6
Ing. Víctor Díaz Nuñez
INGENIERO C
CIP. 6530

- Soguilla de chilligua: Es una sogá trenzada de festuca dolichophila, (chilligua) utilizada para amarrar las plántulas a la piedra, se usa también en la fabricación de las balsas y quesanas.

10. ANEXOS PANEL FOTOGRAFICO SECTOR ANTAJARANE PARA ACONDICIONAMIENTO DE BOFEDALES



CONSORCIO V-5



Dr. César Lazcano Carreño
BIOLOGO
CEP. 269

CONSORCIO V-6

Ing. Víctor Díaz Nuñez
INGENIERO CIVIL
CIP. 653143

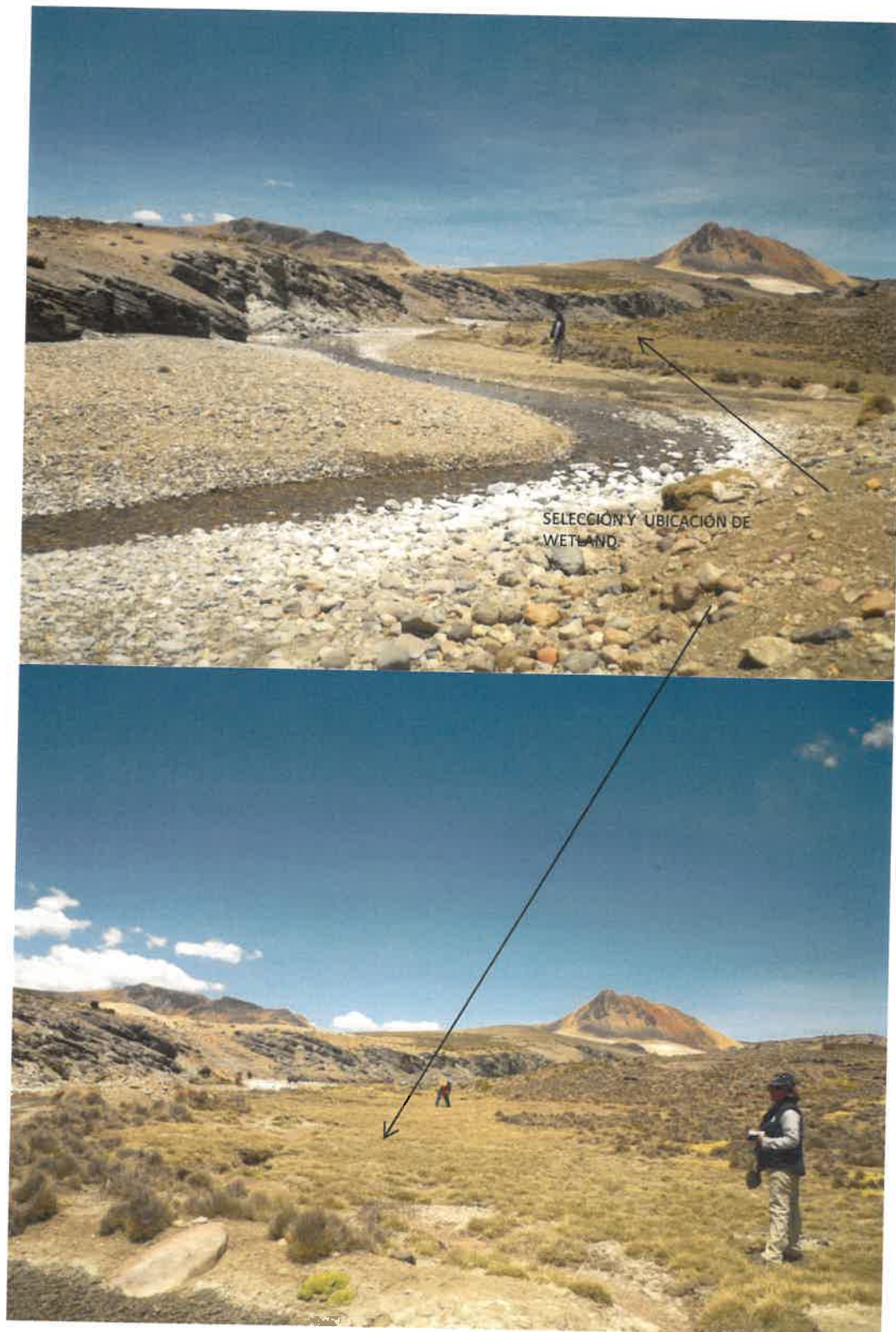
ZONA DE UBICACIÓN DE PARA ACONDICIONAMIENTO DE BOFÉDALES CACACHARA**CONSORCIO V-6**

De César Lazcano Carreño
BIÓLOGO
CBP. 269

CONSORCIO V-5

Ing. Víctor Díaz Nuñez
INGENIERO CIVIL
CIP. 6530

UBICACIÓN DE WETLAND EN JACOSIVE



CONSORCIO V-5

Dr. César Lázcano Carreño
BIÓLOGO
C.B.P. 269

CONSORCIO V-5

Ing. Víctor Díaz Nuñez
INGENIERO CIVIL
C.I.P. 6530

UBICACIÓN DE PLANTA WETLAND EN RIO PALLEUTANE**CONSORCIO V-5**

Dr. César Lázaro Carreño
BIOLOGO
CBP. 269

CONSORCIO V-5

Ing. Víctor Díaz Nuñez
INGENIERO CIVIL
CIP. 6530146

MACROFITAS NATIVAS EN LA ZONA DEL EMBALSE PASTO GRANDE A CONSIDERAR EN EL TRATAMIENTO BIOLÓGICO

Catálogo de especies más abundantes de Macrofitas evaluadas durante Evaluación de Calidad de Agua del Embalse - Pasto Grande I, Moquegua 2012



Taxonomía

Phylum	Chlorophyta
Clase	Charophyceae
Orden	Charales
Familia	Characeae
Taxa	<i>Chara sp.</i>

Estaciones

E-32 E-33, E-34, E-42, E-46, E-60, E-63, E-79

Figura 19. Fotografía de clorofita *Chara sp.*



Taxonomía

Phylum	Spermatophyta
Clase	Liliopsida
Orden	Hydrocharitales
Familia	Hydrocharitaceae
Taxa	<i>Elodea sp.</i>

Estaciones

E-05, E-22, E-47

Figura 20. Fotografía de alga espermatofita *Elodea sp.*, con detalle (Aumento X 18)

CONSORCIO V-6

Dr. César Lázcano Carreño
BIÓLOGO
CBP. 269

CONSORCIO V-6

Ing. Víctor Díaz Nuñez
INGENIERO CIVIL
CIP. 6530



Figura 21. Fotografía de alga espermatofita *Littorella sp.*, con detalle (Aumento X18)

Taxonomía

Phylum Spermatophyta
Clase Magnoliopsida
Orden Plantaginales
Familia Plantaginaceae
Taxa *Littorella sp.*

Estaciones

E-33, E-45, E-46, E-47, E- 59, E-60, E-63



Figura 22. Fotografía de alga espermatofita *Elatine sp.* (Aumento X18)

Taxonomía

Phylum Spermatophyta
Clase Magnoliopsida
Orden Dilleniales
Familia Elatinaceae
Taxa *Elatine sp.*

Estaciones

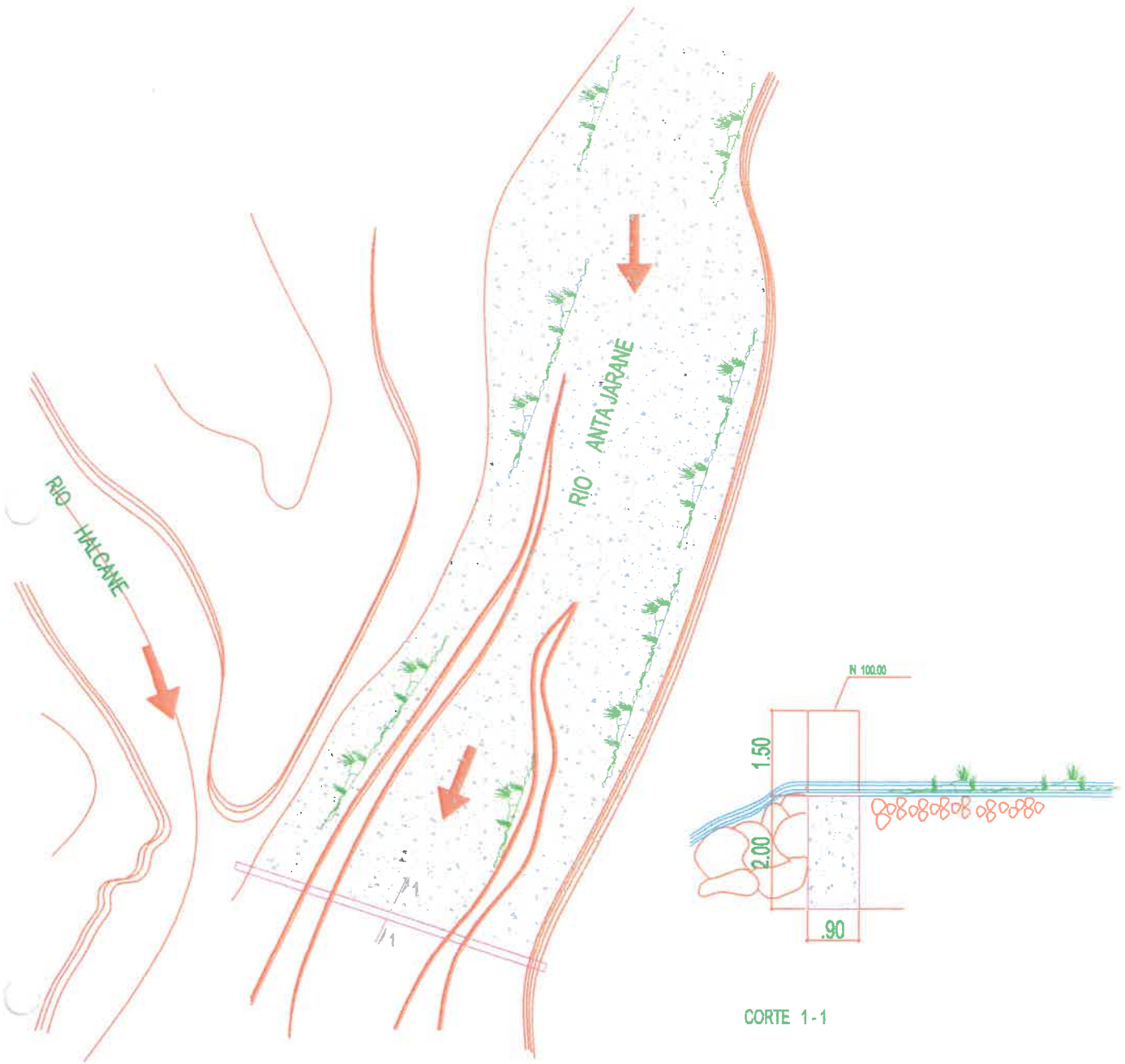
E-33, E-47, E-80

CONSORCIO V-6

Dr. Cesar Lazcano Carreño
BIÓLOGO
CBP. 269

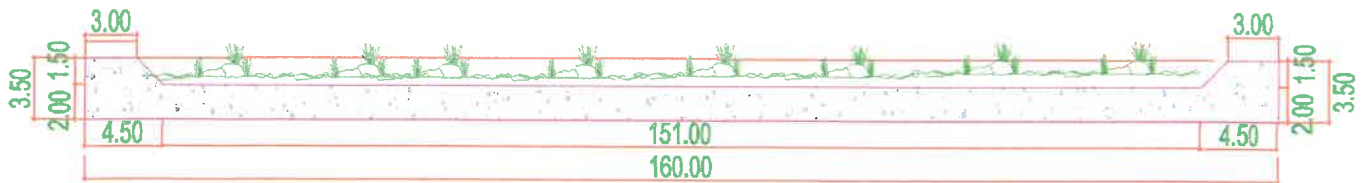
CONSORCIO V-6

Ing. Víctor Díaz Nuñez
INGENIERO CIVIL
CIP. 6530 148



CORTE 1-1

PLANTA



DIQUE DE CONCRETO $f_c = 210 \text{ Kg/cm}^2$ clase 5

[Handwritten signatures]

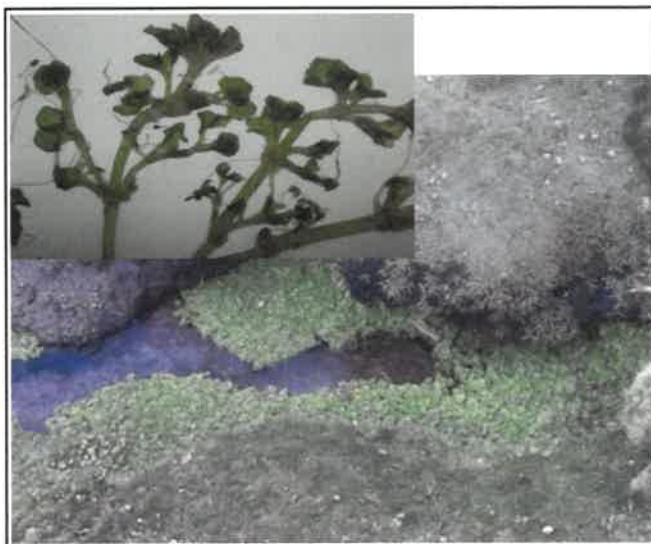


Figura 23. Fotografía de alga espermatofita *Apium* sp., con detalle (Aumento X18)

Taxonomía

Phylum	Spermatophyta
Clase	Magnoliopsida
Orden	Apiales
Familia	Apiaceae
Taxa	<i>Apium</i> sp.

Estaciones

E-63, E-64, E-65



Figura 24. Fotografía de briofita *Sphagnum* sp.

Taxonomía

Phylum	Bryophyta
Clase	Sphagnopsida
Orden	Sphagnales
Familia	Sphagnaceae
Taxa	<i>Sphagnum</i> sp.

Estaciones

E-37, E-38

CONSORCIO V-6

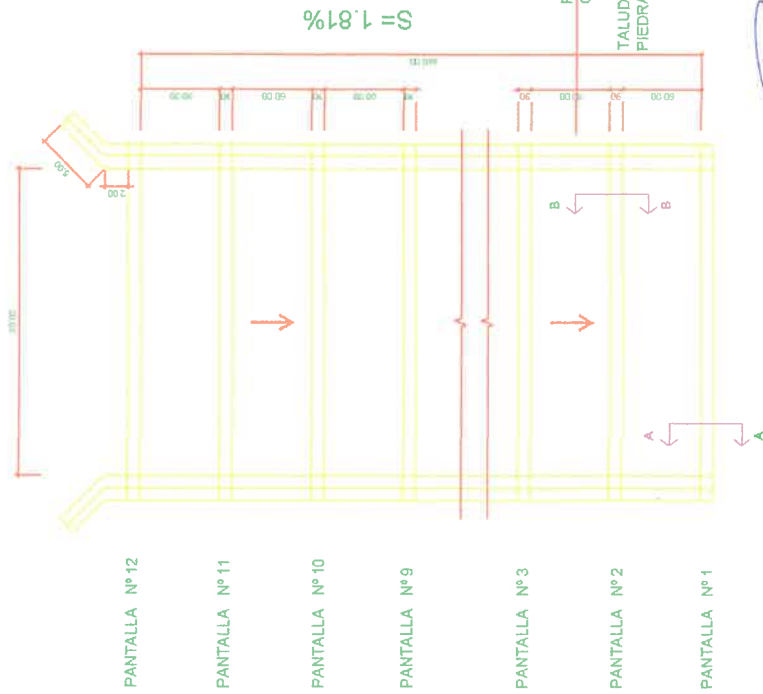
Dr. César Lázcano Carreño
BIÓLOGO
CBP. 269

CONSORCIO V-5

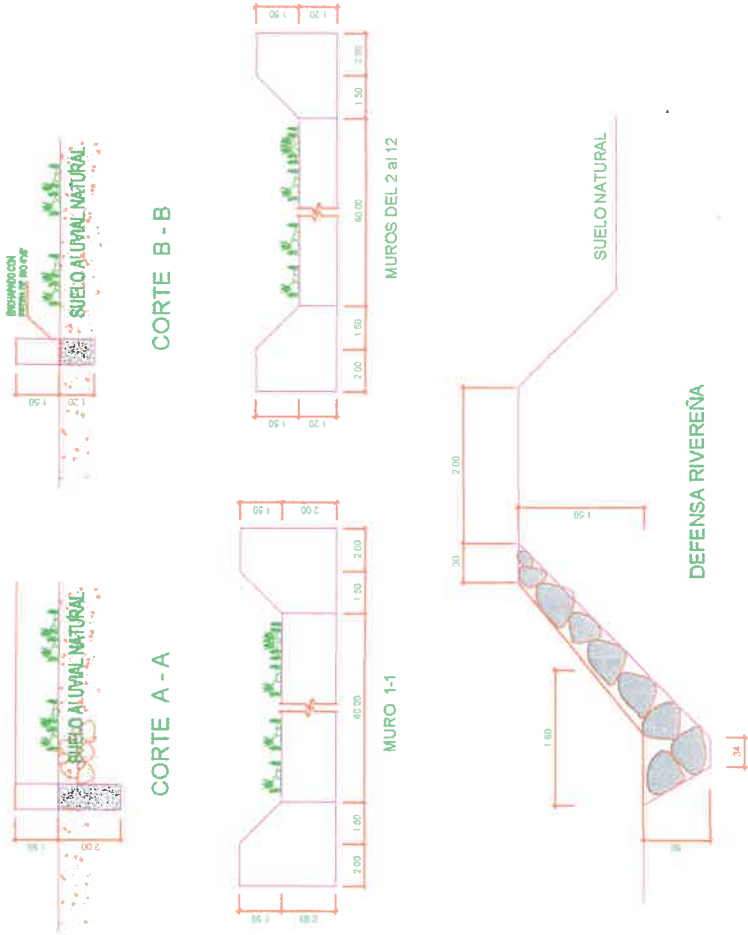
Ing. Víctor Díaz Nuñez
INGENIERO CIVIL
CIP. 6530



CORTE LONGITUDINAL



PLANTA



<p>GOBIERNO REGIONAL DE MOQUEGUA PROYECTO ESPECIAL REGIONAL PASTO GRANDE MEJORAMIENTO DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL MUNICIPIO DE PASTO GRANDE</p>		<p>CV-5-002 OPERA EJEC-2017 FEB-2017 FEB-2017 FEB-2017</p>
<p>HUMEDALES NATURALES RIO CACACHARA</p>		<p>REVISOR DISEÑADOR AUTOR COORDINADOR</p>
<p>NOTAS</p>		<p>FECHA DE EJECUCION FECHA DE ENTREGA FECHA DE CANCELACION</p>
<p>FECHA DE EJECUCION</p>		<p>FECHA DE ENTREGA</p>
<p>FECHA DE CANCELACION</p>		<p>FECHA DE CANCELACION</p>

[illegible]

