



UNIVERSIDAD DE CHILE

FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS

DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL

REMOCIÓN DE SULFATO EN RILES MEDIANTE EL USO DE FITORREMEDIACIÓN

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERO CIVIL

CAROLINA PAZ MILLÁN TORRES

PROFESORA GUÍA:

MARÍA MENA PATRI

MIEMBROS DE LA COMISIÓN:

MATILDE LÓPEZ MUÑOZ

JOSÉ NÚÑEZ MONTERO

SANTIAGO DE CHILE

OCTUBRE 2008

RESUMEN DE LA MEMORIA
PARA OPTAR AL TITULO DE
INGENIERO CIVIL
POR: CAROLINA MILLÁN T.
FECHA: 27/10/2008
PROF. GUIA: Sra. MARÍA P. MENA P.

“REMOCIÓN DE SULFATO EN RILES MEDIANTE EL USO DE FITORREMEDIACIÓN”

El sulfato es un elemento que se encuentra naturalmente en numerosos minerales y es usado comercialmente en la industria química. Se encuentra en el agua por disolución natural de rocas sulfatadas, por descargas de residuos industriales y a través de deposiciones atmosféricas. Los niveles más altos de sulfato se encuentran generalmente en aguas subterráneas y en fuentes naturales.

El sulfato en altas concentraciones puede producir problemas a las personas y al medio ambiente. Los límites establecidos para el sulfato en la normativa de efluentes y de agua potable, se deben a su potencial efecto en la salud de los seres humanos y animales, como diarrea y deshidratación.

La empresa INDURA es una empresa dedicada principalmente a la fabricación y comercialización de soldaduras y gases industriales. Dentro de sus procesos productivos generan varios residuos que es necesario tratar antes de ser descargados, con la finalidad de cumplir con la normativa y de generar el menor impacto posible al medio ambiente.

El ril analizado en este trabajo proviene del proceso de galvanizado del alambre para soldadura realizado en la planta INDURA-SOLCON. El problema de este proceso son los altos niveles de sulfato que se encuentran en el ril (alrededor de 14.000 mg/l), ya que con los tratamientos convencionales no es posible obtener niveles de remoción que permitan cumplir con la norma. Por esta razón, se decide realizar un estudio en el que se analice la efectividad de un sistema de fitorremediación en la remoción de sulfatos.

La investigación tuvo una duración de tres meses durante los cuales se diseñó y se implementó un sistema de fitorremediación. Las especies vegetales utilizadas para el tratamiento fueron *Cyperus eragrostis*, *Carex sp.* Y *Typha angustifolia*. Además se realizaron estudios que permitieron analizar los resultados obtenidos durante todo el período de estudio.

Se observó que la especie que obtuvo un mayor índice de remoción de sulfato fue la especie *Carex sp.* Siendo además esta especie la que presentó los mejores resultados, tanto por su resistencia a los altos niveles de sulfato, como por la estabilidad de su comportamiento durante todo el período de análisis.

Finalmente, se concluye que el sistema de fitorremediación diseñado no es capaz de remover sulfato en los niveles generados por la empresa.

REMOCIÓN DE SULFATO EN RILES MEDIANTE EL USO DE FITORREMEDIACIÓN

ÍNDICE DE CONTENIDOS

CAPÍTULO 1.	INTRODUCCIÓN _____	6
CAPÍTULO 2.	ANTECEDENTES GENERALES SOBRE LA PLANTA INDURA _____	8
2.1.	INTRODUCCIÓN _____	8
2.2.	PROCESO PRODUCTIVO ALAMBRE PARA SOLDADURAS _____	8
2.2.1.	ANTECEDENTES DEL PROCESO DE TREFILADO SOLCON _____	8
2.3.	RESIDUOS INDUSTRIALES LÍQUIDOS DEL PROCESO _____	10
2.3.1.	RIL OBTENIDO COMO RESULTADO DEL PROCESO PRODUCTIVO _____	10
2.3.2.	CARACTERÍSTICAS DEL RIL EN ESTUDIO _____	14
CAPÍTULO 3.	ANTECEDENTES GENERALES RESPECTO AL SULFATO _____	15
3.1.	INTRODUCCIÓN _____	15
3.2.	COMPUESTOS DE SULFATO _____	15
3.2.1.	SULFATO DE ALUMINIO: _____	15
3.2.2.	SULFATO DE BARIO _____	15
3.2.3.	SULFATO DE CALCIO _____	16
3.2.4.	SULFATO DE COBRE _____	16
3.2.5.	SULFATO DE HIERRO _____	16
3.2.6.	SULFATO DE MAGNESIO _____	17
3.2.7.	SULFATO DE SODIO _____	18
3.3.	EL SULFATO EN EL AGUA _____	18
3.4.	PRINCIPALES USOS DEL SULFATO _____	19
3.5.	EFFECTOS DEL SULFATO _____	20
3.5.1.	SOBRE LAS PERSONAS _____	20
3.5.2.	SOBRE LOS ANIMALES _____	21
3.5.3.	SOBRE EL MEDIO _____	21
3.6.	SULFATO EN AGUAS. ASPECTOS NORMATIVOS. _____	21
3.6.1.	NORMATIVA CHILENA _____	22
3.6.2.	NORMATIVA INTERNACIONAL DE AGUA POTABLE _____	24
3.7.	MÉTODOS DE REMOCIÓN DE SULFATO _____	26
3.7.1.	TRATAMIENTO QUÍMICO CON PRECIPITACIÓN MINERAL _____	26
3.7.2.	MEMBRANAS _____	31
3.7.3.	INTERCAMBIO IÓNICO _____	38
3.7.4.	PRECIPITACIÓN METÁLICA E INTERCAMBIO IÓNICO _____	40
3.7.5.	REMOCIÓN BIOLÓGICA DE SULFATO _____	42

CAPÍTULO 4.	FITORREMEDIACIÓN _____	53
4.1.	INTRODUCCIÓN _____	53
4.2.	BIORREMEDIACIÓN _____	53
4.2.1.	DEGRADACIÓN ENZIMÁTICA _____	53
4.2.2.	REMEDIACIÓN MICROBIANA _____	54
4.2.3.	FITORREMEDIACIÓN _____	55
4.3.	ESPECIES VEGETALES UTILIZADAS EN FITORREMEDIACIÓN _____	58
4.4.	VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LA FITORREMEDIACIÓN _____	60
4.4.1.	VENTAJAS _____	60
4.4.2.	DESVENTAJAS _____	60
CAPÍTULO 5.	DISEÑO DE UN SISTEMA DE FITORREMEDIACIÓN PARA LA REMOCIÓN DE SULFATOS 61	
5.1.	INTRODUCCIÓN _____	61
5.2.	DESCRIPCIÓN GENERAL DEL SISTEMA _____	61
5.2.1.	CONDICIONES CLIMÁTICAS _____	62
5.2.2.	UBICACIÓN _____	62
5.2.3.	MATERIALES _____	64
5.3.	DISEÑO _____	66
5.3.1.	ESPECIES VEGETALES UTILIZADAS _____	67
5.3.2.	ZONA DE ENTRADA _____	73
5.3.3.	ZONA INTERMEDIA _____	74
5.3.4.	ZONA DE SALIDA _____	75
5.4.	FUNCIONAMIENTO DEL SISTEMA _____	75
5.5.	ETAPA DE MUESTREO _____	76
CAPÍTULO 6.	COMPORTAMIENTO Y EVALUACIÓN DEL SISTEMA DE FITORREMEDIACIÓN 78	
6.1.1.	COMPORTAMIENTO DE LAS PLANTAS _____	78
6.1.2.	CAUDALES AFLUENTES _____	80
6.1.3.	CAUDALES EFLUENTES _____	81
6.1.4.	ANÁLISIS QUÍMICOS CAUDALES EFLUENTES _____	84
6.1.5.	SULFATO PRESENTE EN LAS PLANTAS _____	84
6.1.6.	SULFATO PRESENTE EN EL SUELO _____	87
CAPÍTULO 7.	DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES _____	89
	BIBLIOGRAFÍA _____	92
	ANEXOS _____	96
	A.1. ECOSISTEMA _____	97

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2-1: Diagrama del proceso de trefilado seco	9
Figura 2-2: Diagrama de las sub-etapas del proceso de trefilado húmedo	10
Figura 2-3: Planta piloto para tratamiento primario de RILes	11
Figura 2-4: Sedimentación	12
Figura 2-5: Filtro prensa	12
Figura 2-6: Estanque de almacenamiento del RIL	13
Figura 3-1: Sulfato de Aluminio	17
Figura 3-2: Sulfato de Bario	17
Figura 3-3: Sulfato de Calcio	17
Figura 3-4: Sulfato de Cobre	17
Figura 3-5: Sulfato de Magnesio	18
Figura 3-6: Sulfato de Sodio	18
Figura 3-7: Precipitación con cal y caliza	27
Figura 3-8: Proceso de remoción con sales de Bario	28
Figura 3-9: Diagrama de flujo del proceso SAVMIN	29
Figura 3-10: Diagrama de flujo del proceso CESR	30
Figura 3-11: Función de la membrana en electrodiálisis y osmosis inversa	31
Figura 3-12: Componentes básicos de la osmosis inversa	32
Figura 3-13: Membrana fibra hueca	33
Figura 3-14: Ilustración conceptual de "seeded" Osmosis Inversa	35
Figura 3-15: Esquema de Electrodiálisis con dos pares de celdas	36
Figura 3-16: Movimiento de iones en el proceso de electrodiálisis	36
Figura 3-17: Componentes de una planta de Electrodiálisis	37
Figura 3-18: Diagrama de flujo simplificado del proceso GYP-CIX para el tratamiento de agua de minas	38
Figura 3-19: Diagrama de flujo del proceso propuesto de precipitación	40
Figura 3-20: Proceso propuesto para la desalinización del efluente del proceso de tratamiento de precipitación	41
Figura 3-21: Vías anaeróbicas	43
Figura 3-22: Humedales de flujo subsuperficial (SF)	46
Figura 3-23: Humedales de agua superficial (FWS)	47
Figura 3-24: Diseño de humedales construidos	48
Figura 4-1: Metabolismo microbiano	54
Figura 4-2: Fitorremediación	55
Figura 5-1: Ubicación empresa INDURA (Google Earth)	62
Figura 5-2: Planta Indura (Google Earth)	63
Figura 5-3: Ubicación planta tratamiento piloto dentro de la planta	63
Figura 5-4: Espacio ubicación sistema de tratamiento piloto	65
Figura 5-5: Plantas con RIL	65
Figura 5-7: Esquema sistema piloto	66
Figura 5-8: Typha angustifolia	68
Figura 5-9: Cyperus eragrostis	68
Figura 5-10: Carex sp.	69
Figura 5-11: Phragmites australis	69
Figura 5-12: Inflorescencia Typha	71
Figura 5-13: Hoja Typha	71
Figura 5-14: Tallo Typha	71

Figura 5-15: Inflorescencia <i>Cyperus</i>	72
Figura 5-16: Inflorescencia <i>Carex</i>	73
Figura 5-17: <i>Typha</i>	74
Figura 5-18: <i>Cyperus</i>	74
Figura 5-19: <i>Carex</i>	74
Figura 5-20: Sistema de entrada	75
Figura 5-21: Sistema de salida	75
Figura 5-22: RIL afluente	76
Figura 5-23: Muestreo caudal efluente	76
Figura 5-24: Muestras hojas	77
Figura 5-25: Muestras suelo	77
Figura 6-1: Ecosistema	79

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2-1: Análisis del RIL en base a NCh 609	14
Tabla 3-1: Límites máximos permitidos para descarga de residuos líquidos a aguas subterráneas	22
Tabla 3-2: Límites máximos permitidos para descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua superficiales	23
Tabla 3-3: Límites máximos de descarga de contaminante a redes de alcantarillado	23
Tabla 3-4: Límite máximo de sulfato en agua potable. Normativa Internacional	25
Tabla 3-5: Métodos de remoción de sulfato	26
Tabla 3-6: Resumen de métodos de remoción de sulfato. Tratamiento químico.	49
Tabla 3-7: Resumen de métodos de remoción de sulfato. Membranas.	50
Tabla 3-8: Resumen de métodos de remoción de sulfato. Intercambio iónico.	51
Tabla 3-9: Resumen de métodos de remoción de sulfato. Remoción biológica.	52
Tabla 5-1: Tamaño de suelo	66
Tabla 6-1: Caudales afluentes	81
Tabla 6-2: Caudales efluentes	81
Tabla 6-3: Concentración sulfato en el efluente	84
Tabla 6-4: Concentración de azufre en porcentaje presente en las hojas	85
Tabla 6-5: Concentración de sulfato en porcentaje presente en las hojas	85
Tabla 6-6: Concentración de azufre en porcentaje presente en suelo	87
Tabla 6-7: Concentración de sulfato en porcentaje presente en el suelo	87

ÍNDICE DE GRÁFICOS

Gráfico 6-1: Caudal efluente	83
Gráfico 6-2: Absorción de RIL	83
Gráfico 6-3: Concentración de sulfato efluente	84
Gráfico 6-5: Concentración de sulfato en las hojas	86
Gráfico 6-6: Concentración de sulfato en el suelo	88

REMOCIÓN DE SULFATO EN RILES MEDIANTE EL USO DE FITORREMEDIACIÓN

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

El sulfato es un elemento que se encuentra naturalmente en numerosos minerales y es usado comercialmente en la industria química. Se encuentra en el agua por disolución natural de rocas sulfatadas, por descargas de residuos industriales y a través de deposiciones atmosféricas. Los niveles más altos de sulfato se encuentran generalmente en aguas subterráneas y en fuentes naturales.

El sulfato en altas concentraciones puede producir problemas a las personas y al medio ambiente. Los límites establecidos para el sulfato en las normas de efluentes y de agua potable, se deben a su potencial efecto en la salud de los seres humanos y animales, como diarrea y deshidratación.

Los tratamientos de remoción de sulfato en RILes son complejos y costosos. Por esta razón, las empresas buscan tecnologías alternativas más sencillas, amigables con el medio ambiente y que por otro lado disminuyan los costos de tratamiento. De este modo no sólo logran la eliminación del RIL, sino que también pueden otorgar beneficios al medio ambiente, entre ellos la reducción del impacto sobre la calidad de los cursos receptores y la vegetación existente en la zona en que se utiliza, mejorando la calidad del paisaje y generando una disminución de los niveles de contaminación atmosférica que tanto afectan a nuestro país.

La empresa INDURA es una de esas empresas que dentro de su proceso productivo genera residuos con niveles de sulfato muy superiores a la normativa. Para cumplir con los niveles exigidos por la norma, esta empresa ha utilizado y creado diversos sistemas de tratamiento para distintos contaminantes y en la actualidad está enfocada a lograr que estos tratamientos generen el menor impacto posible al medio ambiente.

De esta manera nace la propuesta de implementar un sistema de biorremediación como una alternativa a los tratamientos convencionales, que permiten la remoción de contaminantes utilizando procedimientos que se dan en forma habitual en la naturaleza. Uno de estos procesos de biorremediación es la fitorremediación; que se basa en el uso de plantas para degradar, extraer, contener o inmovilizar contaminantes presentes en suelos y aguas.

El objetivo general de este trabajo es evaluar la factibilidad técnica del tratamiento de fitorremediación en la remoción de sulfatos de residuos industriales líquidos.

Para lograr el objetivo se plantean las siguientes actividades:

- Determinar los factores preponderantes que influyen en el comportamiento del sulfato en aguas y suelos de Chile.
- Definir el caso de estudio: Tratamiento de RILes con exceso de sulfato.
- Recopilar información sobre fitorremediación, sus ventajas y desventajas, sus principales usos y los elementos que son removidos con este sistema.
- Definir el proceso de tratamiento de fitorremediación para el caso en estudio.

CAPÍTULO 2. ANTECEDENTES GENERALES SOBRE LA PLANTA INDURA

2.1. INTRODUCCIÓN

La empresa INDURA fue fundada en 1948 por un grupo de inversionistas chilenos.

Su actividad inicial fue la fabricación de electrodos para soldar. Actualmente es una empresa líder en la producción y venta de gases industriales y medicinales, consumibles para soldaduras, equipos para soldar y asistencia técnica para todas sus líneas, brindando soluciones integrales en la aplicación de gases, soldadura, equipos y servicios relacionados en prácticamente todos los sectores industriales, para una amplia diversidad de mercados, clientes y procesos. Es uno de los principales productores de gases industriales y soldadura en América Latina, con filiales y sucursales en varios países de la región, especialmente en Argentina, más una extensa red de distribuidores (INDURA S.A.).

Cada uno de los productos antes mencionados se encuentra asociado a diversos procesos productivos. Este trabajo se enfoca en la producción del producto alambre para soldaduras, principalmente en el proceso de trefilado, debido a que este proceso genera grandes problemas a la empresa por la alta cantidad de residuos generados.

2.2. PROCESO PRODUCTIVO ALAMBRE PARA SOLDADURAS

El alambre para soldadura y arco sumergido MIG/MAG es producido en la planta INDURA-SOLCON. Este alambre se produce con un moderno proceso tecnológico y se destina principalmente a exportación (INDURA S.A.).

La capacidad de producción de esta planta alcanza las 1000 toneladas por mes de alambre MIG y 120 toneladas por mes de alambre arco sumergido.

Dentro del proceso de producción del alambre para soldadura se encuentra el proceso de trefilado.

2.2.1. ANTECEDENTES DEL PROCESO DE TREFILADO SOLCON

El proceso de trefilado de Soldaduras Continuas (SOLCON) se divide en 2 etapas: trefilado seco y trefilado húmedo. A continuación se describen cada una de estas etapas.

2.2.1.1. Trefilado seco

El proceso de comienza con la materia prima denominada alambrón, el cual se almacena en "stock" hasta su utilización.

Al comenzar el proceso del alambre, éste se ubica en la máquina de desenrollado, en la cual se mantienen dos rollos que se van soldando en sus puntas.

Después de desenrollarse, el alambón pasa a través de la máquina de decalaminado, en donde el alambre es sometido a un decapado mecánico por medio de sucesivas flexiones en poleas, para luego comenzar su proceso de reducción en la trefiladora seca.

En la trefiladora seca (ver Figura 2-1), el alambón se hace pasar a través del número de compartimientos de reducción dependiendo del diámetro de salida del alambre que se quiere obtener. Estas máquinas poseen un máximo de nueve compartimientos, a la entrada de cada uno de ellos se encuentra un compartimiento en donde se ubica la hilera y el jabón de trefilación, el cual lubrica el paso del alambre a través del dado de trefilación. A la salida de esta máquina se encuentra la máquina enrolladora, que forma bobinas de 2000 [Kg].

2.2.1.2. Trefilado húmedo

Las bobinas obtenidas son la materia prima del trefilado húmedo (ver Figura 2-2) en donde el alambre se hace pasar a través de una nueva serie de hileras. La particularidad de esta etapa está en que el proceso se realiza en un baño de jabón de trefilación.

Al salir de esta tina de trefilación el alambre se sumerge en una segunda tina, la cual a su vez se divide en tres compartimientos. El primero de ellos contiene una solución de agua y ácido sulfúrico que realiza una limpieza química del alambre (decapado químico). El segundo baño contiene agua, ácido sulfúrico y sulfato de cobre; en esta tina se produce el cobrizado del alambre mediante cementación. La tercera tina contiene agua y carbonato de sodio, lo cual estabiliza el cobrizado y le da el brillo característico al alambre, para luego pasar a la última hilera de reducción.

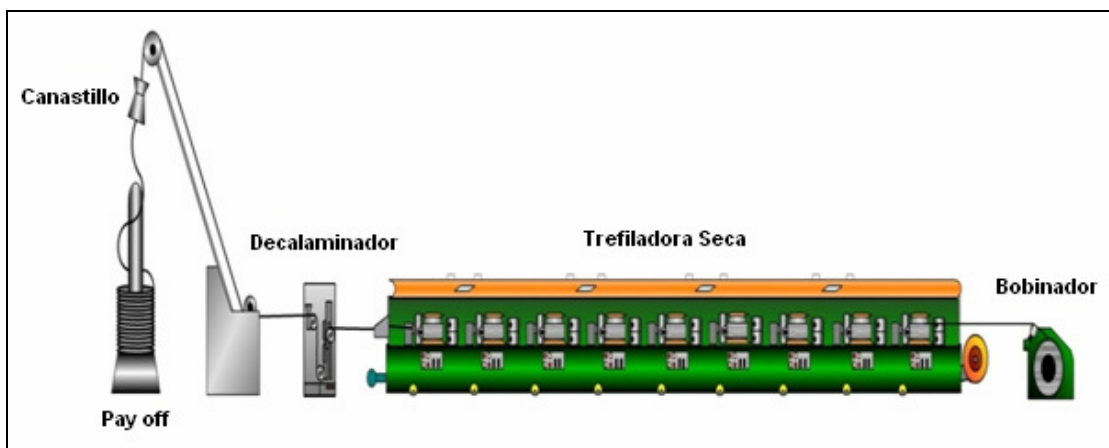


Figura 2-1: Diagrama del proceso de trefilado seco

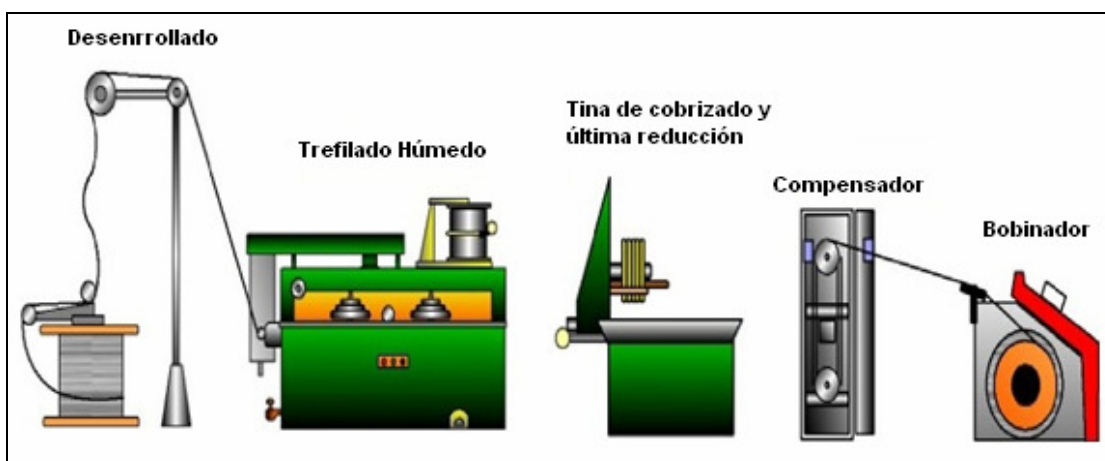


Figura 2-2: Diagrama de las sub-etapas del proceso de trefilado húmedo

Luego el alambre pasa a una máquina de enrollado, en la cual se forman bobinas con un peso aproximado de 400 [Kg], las cuales se envían a la sección de rebobinado para formar los carretes finales.

Al finalizar el proceso de trefilado húmedo, las bobinas son llevadas al sector en donde serán rebobinadas. En este proceso el alambre se hace pasar por un compensador el cual, mediante un juego de poleas, compensa la tensión del alambre. Luego el alambre vuelve a bobinarse en los carretes finales para ser envasado y despachado.

2.3. RESIDUOS INDUSTRIALES LÍQUIDOS DEL PROCESO

2.3.1. RIL OBTENIDO COMO RESULTADO DEL PROCESO PRODUCTIVO

Los procesos de trefilado se realizan constantemente en la planta INDURA, y generan alrededor de 100 [m³/mes] de residuos líquidos (Perez, 1997).

Estos residuos se caracterizan por tener un pH muy ácido del orden de 1,5 causado principalmente por el alto contenido de ácido sulfúrico; y tienen alrededor de 2% a 5% de grasas y aceites retenibles. Además están compuestos por varios metales en solución. Dentro de los más importantes se encuentran: hierro (20000 ppm), cobre (1000 ppm), níquel (1,69) y cromo (1,55 ppm). El sulfato se encuentra en concentraciones cercanas a los 35000 [mg/l].

El residuo generado, es tratado en una planta de tratamiento diseñada especialmente para este residuo. Esta planta se encuentra ubicada dentro de la misma empresa (Figura 2-3).

El tratamiento realizado consta de las siguientes etapas:

- Homogeneización
- Neutralización, con sistema de control de pH
- Precipitación iones metálicos y sulfatos, con control de pH
- Floculación
- Sedimentación (Figura 2-4)
- Filtración (Figura 2-5)
- Disposición de lodos

Esta planta fue diseñada en 1997, y en esa fecha la planta arrojaba un efluente que cumplía la norma (con niveles de sulfato inferiores a 1000 [mg/l], por lo tanto era descargado directamente al alcantarillado. Hoy las condiciones son otras y el efluente no cumple los niveles de sulfato requeridos, por esta razón el efluente de la planta de tratamiento no puede ser descargada al alcantarillado y esta siendo almacenada en un estanque de almacenamiento (ver Figura 2-6). Este estanque se encuentra revestido y sin cubierta; es decir, el ril se encuentra al aire libre, siendo alterado sólo por un proceso natural de evaporación. Por esta razón, se torna un problema de suma urgencia el tratamiento de este ril, de manera de cumplir con la normativa y así ser descargado al alcantarillado.

Este ril es que se considerará como afluente al sistema de tratamiento de fitorremediación.



Figura 2-3: Planta piloto para tratamiento primario de RILes



Figura 2-4: Sedimentación



Figura 2-5: Filtro prensa



Figura 2-6: Estanque de almacenamiento del RIL

2.3.2. CARACTERÍSTICAS DEL RIL EN ESTUDIO

A continuación se muestra un análisis completo del RIL en estudio (Tabla 2-1), de acuerdo a la norma NCh 609, realizada en el laboratorio Rilab. La fecha de muestreo fue el día 19 de Junio de 2008.

Tabla 2-1: Análisis del RIL en base a NCh 609

Parámetro	Expresión	Unidad	Valor máximo permitido según Norma Chilena asociada 609	Resultados muestra código Ind1-013 (Muestra Ril tambor exterior)	Tipo de muestreo	Método Análisis
Aluminio	Al	mg/L	10	< 2	Puntual	5*
Arsénico	As	mg/L	0,5	<0,01	Puntual	5*
Boro	B	mg/L	4 ⁽¹⁾	<1	Puntual	6*
Cobre	Cu	mg/L	3	<0,05	Puntual	5*
Cadmio	Cd	mg/L	0,5	< 0,01	Puntual	5*
Cromo Total	Cr	mg/L	10	< 0,05	Puntual	5*
Cromo VI	Cr ⁺⁶	mg/L	0,5	< 0,05	Puntual	6
Manganeso	Mn	mg/L	4	6,25	Puntual	5*
Mercurio	Hg	mg/L	0,02	<0,005	Puntual	5*
Niquel	Ni	mg/L	4	< 0,1	Puntual	5*
Plomo	Pb	mg/L	1	< 0,2	Puntual	5*
Zinc	Zn	mg/L	5	< 0,05	Puntual	5*
Cianuro	CN-	mg/L	1	< 0,02	Puntual	3*
Fósforo Total	P	mg/L	10-45 ⁽⁴⁾	1,52	Puntual	6*
N-Amoniaco	N-NH ₄ ⁺	mg/L	80	1,82	Puntual	3*
Sulfato Disuelto	SO ₄ ²⁻	mg/L	1.000 ⁽²⁾	14360	Puntual	1*
Sulfuro Total	S ₋₂	mg/L	5	< 0,1	Puntual	3*
pH	pH	pH	5,5-9,0	9,33	Puntual	3*
Aceite y Grasas	A y G	mg/L	150	< 10	Puntual	1*
Poder Espumogeno	PE	mm	7	< 5	Puntual	4*
Temperatura	T	°C	35	12,3	Puntual	2*
Sólidos Suspendidos Totales	SST	mg/L	300 ⁽⁵⁾	169	Puntual	1*
Sólidos Sedimentables	SD	mg/L	20	< 1	Puntual	3*
Demanda Biológica de Oxígeno	DBO ₅	mg/L	(*)	100	Puntual	3* - 8*
Hidrocarburos Totales	HCT	mg/L	20	< 5	Puntual	9*

CAPÍTULO 3. ANTECEDENTES GENERALES RESPECTO AL SULFATO

3.1. INTRODUCCIÓN

El sulfato es un ión inorgánico poliatómico que se forma por la unión de azufre y oxígeno. También es posible obtener sulfatos desde el ácido sulfúrico. El ácido sulfúrico se disuelve en el agua presente en el aire y permanece suspendido en él, hasta que es removido por la lluvia. Luego, al entrar en contacto con el agua, se separa, dando lugar a iones de hidrógeno y sulfato (ATSDR, 1998).

El sulfato se encuentra ampliamente distribuido en la naturaleza y se presenta en las aguas naturales en concentraciones que van desde unos pocos a miles de miligramos por litro. Los residuos de drenajes de minas contribuyen con grandes cantidades de sulfato, a través de la oxidación de la piritita (APHA, 1995).

La mayor parte de los compuestos sulfatados se originan a partir de la oxidación de las menas de sulfato, la presencia de esquistos y la existencia de residuos industriales (Lenntech).

3.2. COMPUESTOS DE SULFATO

Entre los compuestos de sulfato más comunes se pueden mencionar los siguientes.

3.2.1. SULFATO DE ALUMINIO

Es una sustancia química sólida, cristalina y blanca (Figura 3-1). Su fórmula es $Al_2(SO_4)_3$.

Se obtiene al reaccionar un mineral aluminico con ácido sulfúrico a altas temperaturas. También se puede preparar haciendo reaccionar el hidróxido de aluminio con el ácido sulfúrico diluido.

3.2.2. SULFATO DE BARIO

Su fórmula es $BaSO_4$. Su nombre común es barita o baritina. Aparece frecuentemente junto a la calcita y el cuarzo (QuimiNet, 2007). Es de color variable predominando el blanco y el pardo tenue (Figura 3-2) (Universidad Nacional de Educación a Distancia).

Se presenta en masas granudas, fibrosas o compactas y menos frecuentemente en formas estalactíticas o nodulares. Normalmente en cristales rómbicos tabulares, unidos por la base y otras formas variadas.

3.2.3. SULFATO DE CALCIO

El sulfato de calcio CaSO_4 (Figura 3-3), también llamada anhidrita, es un mineral incoloro a azulado o violeta, también puede ser blanco o con un tinte rosa, castaño o rojo.

Se presenta en agregados granulares o bacilares; también compacto con textura marmórea o sacaroidea. Raramente cristales bien formados o aciculares en finas agujas. Comúnmente se presenta en su forma de sulfato de calcio hidratado ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), más conocido como yeso.

3.2.4. SULFATO DE COBRE

Es un compuesto químico derivado del cobre que forma cristales azules, solubles en agua y metanol; y ligeramente solubles en alcohol y glicerina. Su fórmula es CuSO_4 . Generalmente es llamado sulfato cúprico, vitriolo azul, piedra azul o caparrosa azul. Su forma anhidrica es un polvo verde o gris-blanco pálido, mientras que la forma hidratada es azul brillante (Figura 3-4).

La obtención de sulfato de cobre se logra de forma industrial por la acción del ácido sulfúrico en una variedad de compuestos de cobre, tales como óxido de cobre y de carbonato de cobre. La más común de sus producciones, es la precipitación de sulfato pentahidratado por sobre saturación con ácido sulfúrico, a partir de soluciones concentradas de cobre provenientes de lixiviación de minerales oxidados de cobre, también en medio sulfato.

3.2.5. SULFATO DE HIERRO

El compuesto más importante de hierro, es el sulfato de hierro, FeSO_4 . Es llamado comúnmente caparrosa verde. Se presenta normalmente en forma de cristales verde pálido que contienen siete moléculas de agua de hidratación.

Se obtiene como subproducto al limpiar el hierro con baño químico.



Figura 3-1: Sulfato de Aluminio



Figura 3-2: Sulfato de Bario



Figura 3-3: Sulfato de Calcio

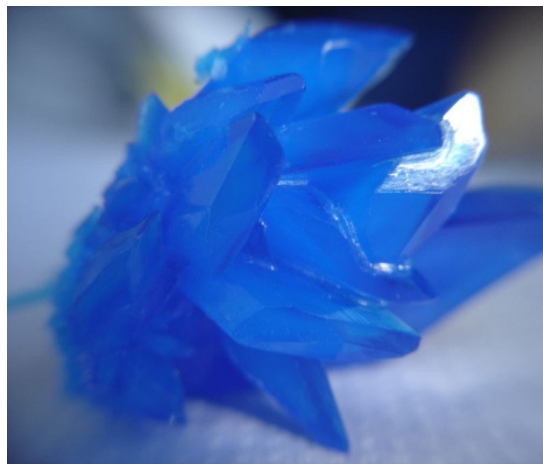


Figura 3-4: Sulfato de Cobre

3.2.6. SULFATO DE MAGNESIO

El sulfato de magnesio, $MgSO_4$ es muy poco frecuente en la naturaleza, la mayoría de las veces se presenta en su forma hidratada $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ (Figura 3-5), conocida como sal de Epsom o epsomita. Otra forma en la que se presenta el sulfato de magnesio es la hexahidrita $MgSO_4 \cdot 6H_2O$, la que por su composición y aspecto es muy similar a la epsomita, de la cual se diferencia sólo por el agua de hidratación (Institución Catalana de Historia Natural).

La epsomita es de color blanco, en ocasiones con tonalidades verdosas, rojizas o amarillentas. Se presenta raras veces como cristales de hábito prismático cortos, generalmente en agregados aciculares o fibrosos muy finos, como costras terrosas o botroidales o como eflorescencias estalactíticas (Universidad Nacional de Educación a Distancia).

Se encuentra en depósitos evaporíticos, en minerales neógenos relacionados con lagos salados, mares o fuentes hidrotermales calientes o como mineral secundario por la acción de aguas ácidas, ricas en ácido sulfúrico, procedentes de depósitos polimetálicos sobre serpentina, talco y rocas magnesianas. Se puede elaborar a partir del magnesio, de los óxidos de magnesio o de sus hidróxidos, más ácido sulfúrico.

3.2.7. SULFATO DE SODIO

El sulfato de sodio Na_2SO_4 (Figura 3-6), también denominado thenardita, es un mineral incoloro o blanco azulado (Universidad Nacional de Educación a Distancia).

Se presenta en forma de cristales tubulares bipiramidales, raramente prismáticos o en costras eflorescentes. Generalmente masivo.

Se encuentra como producto evaporítico propio de regiones áridas o en depósitos fumarólicos en lavas recientes.



Figura 3-5: Sulfato de Magnesio



Figura 3-6: Sulfato de Sodio

3.3. EL SULFATO EN EL AGUA

El ion sulfato SO_4 , es uno de los aniones presentes en mayor cantidad en aguas naturales (Dirección Nacional de Medio Ambiente, DINAMA). Además se encuentra naturalmente en el suelo, en sedimentos y rocas.

La mayoría de los compuestos de sulfato son solubles en agua, siendo los más solubles el sulfato de sodio, potasio y magnesio (Servicio Agrícola y Ganadero, SAG). El sulfato de calcio es relativamente menos soluble que los anteriores y es ligeramente más soluble en aguas frías que en aguas cálidas. Sin embargo, existen compuestos que no son solubles en agua, como el sulfato de plomo, de bario y estroncio.

La presencia de sulfatos en el medio ambiente acuático se puede explicar por por diversas razones, algunas ellas son:

- Descargas de residuos de industrias que usan sulfatos y ácido sulfúrico, tales como la minería y fundiciones, molienda de papeles, textiles y curtiembre.
- La percolación de piritas de hierro (FeS) desde minas de carbón abandonado.
- Destrucción y la depositación de rocas de desecho en vertederos de minas.
- El uso de fertilizantes
- El polvillo de centrales eléctricas de carbón, y del proceso metalúrgico.
- Al combinar trióxido del sulfuro (producido por la oxidación fotolítica o catalítica del dióxido de sulfuro) con el vapor de agua para formar el ácido sulfúrico, el cual se precipita como lluvia ácida o nieve.

El sulfato disuelto puede ser reducido a sulfuro. El sulfuro es un elemento no metálico que ocurre en numerosos minerales. El sulfuro hexavalente se combina con oxígeno para formar ión sulfato divalente (SO_4^{2-}). La reacción reversible entre sulfuro y sulfato en un ambiente natural es a menudo referida al ciclo del azufre. Las fuentes naturales de sulfuro incluyen volcanes, descomposición y combustión de materia orgánica y de sales del océano. La atmósfera es uno de los principales vehículos de transporte de sulfuro desde varias fuentes.

3.4. PRINCIPALES USOS DEL SULFATO

Los principales usos del sulfato según el compuesto que forman se muestran a continuación:

El sulfato de aluminio es utilizado en el tratamiento de aguas. En agua potable es utilizado en el proceso de sedimentación, mientras que en aguas residuales es utilizado en la remoción de fósforo, por ser un producto económico y efectivo. Se utiliza en la industria de la pulpa y del papel. Se emplea en la producción de otras sales de aluminio. También es utilizado en la producción de jabones de aluminio y grasas para usos industriales. Se utiliza en la manufactura de catalizadores sintéticos en la industria del petróleo. En la industria farmacéutica se utiliza como astringente en la preparación de drogas y cosméticos (QuimiNet, 2008).

El sulfato de amonio es utilizado como fertilizante sintético nitrogenado; en la actualidad, es el fertilizante más utilizado.

La principal aplicación del sulfato de bario es como lodo de perforación, debido a su gran peso. Se utiliza en la medicina, para realizar radiografías de contraste, como recubrimiento en las salas de rayos X. Una forma de sulfato de bario, opaca a los rayos X, se usa para examinar por rayos X el sistema gastrointestinal. Se utiliza también como material de relleno para los productos de caucho, en pintura y en el linóleo. Otros usos son: en la fabricación del agua oxigenada, como pigmento, y en la industria de los frenos y del vidrio.

El sulfato de calcio, gracias a su capacidad para crecer y rellenar todos los pequeños espacios, se utiliza para hacer moldes en la fabricación de estatuas, de cerámica, de placas dentales, de tablillas quirúrgicas y de piezas metálicas delicadas para instrumentos de precisión. El yeso no calcinado se usa como fertilizante en terrenos secos y alcalinos. También se utiliza como lecho en el pulido de planchas de vidrio y como base en pigmentos para pinturas. Grandes cantidades de yeso son utilizadas como retardador en el cemento Portland.

El sulfato de cobre ha sido usado para el control de algas en crudo y en abastecimientos públicos de agua (OMS). Es utilizado también como fungicida. Su forma deshidratada (color blanco) se utiliza como agente desecante (Textos Científicos).

El sulfato de hierro se utiliza como mordiente en el teñido y para fabricar tinta y pigmentos. También es utilizado para la obtención de tónicos medicinales.

El sulfato de magnesio se utiliza principalmente en la medicina y la industria farmacéutica como laxante. El sulfato de magnesio previene la absorción de agua, al haber más agua en los intestinos se produce este efecto laxante. En su forma deshidratada es un poderoso desecante.

El sulfato de sodio se utiliza como componente de los detergentes en polvo, es uno de los siete principales constituyentes. Se utiliza también en la industria textil, durante el teñido, para diluir tinturas. También es utilizado en paneles solares (QuimiNet, 2006). En su forma $\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ se utiliza en la fabricación del vidrio. Su forma anhidra es utilizada como desecante. Si se calienta a 32 [°C], se disuelve en las aguas de cristalización. El proceso absorbe una gran cantidad de calor debido a su elevado calor latente de fusión. Esto permite utilizarlo como una forma de almacenar el calor generado por el Sol. El calor diurno se puede utilizar para disolver el sulfato que cuando recristaliza por la noche libera ese calor.

3.5. EFECTOS DEL SULFATO

3.5.1. SOBRE LAS PERSONAS

El sulfato es un elemento que se encuentra presente en la mayoría de las aguas continentales, ya sea en aguas superficiales o en aguas subterráneas. Debido a que se encuentra presente en la mayoría de las fuentes, también se encuentra en el agua potable y en algunos alimentos.

El sulfato presente en el agua potable en bajas cantidades no produce problemas para el ser humano. Sin embargo, en grandes cantidades, produce un sabor amargo en el agua, generando desagrado en la población y puede llegar a provocar diarrea y deshidratación. Por lo general, los adultos son capaces de adaptarse a altos niveles de sulfato después de algunos días (Lenntech).

En particular, el sulfato de cobre puede presentar irritaciones y quemaduras de tercer grado en la piel de las personas. La ingestión de este producto causa severas quemaduras en las membranas mucosas de la boca, esófago y el estómago. La inhalación del producto causa irritación en el tracto respiratorio (PROQUIMSA, 2000).

En el caso del sulfato de aluminio, al entrar en contacto con la piel y los ojos produce irritación y enrojecimiento. La inhalación del producto causa tensión y dolor en el pecho, tos, dificultad para respirar y dolor de garganta. Si el producto es ingerido produce náusea, vómito e irritación gastrointestinal.

3.5.2. SOBRE LOS ANIMALES

Al igual que con las personas, en los animales jóvenes, altos niveles de sulfato en agua de bebida pueden producir diarrea crónica y grave; y en algunos casos la muerte (Lenntech).

3.5.3. SOBRE EL MEDIO

Altos niveles de sulfato en los sistemas de distribución, generan corrosión de las tuberías, especialmente las de cobre (Lenntech).

Aguas con niveles relativamente altos de sulfato de hierro producen efectos beneficiosos en la producción agrícola. En efecto, el sulfato de hierro, aporta al cultivo agrícola gran cantidad de nutrientes (azufre, hierro, manganeso) y ayuda a la reducción del pH, tanto de la materia orgánica como del suelo, lo cual permite mejorar la estructura del suelo (Interempresas, 2004).

3.6. SULFATO EN AGUAS. ASPECTOS NORMATIVOS.

Todas las especies vivientes del planeta; plantas, animales y seres humanos, se encuentran adaptadas a los niveles de sulfato presentes en las aguas que consumen diariamente. Si los niveles de sulfato en aguas aumentan producirán efectos nocivos para todas las especies, por esta razón es necesario regular la descarga de sulfato en las aguas, para preservar el ecosistema y junto con esto evitar la descarga indiscriminada de contaminantes a las aguas del planeta.

3.6.1. NORMATIVA CHILENA

En Chile los niveles máximos de sulfato en aguas se establecen de acuerdo a los usos para los cuales será destinada. Por otro lado las normas de emisión son las encargadas de regular las descargas de residuos líquidos a los diversos cuerpos de agua (alcantarillado, aguas subterráneas, aguas marinas y continentales superficiales).

Los límites máximos de sulfato exigidos por la normativa vigente se presentan a continuación.

3.6.1.1. D.S. N°46 del 2002. Norma de emisión de residuos líquidos a aguas subterráneas.

Lo primero que define esta norma es el concepto de fuente emisora. Se define como fuente emisora el establecimiento que descarga sus residuos líquidos por medio de obras de infiltración tales como zanjas, drenes, lagunas, pozos de infiltración, u otra obra destinada a infiltrar dichos residuos a través de la zona no saturada del acuífero, como resultado de su proceso, actividad o servicio, con una carga contaminante media diaria superior en uno o más para los parámetros señalados (Ministerio General de la Presidencia, 2002).

En el caso del sulfato, que es el parámetro de interés, el valor característico es de 300 [mg/L] y la carga contaminante media diaria (equivalente a 100 [hab/día] es de 4800 [gr/día]. Se considero una dotación de agua potable de 200 [L/hab/día] y un coeficiente de recuperación de 0,8. Se estipula además que los residuos líquidos deberán mantenerse con un valor característico en un rango de pH entre 6 y 8. Si los establecimientos emiten una carga contaminante media diaria igual o inferior a este valor, no son considerados fuentes emisoras (Ministerio General de la Presidencia, 2002).

En esta norma, se determina el nivel máximo de contaminante en relación a la vulnerabilidad del acuífero al cual va a ser descargado. En la Tabla 3-1, se muestran los valores máximos de sulfato permitidos para descarga a acuíferos de acuerdo a la vulnerabilidad.

Tabla 3-1: Límites máximos permitidos para descarga de residuos líquidos a aguas subterráneas

Límite máximo permitido para descarga de residuos líquidos	Límite máximo de Sulfato [mg/L]
En condiciones de vulnerabilidad media	250
En condiciones de vulnerabilidad baja	500

En el caso de acuíferos de vulnerabilidad alta, sólo se puede disponer residuos líquidos mediante infiltración, cuando la emisión sea de igual o menor calidad que la del contenido natural del acuífero (Ministerio General de la Presidencia, 2002).

3.6.1.2. D.S. N°90 de 2000. Norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales.

En esta norma se define como fuente emisora el establecimiento que descarga residuos líquidos a uno o más cuerpos de agua receptores, como resultado de su proceso, actividad o servicio, con una carga contaminante media diaria o de valor característico superior en uno o más de los parámetros indicados en la norma (Ministerio Secretaria General de la Presidencia, 2000).

La norma de emisión para el sulfato señalada en el presente decreto está determinada por los límites máximos establecidos en la Tabla 3-2.

Tabla 3-2: Límites máximos permitidos para descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua superficiales

Cuerpos de agua	Límite máximo sulfato (SO_4^{2-}) permitido [mg/L]
Fluviales	1000
Fluviales considerando la capacidad de dilución del receptor	2000
Lacustres	1000
Marinos dentro de la zona de protección litoral	(No aparece)
Marinos fuera de la zona de protección litoral	(No aparece)

3.6.1.3. D.S. N°609 de 1998. Norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos industriales líquidos a sistemas de alcantarillado.

Se establecen además los límites máximos permitidos para descargas de efluentes a redes de alcantarillado (ver Tabla 3-3) (Ministerio de Obras Públicas, 1998).

Tabla 3-3: Límites máximos de descarga de contaminante a redes de alcantarillado

Redes de alcantarillado	Límite máximo sulfato (SO_4^{2-}) permitido [mg/L]
Que cuentan con PTAS	1000
Que no cuentan con PTAS	1000

Sin embargo, se establece una clausula adicional con respecto a este valor que señala que se aceptarán concentraciones entre 1000 y 1500 [mg/L] cuando se cumplan las siguientes condiciones:

- pH=8 – 9
- temperatura del RIL ($^{\circ}\text{C}$) \leq temperatura de aguas residuales

3.6.1.4. NCH 1333/78. Norma chilena de calidad para el recurso agua según el uso dado en el cuerpo o masa de agua usado como receptor.

En esta norma, se establecen las condiciones y requisitos que debe tener el agua dependiendo del uso que se le quiere dar. (NCh1333, 1978)

En el caso del agua de bebida para humanos y animales, esta debe cumplir con las condiciones dadas en la NCh 409.

En particular, para el caso del sulfato sólo se establecen límites para su uso en riego. El límite máximo de sulfato presente en agua de riego es de 250 [mg/l].

A nivel mundial, en general el sulfato no está regulado en la normativa internacional sobre calidad de agua para riego. Sin embargo, el sulfato contribuye a la salinidad, conductividad y sólidos disueltos del agua de riego, parámetros que si se encuentran regulados a nivel internacional.

3.6.1.5. NCH 409/1. Of 2005. Norma chilena agua potable. Requisitos.

En general, las normas de agua potable establecen los límites de acuerdo al daño que pueden causar al ser humano. El sulfato en bajas concentraciones no es un problema para la salud humana ni para el medio ambiente, sin embargo en altas concentraciones puede causar problemas. Las personas que por alguna razón deban consumir agua con altos niveles de sulfato con el tiempo son capaces de adaptarse y no presentar las reacciones esperadas (Instituto Nacional de Normalización, INN, 2005).

La norma chilena NCh 409 en el punto 7 hace referencia a los niveles de sulfato permitidos para agua potable. El sulfato expresado como SO_4^{2-} permite un límite máximo de 500 [mg/L]. Sin embargo, la Autoridad Competente, de acuerdo con las instrucciones impartidas por el Ministerio de Salud, podrá autorizar valores superiores a este límite, conforme a la reglamentación sanitaria vigente.

3.6.2. NORMATIVA INTERNACIONAL DE AGUA POTABLE

En general, a nivel mundial los niveles de sulfato varían en un rango de 200 y 500 [mg/L]. Sin embargo, cada país establece el nivel máximo de sulfato en agua potable de acuerdo a los niveles de sulfato presentes en el agua de origen.

En la Tabla 3-4 se muestran los niveles máximos de sulfato permitido en agua potable para algunos países (SIAGUA).

Tabla 3-4: Límite máximo de sulfato en agua potable. Normativa Internacional

País	Año	Origen	Límite máximo de Sulfato [mg/L]
OMS	1995	Valores guía	250
Canadá	1995	HE EHD	500
Estados Unidos	1998	NP DWR	250
Unión Europea	1991	-	250
Francia	1989	Dto. 89-3	250
Reino Unido	1991	Reg. 1837	250
Alemania	1990	LF 66	240
Italia	1985	Dto. PCM	250
España	1990	Dto. 1138	250
RSA	1998	UMGENI	200
Australia	1987	AWRC	400
Taiwán	1996	TDWR	250
Indonesia	-	-	400
Malasia	-	-	200
Argentina	1994	Código	400
Bolivia	1997	IBNORCA	300
Brasil	1990	Portaria 36	400
Colombia	1998	RAS	250
Costa Rica	1997	Dto. 25991	250
Chile	1984	NCh	250
Ecuador	1992	IEOS	400
El Salvador	1997	NSO	250
Guatemala	1998	NGO	400
México	1988	NOM	250
Nicaragua	1994	CAPRE	250
Perú	1999	DIGE-SA	400
República Dominicana	1980	NOR-DOM	400
Uruguay	1996	Dto.: 27335	400
Venezuela	1998	-	500

3.7. MÉTODOS DE REMOCIÓN DE SULFATO

En este punto se analizarán los métodos más comunes utilizados para la remoción de sulfato (Tabla 3-5).

Para una mejor comprensión serán organizados por grupos, de acuerdo al procedimiento utilizado para la remoción (Lorax Environmental, 2003).

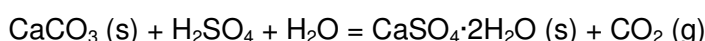
Tabla 3-5: Métodos de remoción de sulfato

Tratamiento Químico	Membranas	Intercambio Iónico	Remoción Biológica
Ca/Caliza	Osmosis Inversa	GYP-CIX	Birreactores
Sales de Bario	SPARRO	GYP-CIX hibrido	Pantanos Construidos
SAVMIN	Electrodialisis Inversa		
CESR			

3.7.1. TRATAMIENTO QUÍMICO CON PRECIPITACIÓN MINERAL

3.7.1.1. Cal y caliza

Cal ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) y caliza (CaCO_3) son utilizadas en la remoción de sulfato del drenaje ácido de roca: ARD (*Acid Rock Drainage*), a través de la precipitación de yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). Los procesos involucrados en este proceso son los siguientes: (Lorax Environmental, 2003)



Recientemente, fue desarrollado un proceso integrado cal/caliza, capaz de reducir las concentraciones de sulfato en ARD a menos de 1200 [mg/l]. El esquema del proceso se muestra en la Figura 3-7.

Este proceso se desarrolla en tres etapas básicas:

- Neutralización de la caliza para incrementar el pH a pH neutro, resultando en la producción de CO_2 y la precipitación de yeso.
- Tratamiento con cal, para incrementar el pH a 12 para la precipitación de $\text{Mg}(\text{OH})_2$ y el aumento de la precipitación de yeso (cristalización).
- Ajuste de pH con CO_2 , (recuperado de la fase 1) con la precipitación simultánea de CaCO_3 .

Los procesos claves en el mejoramiento de la remoción de sulfato son: la precipitación de $\text{Mg}(\text{OH})_2$ y la presencia de semillas de cristales de yeso en la segunda fase. Ambos mejoran mucho la precipitación de yeso.

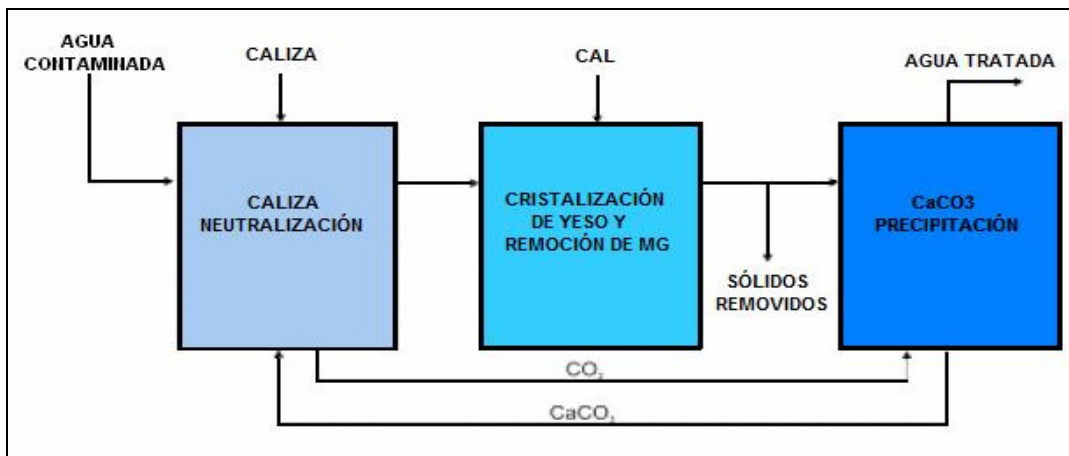
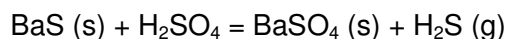
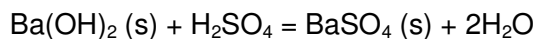
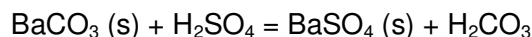


Figura 3-7: Precipitación con cal y caliza

Usando agua ARD con una concentración de sulfato de 3000 [mg/L] como agua de alimentación, la concentración de sulfato en el agua tratada (entendida con respecto al yeso) fue reducida a menos de 1200 [mg/L]. El proceso de tratamiento de sulfato produce lodo de yeso y caliza. El lodo de caliza producido en la tercera etapa es relativamente puro y puede ser reciclado en el primer paso del proceso de tratamiento. Dependiendo del grado de automatización el proceso de tratamiento requiere una cantidad baja a moderada de monitoreo y mantenimiento, particularmente en comparación a otras estrategias de tratamiento de sulfato.

3.7.1.2. Sales de Bario

La barita (BaSO_4) es un excelente candidato para ser utilizado en la fase de eliminación del tratamiento de sulfato, debido a que es altamente insoluble. Las sales de bario son utilizadas comúnmente en la remoción de sulfato por precipitación. Las más utilizadas son: $\text{Ba}(\text{OH})_2$, BaCO_3 y BaS ; y las reacciones asociadas al proceso de remoción son las siguientes (Lorax Environmental, 2003):



El hidróxido de bario y el sulfuro de bario son altamente efectivos en la remoción de sulfato en todo el rango de pH, mientras que la remoción obtenida por el carbonato de bario se ve afectada por el rango de pH en que se utilice. El carbonato de bario es menos efectivo bajo condiciones neutras y fuertemente alcalinas; y bajo condiciones muy ácidas, la remoción de sulfato por carbonato de bario es fuertemente reducida. El proceso de tratamiento de sulfato puede ser modificado incluyendo la remoción de metales disueltos de las aguas ARD (Figura 3-8).

Sin embargo, las sales de bario son caras, por esta razón el lodo de sulfato de bario es a menudo reciclado para reducir los costos y para proveer ingresos adicionales a través de la producción de sulfuro elemental.

En la Figura 3-8 se muestra un ejemplo del proceso de tratamiento de sulfato utilizando sulfuro de bario. El sulfuro de bario y el agua del ARD son agregadas al reactor/clarificador. La mezcla es mantenida a pH constante por la adición de CO_2 . El sulfato de bario precipitado es recolectado en la parte inferior del reactor/clarificador para reducción termal a $1200\text{ [}^\circ\text{C]}$.

El BaS recuperado de la reducción termal es utilizado nuevamente en la etapa de precipitación del sulfato. El H_2S producido en el proceso de precipitación de sulfato de bario es recolectado por un "air stripper" y es convertido en azufre elemental en un oxidante de sulfuro. El agua libre de sulfato, del primer reactor/clarificador es entonces transferido a un segundo reactor/clarificador donde es agregada cal para precipitar y remover metales.

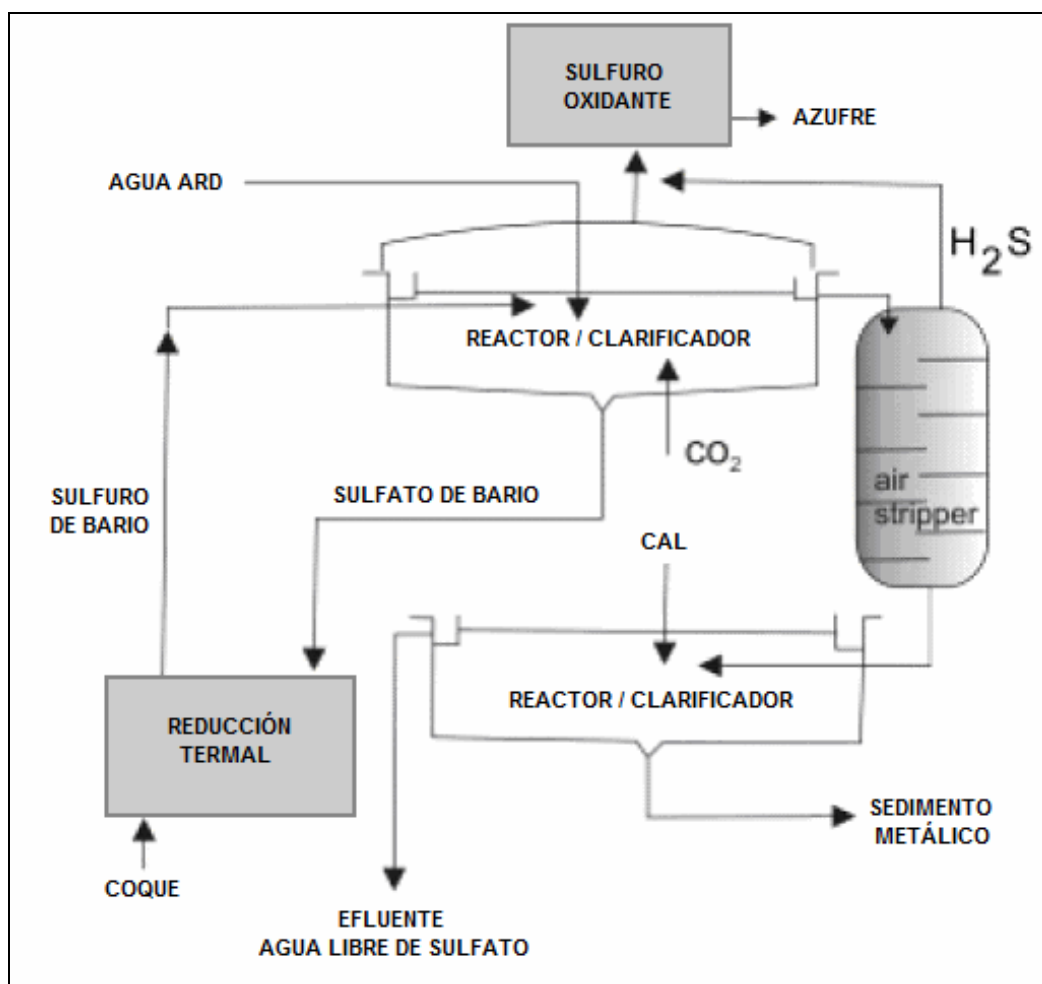


Figura 3-8: Proceso de remoción con sales de Bario

3.7.1.3. SAVMIN

Este proceso utiliza reacciones de precipitación durante etapas sucesivas para remover sulfato de aguas ARD. El proceso se desarrolla en varias etapas, las que se muestran en la Figura 3-9 (Lorax Environmental, 2003).

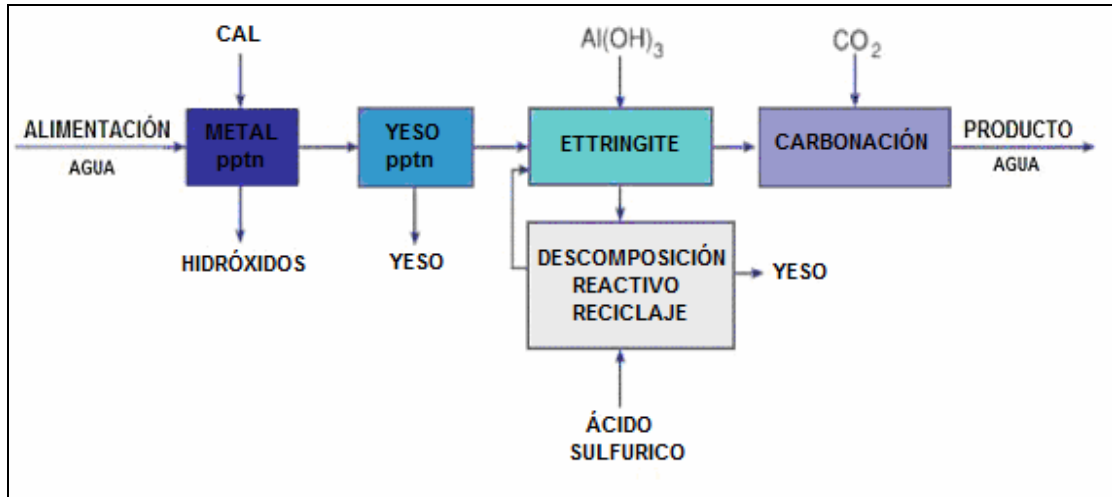
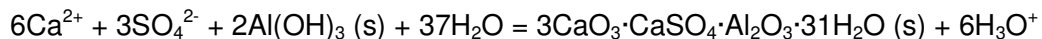


Figura 3-9: Diagrama de flujo del proceso SAVMIN

En la primera etapa se agrega cal al agua de alimentación para incrementar el pH a 12. Los metales disueltos y el magnesio precipitan como hidróxidos.

Después de la remoción de metales y el magnesio el agua es sembrada con cristales de yeso para catalizar la precipitación de yeso de la solución sobresaturada. Una porción del yeso precipitado retorna como sembrado de cristales al agua de alimentación, mientras que el resto es removido.

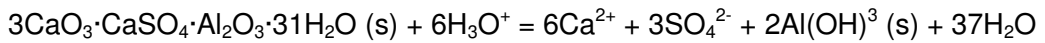
En la tercera etapa, el hidróxido de aluminio es adherido al agua, la que está aún sobresaturada con respecto al yeso. La adición de hidróxido de aluminio resulta en la precipitación de “etringita” ($3\text{CaO}_3 \cdot \text{CaSO}_4 \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 31\text{H}_2\text{O}$).



La precipitación de etringita ocurre en un rango de pH entre 11,6 y 12, removiendo calcio y sulfato; elevados pH son mantenidos a través de la adición de cal. El lodo de etringita es removido del agua de alimentación por filtración y espesamiento.

En la cuarta etapa el caudal de agua residual es tratado con CO_2 para disminuir el pH. El CaCO_3 relativamente puro es precipitado y removido por filtración. Alternativamente el pH puede ser ajustado para precipitar $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$.

El lodo de etringita es descompuesto con ácido sulfúrico para regenerar hidróxido de aluminio y luego ser reutilizado en la tercera etapa del proceso de tratamiento:



El hidróxido de aluminio es recuperado por espesamiento y filtración, y reutilizado en la tercera etapa del proceso de tratamiento. La solución restante es sembrada con cristales de yeso para precipitar yeso. Después de remover el yeso precipitado por filtración y espesamiento, la solución de yeso saturado es devuelta a la etapa de descomposición de etringita.

3.7.1.4. CESR

El proceso CESR (*Cost Effective Sulfate Removal*), también conocido como proceso “*Walhalla*” es similar al proceso SAVMIN, el cual se basa en la precipitación de etringita para remover sulfato del agua. Un diagrama de flujo con los pasos sucesivos del proceso se muestra en la Figura 3-10 (Lorax Environmental, 2003).

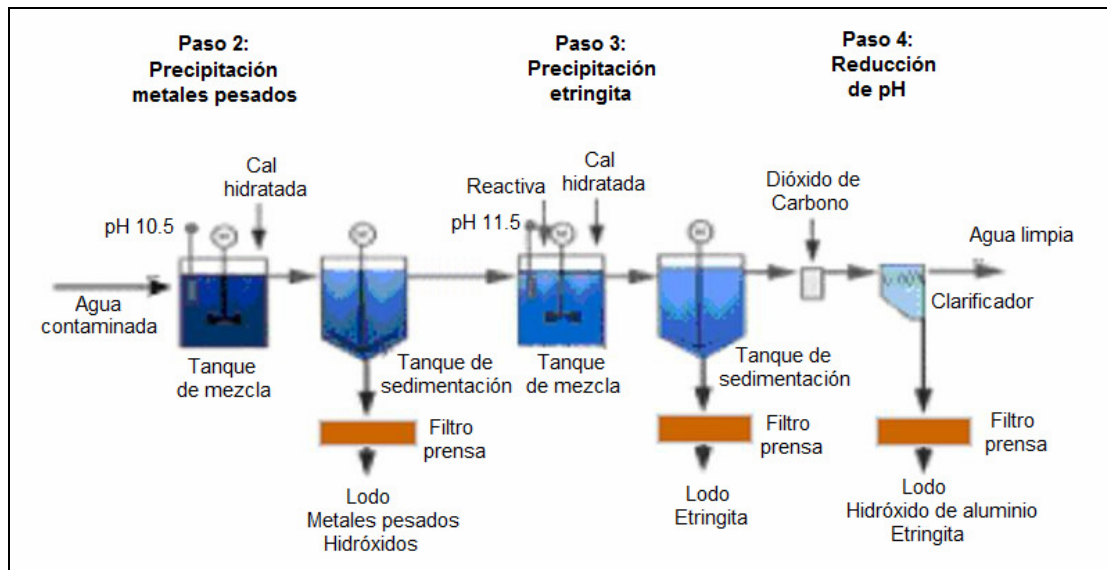


Figura 3-10: Diagrama de flujo del proceso CESR

En la primera etapa del proceso (que no se muestra en la Figura 3-10), cal hidratada es adicionada al agua de alimentación para precipitar yeso. El pH es mantenido a un nivel que previene la precipitación de metales y minimiza el volumen de lodo cargado de metal. El lodo de yeso no-peligroso es removido del agua de alimentación por deshidratación y filtración.

En la segunda etapa del proceso, el encalado adicional incrementa el pH del agua de alimentación a 10,5 y resulta en la precipitación de metales disueltos como hidróxidos metálicos. El incremento del pH también produce una precipitación adicional de yeso. El lodo con depósitos de metal es removido del tanque de sedimentación por deshidratación y filtración.

La remoción del sulfato disuelto es completada en la tercera etapa. Después de incrementar el pH a 11,5 con cal, un reactivo comercial (derivado de la industria del cemento) es agregado para precipitar etringita. La principal diferencia entre los procesos SAVMIN y CESR es el reactivo comercial usado en el CESR en lugar del hidróxido de aluminio usado en el proceso SAVMIN.

En el último paso del proceso, el pH del agua de alimentación es ajustado con $\text{CO}_2(\text{g})$ para satisfacer los criterios de descarga local y prevenir formación de sarro. Después de disminuir el pH, el agua es clarificada y descargada. La pequeña cantidad de lodo producida en el clarificador esta compuesta principalmente por hidróxido de aluminio, carbonato de calcio y etringita. El CESR no recicla la etringita.

El proceso CESR es utilizado en plantas de tratamiento con caudales superiores a los 1400 litros por minuto. Se puede reducir las concentraciones de sulfato en la mayoría de las aguas residuales industriales a menos de 100 [mg/L].

3.7.2. MEMBRANAS

Las membranas son utilizadas en dos importantes procesos de tratamiento: electrodiálisis (ED) y osmosis inversa (RO) (Lorax Environmental, 2003).

Las membranas son usadas de manera distinta en cada una de estos procesos (ver Figura 3-11).

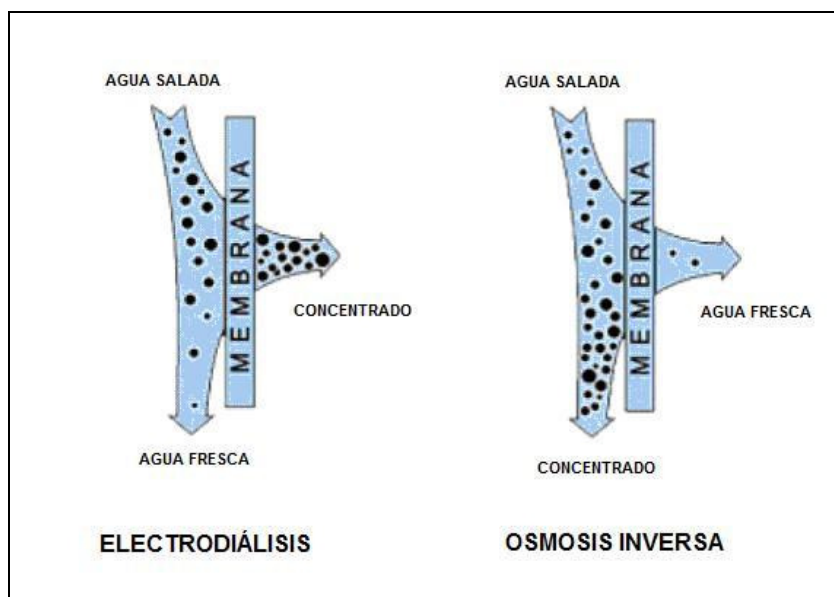


Figura 3-11: Función de la membrana en electrodiálisis y osmosis inversa

En el caso de la electrodiálisis, un potencial eléctrico es usado para mover los iones disueltos selectivamente a través de una membrana, saliendo detrás el agua pura. En contraste, la osmosis inversa usa bombeo de alta presión para forzar el movimiento del agua a través de una membrana semi-impermeable, la cual excluye todo, menos el agua pura.

3.7.2.1. Osmosis Inversa (RO)

En la osmosis inversa RO el agua de alimentación es bombeada en un recipiente cerrado donde es forzada bajo presión a pasar a través de una membrana semi-impermeable. Como sólo el agua pura pasa a través de la membrana, la concentración de sales disueltas en el agua de alimentación restante aumenta. Para evitar complicaciones debido a la precipitación y a la elevada presión osmótica, una porción del agua de alimentación es descargada sin pasar a través de la membrana (descarga controlada). El agua de descarga (o salmuera) es el primer producto de agua residual del proceso de osmosis inversa y debe ser manejada adecuadamente. Dependiendo de la composición química del agua de alimentación, la presión aplicada y el tipo de membrana utilizada, la descarga controlada varía desde 20% a 70% del caudal del agua de alimentación.

Un sistema de osmosis inversa consiste en cuatro componentes básicos (ver Figura 3-12): pretratamiento, bombeo de alta presión, ensamblaje de membrana y post-tratamiento.

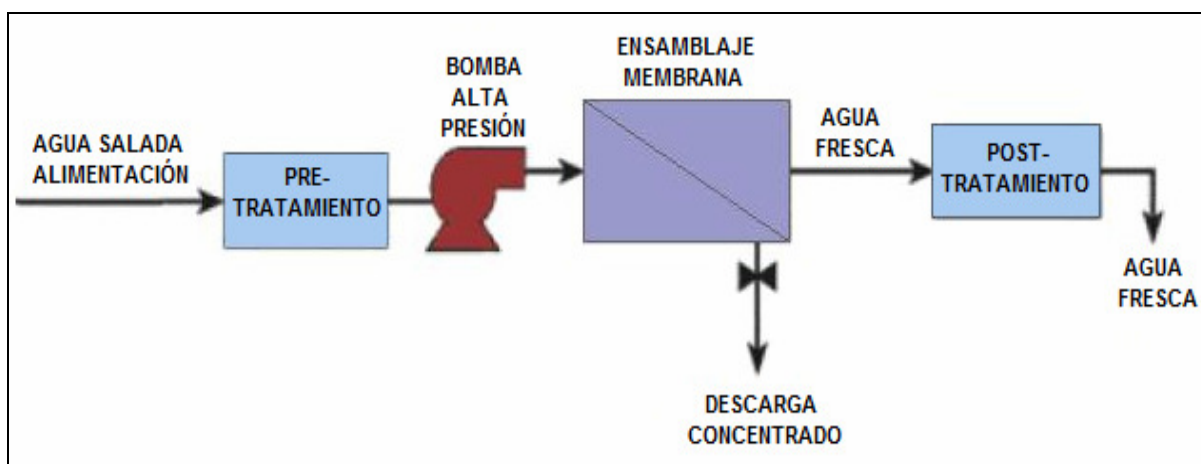


Figura 3-12: Componentes básicos de la osmosis inversa

Para prevenir la contaminación de la membrana por sólidos suspendidos, precipitación mineral o crecimiento microbiano, el agua de alimentación debe ser pretratada. El pretratamiento generalmente involucra filtración y tratamiento químico para minimizar la precipitación mineral (sarro) y crecimiento microbiano.

Una bomba de alta presión es necesaria para suministrar presiones en un rango de 17 a 27 [bares] para agua de alimentación salobre, y presiones entre 54 y 80 [bares] para agua salada. La mayoría de la energía utilizada en la osmosis inversa es utilizada como suministro de presión.

El ensamblaje de membrana se compone de una válvula de presión y una membrana capaz de resistir gradientes de alta presión. Las membranas usadas varían su rendimiento y así, pequeñas cantidades de contaminante terminan en el agua tratada. Existe gran variedad de configuraciones de ensamblajes de membrana dependiendo de la fabricación y la calidad exigida del agua de alimentación. Los dos ensamblajes de membrana más utilizados son la espiral y la fibra hueca "hollow fiber" (Figura 3-13). Ambas son usadas para aguas de alimentación salobre y salina.

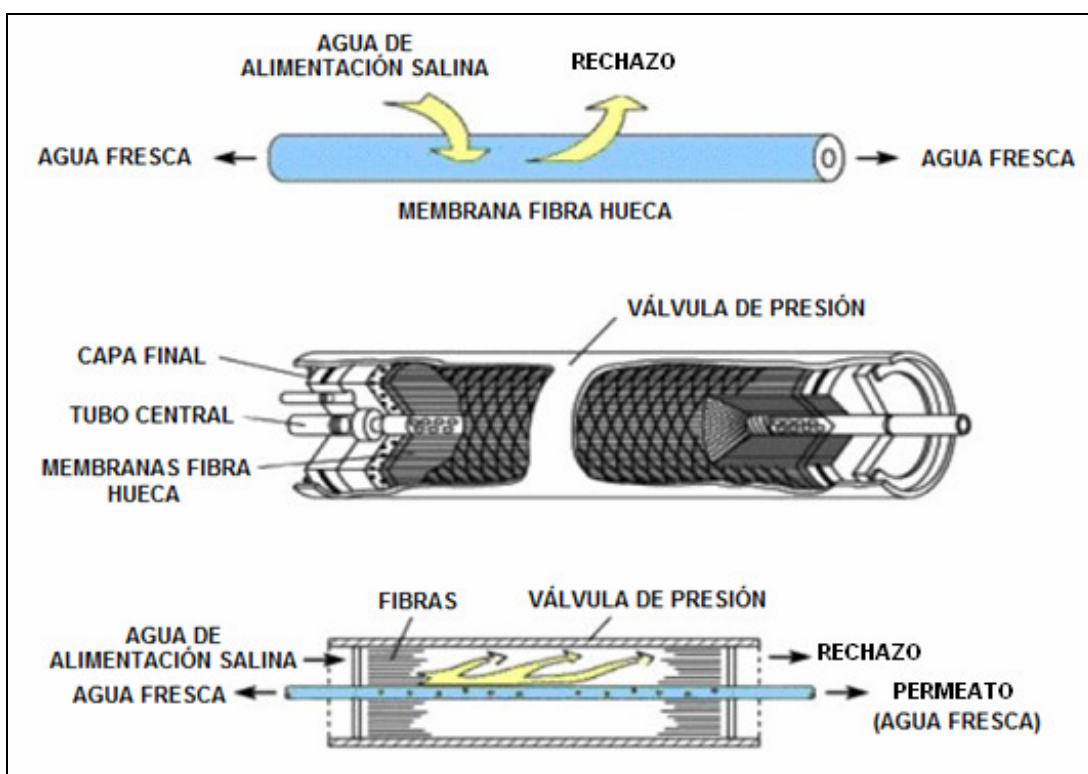


Figura 3-13: Membrana fibra hueca

El post-tratamiento involucra el "acondicionamiento" del agua tratada (ajuste de pH, alcalinidad y dureza, remoción de H_2S (g)) y preparación para su distribución. Los dos factores más importantes que determinan los costos de operación del sistema de tratamiento de RO son: la eficiencia de la membrana, y el uso de energía. Mejoras en estas dos áreas en los recientes años han reducido los costos de operación del sistema de tratamiento de RO.

Las fallas mecánicas y el ensuciamiento afectan fuertemente la vida de la membrana, particularmente en las aplicaciones en aguas residuales. El desarrollo de membranas de baja presión, la aplicación de nanofiltración y la mejora de los métodos de pretratamiento de agua han mejorado la eficiencia de las membranas y reducido los costos operacionales del sistema de tratamiento de RO.

Los costos de energía del sistema de tratamiento de RO son también reducidos por la recuperación de energía desde el proceso de RO. El agua tratada deja el recipiente a alta presión, la que puede ser convertida a mecánica u otros tipo de energía por “mecanismos de recuperación de energía” (turbinas, bombas, etc.).

Los sistemas de tratamiento de RO pueden producir altos niveles de calidad de agua (por ejemplo, agua potable) incluso desde agua de mar. Sin embargo, los costos de operación y recuperación de agua pueden variar considerablemente dependiendo del agua de alimentación utilizada. Usando un sistema de osmosis inversa tubular en una planta piloto, la concentración de sulfato en agua de drenaje puede ser reducida desde un exceso de 2000 [mg/L] a 15 [mg/L] con una recuperación de agua del 70% y un caudal de agua de alimentación de 1,7 [m³/hr]. A gran escala un sistema de RO puede acomodarse considerablemente a grandes caudales.

Todas las aplicaciones de membrana para el tratamiento de sulfato producen salmuera como producto de residuo. La composición de la salmuera varía dependiendo de la composición del agua de alimentación.

3.7.2.2. SPARRO

Altos niveles de calcio y sulfato limitan fuertemente la recuperación de agua (< 80%) en el tratamiento de osmosis inversa. Otras sustancias disueltas como el aluminio y el hierro también pueden causar ensuciamiento de la membrana y limitar la aplicación de un tratamiento de osmosis inversa sin un sistema extensivo de pretratamiento. Así como un sistema de pretratamiento puede llegar a ser muy complejo y hacer del sistema de osmosis inversa un sistema poco económico (Lorax Environmental, 2003).

La osmosis inversa sembrada es atractiva particularmente para aguas altas en calcio y sulfato disueltos. El proceso de siembra se ilustra en la Figura 3-13. Semillas de cristales de yeso (3-10% lodo) son agregados al agua de alimentación de un sistema tubular de osmosis inversa y sirve como sitio de nucleación para la precipitación y cristalización de yeso y de otros minerales. Esto evita la precipitación mineral en las membranas (sarro). Los cristales sembrados son reciclados del agua de alimentación.

Los estudios sobre la osmosis inversa sembrada conllevan al desarrollo del proceso SPARRO (“*Slurry Precipitation And Recycle Reverse Osmosis*”). Comparando con el sistema RO, el diseño del proceso SPARRO incorpora tres importantes mejoras: bajo consumo de energía, control independiente de semillas de yeso y la purga concentrada; y la utilización de un original sistema de bombeo. Otras modificaciones de diseño involucran el tamaño de las válvulas de reacción y la configuración de la membrana.

Una representación esquemática de una planta SPARRO se muestra en la Figura 3-14. Después de una etapa de pretratamiento que involucra un ajuste de pH, remoción de sólidos suspendidos a través de coagulación, precipitación y filtración; el agua de alimentación es bombeada dentro de un tanque de almacenamiento. Desde el tanque de almacenamiento, el agua es bombeada bajo altas presiones al módulo de banco de membrana de RO.

Antes de alcanzar el módulo de banco el agua de alimentación es mezclada con el lodo de yeso reciclado del reactor: el agua tratada es almacenada mientras el flujo concentrado (descarga controlada) es dividido en dos porciones. Una porción es enviada al hidrociclón y otra porción es devuelta al estanque de reacción. El flujo inferior y el sobre flujo del hidrociclón son subdivididos, usando un control programable; una parte del flujo es descargado al reactor y la otra parte del flujo es evacuado como salmuera (sobrenadante) y semillas (flujo inferior). El tiempo de residencia del concentrado en el reactor es aproximadamente una hora, suficiente para permitir el crecimiento de los cristales.

El proceso de tratamiento SPARRO (Figura 3-14) fue capaz de reducir la concentración de sulfato en el agua de alimentación desde 6.639 [mg/L] a 152 [mg/L] en una recuperación de agua del 95% y con una tasa de flujo de agua tratada de 0,85 [L/s]. Sin embargo, problemas de ensuciamiento y fallas en las membranas resultaron en tasas de rechazo de sales y vidas de la membrana por debajo de los criterios de diseño. Mejoras en el desarrollo de las membranas incrementarán la viabilidad económica del proceso de tratamiento SPARRO.

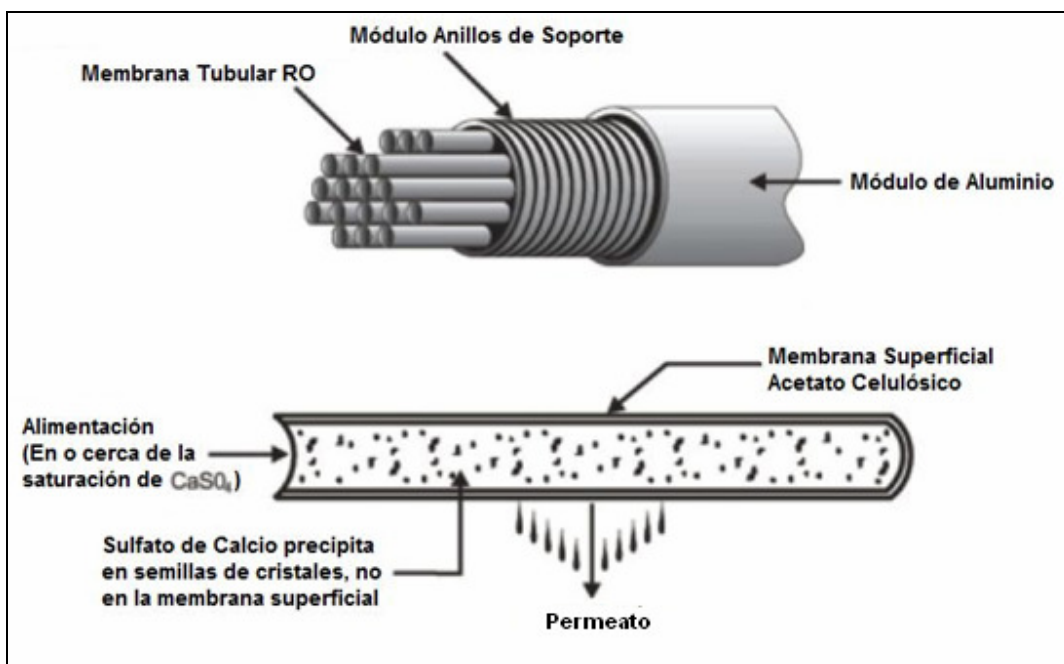


Figura 3-14: Ilustración conceptual de "seeded" Osmosis Inversa

3.7.2.3. Electrodialisis Inversa

La electrodiálisis (ED) es un proceso de separación de membranas que se basa en la migración de iones a través de membranas selectivas de aniones como resultado de una fuerza eléctrica. En la ED solamente las sales disueltas (es decir, cargadas de iones) se mueven a través de las membranas, no las moléculas de agua descargadas. El principio de la ED se muestra en la Figura 3-15 y Figura 3-16. Comenzando con el agua de alimentación, dos diferentes caudales se desarrollan en paralelo en cada unidad de membrana. Uno es progresivamente reducido en sólidos disueltos (producto), mientras que el otro es rico en sustancias disueltas (concentrado) (Lorax Environmental, 2003).

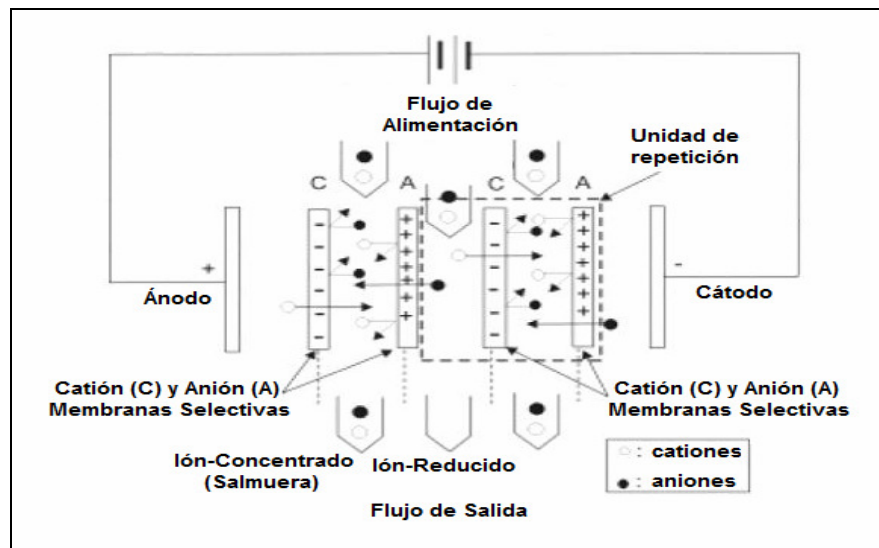


Figura 3-15: Esquema de Electrodiálisis con dos pares de celdas

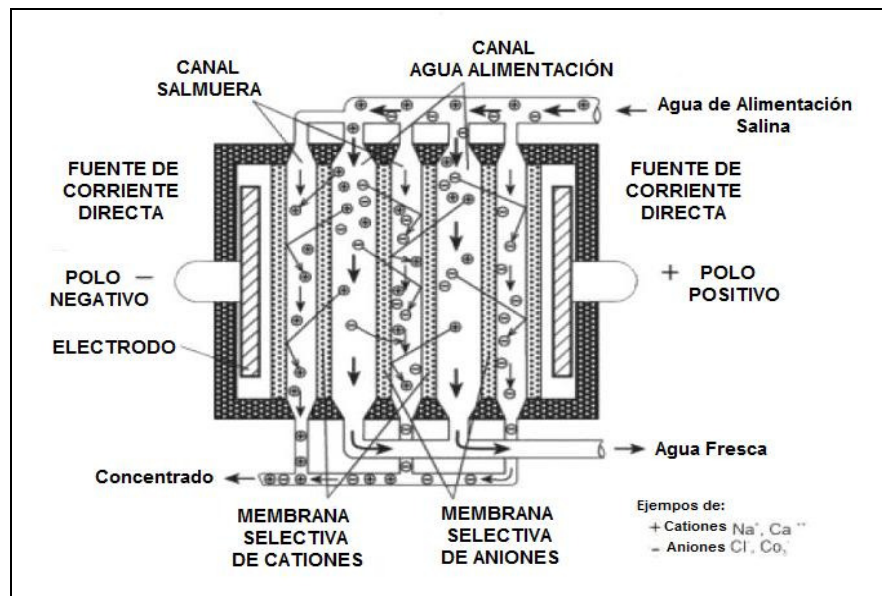


Figura 3-16: Movimiento de iones en el proceso de electrodiálisis

Los aniones en el agua de alimentación son atraídos al electrodo positivo y pueden pasar solamente a través de la membrana selectiva de aniones, pero no a través de la membrana selectiva de cationes. La inversa aplica a los cationes. A través de la organización de las membranas selectivas de iones relativa a los electrodos, cationes y aniones quedan atrapados en el caudal mientras las moléculas de agua son “dejadas atrás” en el caudal obtenido como producto. Cada par de membranas es llamada celda. La unidad de ED básica consiste en varios cientos de pares de celdas conectadas con electrodos y es llamada pila de membranas.

El proceso de electrodiálisis inversa (EDR) opera con el mismo principio que la electrodiálisis. Sin embargo, en intervalos regulares (varias veces por hora) la polaridad de los electrodos cambia y los caudales de productos y concentrados intercambian su posición. Inmediatamente después de cada inversión de polaridad el agua de producto es descargada (1-2 minutos) hasta que la pila es enjuagada y la calidad del agua es restaurada. La principal ventaja de la EDR es que las celdas son limpiadas periódicamente y los depósitos en las membranas se minimizan. La EDR requiere menos pretratamiento químico que la ED para prevenir el ensuciamiento de la membrana y es también capaz de tratar el agua de alimentación con una mayor concentración de sólidos suspendidos que en la RO.

Una unidad de EDR (Figura 3-17), consiste en cinco componentes básicos:

- Pre tratamiento
- Pila de membrana
- Bomba de baja presión
- Fuente de alimentación para corriente directa, y
- Post-tratamiento

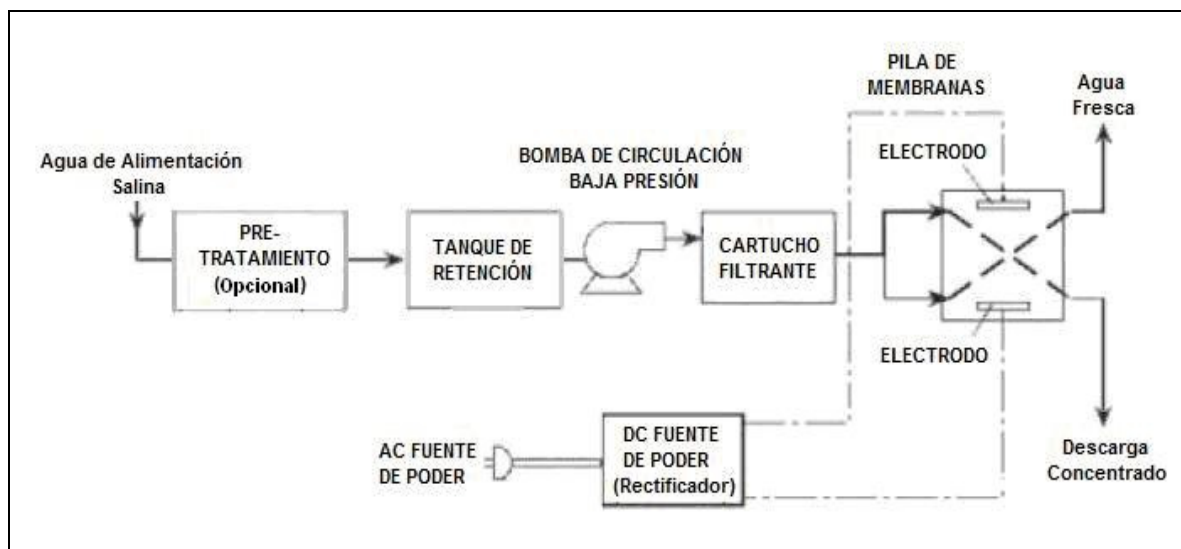


Figura 3-17: Componentes de una planta de Electrodiálisis

El pretratamiento es necesario para prevenir el ingreso de materiales que dañen las membranas o que obstruyan los estrechos canales en las celdas. Una bomba de baja presión

es necesaria para circular el agua a través de la pila de membrana la cual a su vez es alimentada por una corriente continua suministrada por un rectificador. El post-tratamiento involucra “acondicionamiento” de agua (es decir, ajuste de pH, alcalinidad, dureza) y la preparación para su distribución.

Aunque la EDR fue desarrollada en el mismo tiempo que la RO, la ED existe mucho antes que la RO fuera introducida. Es utilizada principalmente en la desalinización de agua salobre y en la producción de agua potable. Una planta piloto de 5,8 [m3/hr] es capaz de reducir la concentración de SDT (sólidos disueltos totales) en agua de mina desde 3200 [mg/L] (SO_4^{2-} 74 [mg/L]) a 64 [mg/L] (SO_4^{2-} 5 [mg/L]) con una recuperación de agua de 84%.

3.7.3. INTERCAMBIO IÓNICO

3.7.3.1. GYP-CIX

GYP-CIX es una tecnología de intercambio iónico que es utilizada para remover los principales iones del agua. Es particularmente adecuado para la remoción de sulfato disuelto del agua que se encuentra cercana a la saturación con yeso. Un diagrama esquemático del proceso para el tratamiento de agua de minas con GYP-CIX se muestra en la Figura 3-18 (Lorax Environmental, 2003).

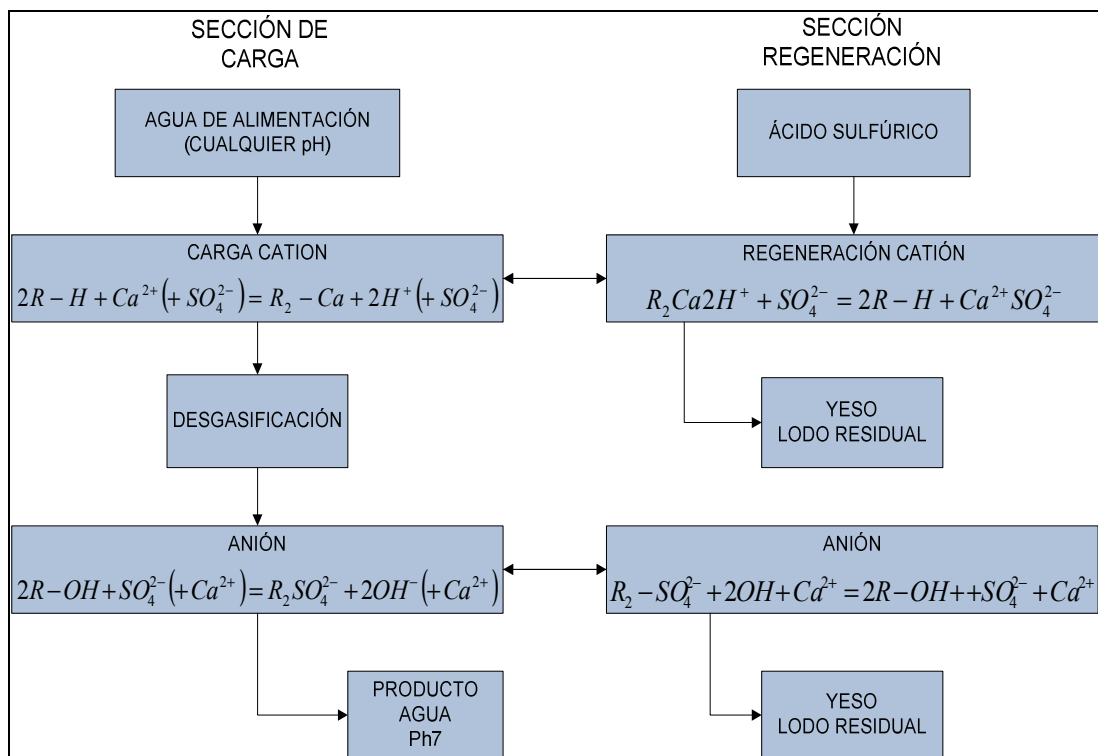
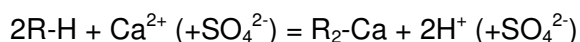
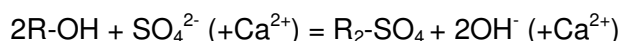


Figura 3-18: Diagrama de flujo simplificado del proceso GYP-CIX para el tratamiento de agua de minas

El agua de alimentación sin tratamiento es bombeada a la carga de cationes donde recorre múltiples etapas de contacto fluidizado. Cationes como el Ca^{2+} son removidos del agua de alimentación a través del intercambio catiónico con el ácido fuerte de resina catiónica (R-H):

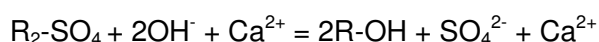
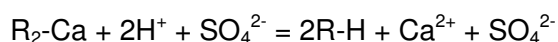


Después del paso de la resina catiónica el agua es bombeada a la torre de desgasificación donde la alcalinidad del carbonato es removida. Después de la remoción de carbonatos disueltos el agua es bombeada a la sección de carga aniónica donde pasa múltiples etapas de contacto fluidizado. Aniones como el SO_4^{2-} son removidos del agua de alimentación a través del intercambio aniónico con la base débil de resina aniónica (R-OH):



El agua tratada tiene un pH neutro y es baja en calcio disuelto, sulfato disuelto y otras sustancias disueltas incluyendo los metales. El número de etapas de contacto depende de la calidad del agua de alimentación utilizada y la calidad requerida del agua tratada.

La novedad del proceso GYP-CYX es que utiliza una técnica de regeneración de resina de bajo costo que produce yeso sólido como producto de desecho. A diferencia de la regeneración convencional de la resina de intercambio iónico con NaOH y HCl, el GYP-CYX utiliza $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y H_2SO_4 para la regeneración de resinas de intercambio iónico:



La resina catiónica es regenerada usando un 10% de solución de ácido sulfúrico sembrada con cristales de yeso recirculados de un reservorio. La solución acoge altas concentraciones de calcio y sulfato disuelto de modo que en presencia de semillas de cristales, el yeso es fácilmente precipitado mientras la formación de una solución de contacto sobresaturada es evitada. Después de la regeneración de la resina catiónica el yeso es "desteñido" y se deja decantar en un clarificador. La resina lavada es enjuagada minuciosamente con agua tratada y es devuelta a la sección de carga catiónica.

Similar a la resina catiónica, la resina aniónica al ser regenerada es puesta en contacto con un 2% de solución de cal, sembrada con cristales de yeso. La regeneración aniónica también produce yeso, el cual es tratado de una manera similar al yeso de la sección catiónica. Antes de ser devuelto a la sección de carga aniónica, la resina aniónica es enjuagada con agua tratada.

La precipitación continua de yeso en la regeneración catiónica y aniónica permite la reutilización de la solución regenerada, lo que minimiza el uso de reactivos. Si se requiere una alta recuperación de agua, los sedimentos de yeso de la regeneración de cationes y aniones pueden ser combinados para la generación de yeso adicional.

En el proceso GYP-CIX el flujo de agua de alimentación y de agua tratada son continuos e ininterrumpidos; caudales de 200 litros por minuto han sido utilizados en plantas piloto. El proceso de tratamiento GYP-CIX puede reducir la concentración de SDT en el agua de alimentación desde 2.000 - 4.500 [mg/L] (SO_4 1.200 - 2.800 [mg/L]) a menos de 240 [mg/L] ($\text{SO}_4 < 50$ [mg/L]) en rangos de recuperación de agua entre 50% y 90%.

3.7.4. PRECIPITACIÓN METÁLICA E INTERCAMBIO IÓNICO

Usando un experimento a escala de laboratorio con agua ácida de mina, de una mina de oro, fue probado un proceso de tratamiento que involucra precipitación metálica seguida de intercambio iónico. El proceso de intercambio iónico utilizado es muy similar al proceso GYP-CIX. Una representación esquemática de las dos etapas del proceso se muestran en la Figura 3-19 (precipitación metálica) y Figura 3-20 (intercambio iónico) (Lorax Environmental, 2003).

En el proceso de precipitación (Figura 3-19) el agua de mina primero es oxidada con peróxido de hidrógeno, para asegurar que el hierro y el manganeso se encuentren en un estado completamente oxidado. Después de la oxidación, se siembra y agrega magnetita (Fe_3O_4) y el pH es incrementado a pH 5 usando cal. El principal objetivo del ajuste de pH a 5 es prevenir la formación de H_2S (g) después de la adición de sulfuro de sodio (Na_2S) en la siguiente etapa del proceso.

Después de la adición de sulfuro de sodio, el pH del lodo es aumentado a pH 8 con limo y sulfuros metálicos y los hidróxidos son precipitados. Los precipitados son posteriormente filtrados magnéticamente para entregar sólidos separados y agua de mina tratada parcialmente.

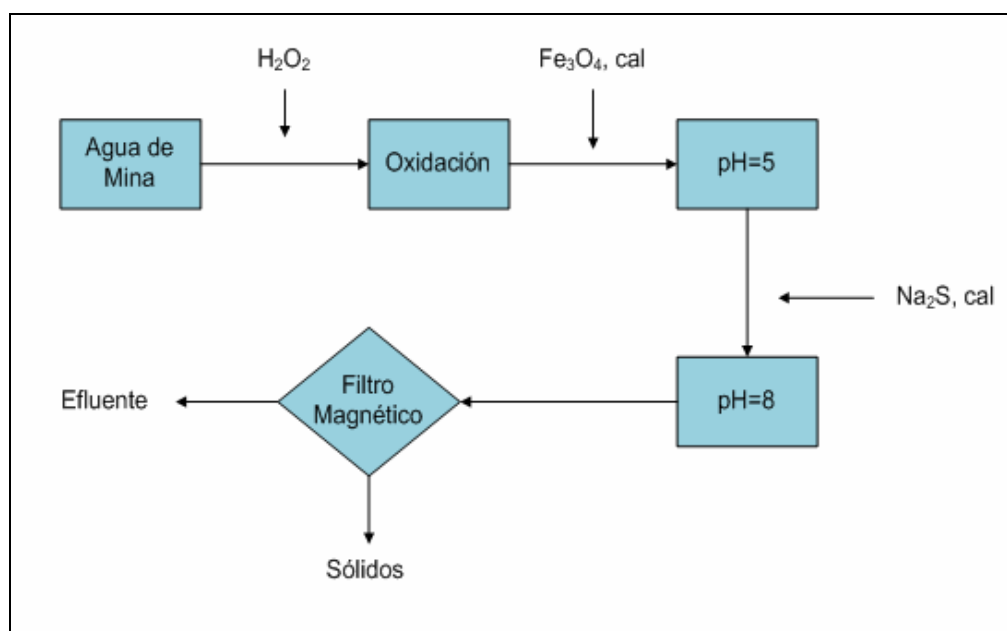


Figura 3-19: Diagrama de flujo del proceso propuesto de precipitación

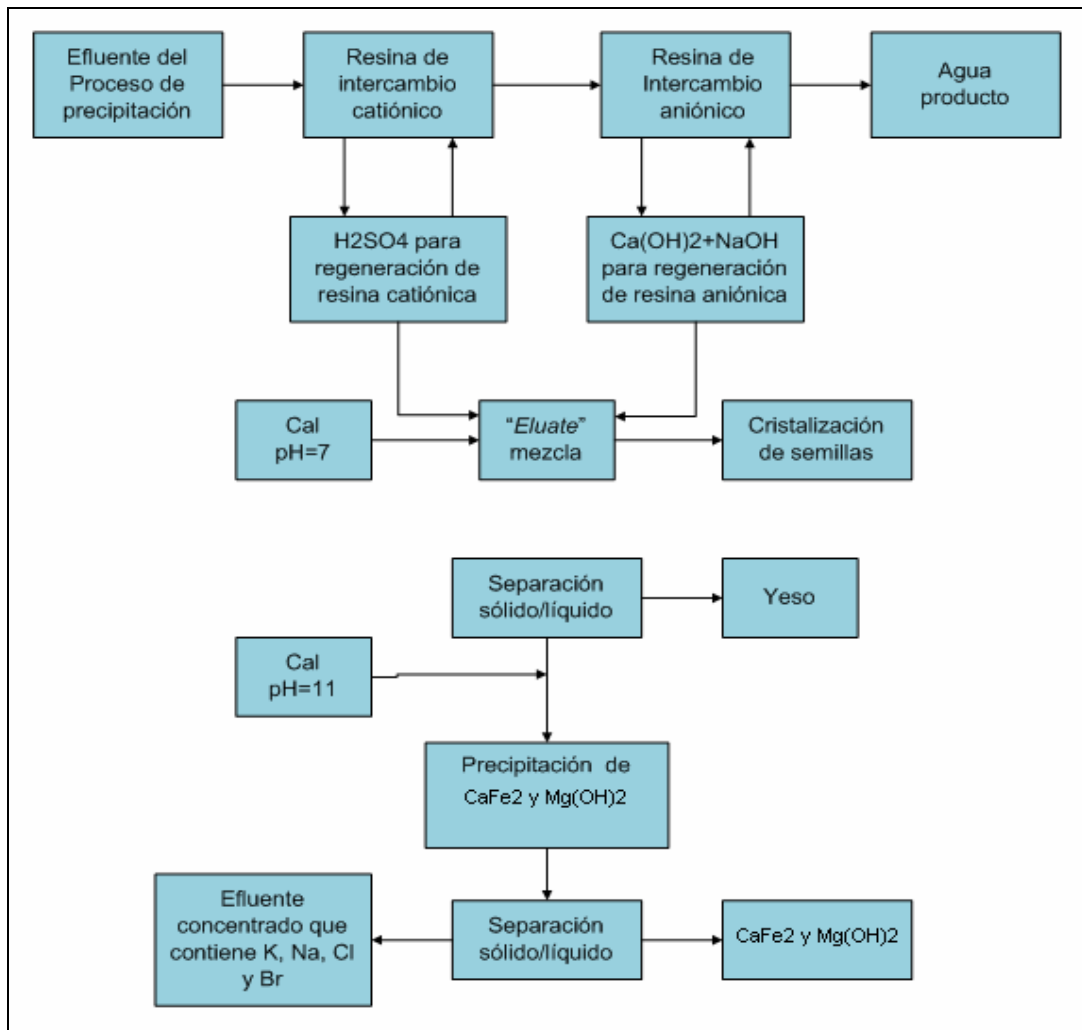


Figura 3-20: Proceso propuesto para la desalinización del efluente del proceso de tratamiento de precipitación

En experimentos a escala de laboratorio, todos los metales disueltos podrían precipitar por adición de limo y sulfuro de sodio. La concentración de sulfato disuelto fue reducida desde 6305 [mg/L] a 3353 [mg/L] en la etapa de precipitación del proceso. El agua de mina parcialmente tratada siguió siendo aún alta en metales alcalinos y alcalinos térreos así como en cloruro, sulfato y fluoruro. La turbiedad (1,8 UNT) del agua de mina tratada parcialmente se encuentra entre los límites (<4UNT) para su posterior uso en la etapa de intercambio iónico del proceso.

El proceso de intercambio iónico usado en la etapa siguiente del tratamiento es muy similar al proceso GYP-CIX descrito anteriormente sólo con pequeñas diferencias en la regeneración de la resina. Después de la etapa de intercambio iónico la concentración de los principales iones en el agua tratada cumplieron con los estándares de agua potable; la concentración de sulfato disuelto en el agua de mina parcialmente tratada, fue reducida aún más, desde 3353 [mg/L] a menos de 50 [mg/L].

3.7.5. REMOCIÓN BIOLÓGICA DE SULFATO

La remoción biológica de sulfato puede ser una alternativa costo-efectiva frente a los procesos de tratamiento discutidos con anterioridad, ya que se basa en la bioquímica asociada a las comunidades microbianas (Lorax Environmental, 2003).

Con el fin de generar energía para la actividad metabólica, los microbios facilitan la transferencia de sustratos ricos en electrones (reducidos) (es decir, materia orgánica, H₂, CO, etc.) a especies deficientes en electrones (oxidadas) (es decir, oxidantes como oxígeno y sulfato).

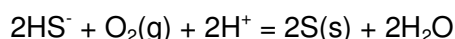
Los sistemas de remoción biológica de sulfato se basan en el uso microbiano de sulfato como un oxidante y su posterior reducción a sulfuro de hidrógeno (HS⁻).

La remoción biológica de sulfato ocurre en dos pasos. El primer paso involucra la reducción de sulfato por bacterias reductoras de sulfato (BRS):

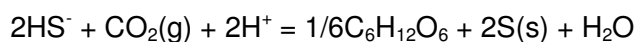


Para que se realice la reacción anterior es necesaria la presencia de materia orgánica.

El sulfuro producido en el primer paso es oxidado a azufre elemental (S) por quimiótrofos (bacteria de azufre incolora) o por fotótrofos (bacteria de azufre púrpura o verde):



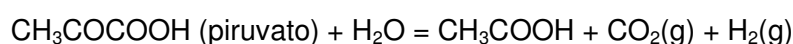
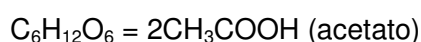
o



Bajo condiciones de oxígeno limitado ($\text{O}_2(\text{g}) < 0,1$ [mg/L], el S(s) es el principal producto de la oxidación de sulfuro; mientras que el sulfato se forma bajo condiciones de sulfuro limitado. La remoción de sulfuro después del primer paso puede también ser realizada por precipitación como sulfuro metálico (MeS) y por “*stripping*” de H₂S (g) (es decir humedales o biorreactores).

A diferencia de las bacterias aeróbicas, las bacterias anaeróbicas dependen mucho más de sí mismas (gradual) para la mineralización de sustratos orgánicos. Esto se observa en la Figura 3-21, la cual muestra la relación funcional entre los distintos tipos de bacterias anaeróbicas.

Las bacterias fermentativas son los únicos organismos anaeróbicos que pueden hidrolizar complejos de polímeros orgánicos en ácidos grasos, alcoholes, acetato y H₂(g):



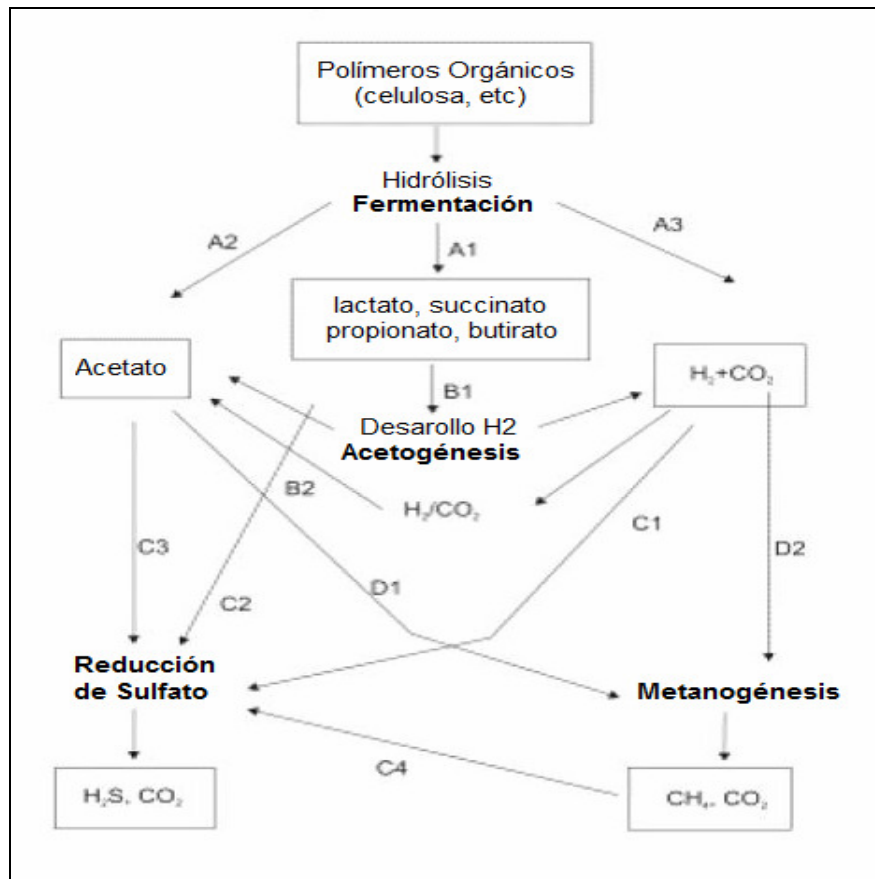
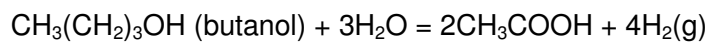
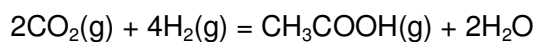


Figura 3-21: Vías anaeróbicas

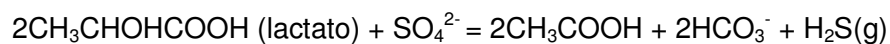
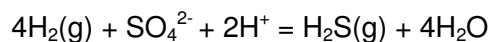
Acetógenos obligados fermentan ácidos grasos de bajo peso molecular y alcoholes dentro de acetato e hidrógeno gaseoso.



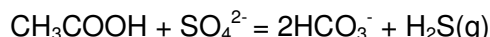
En ausencia de sustratos orgánicos adecuados, los homoacetógenos reducen el CO₂(g) con H₂(g):



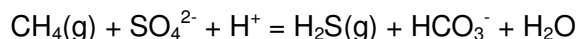
Las bacterias reductoras de sulfato usan solamente un rango limitado de sustratos orgánicos incluyendo ácidos grasos de bajo peso molecular, alcoholes y H₂(g). Estos sustratos son suministrados por las bacterias fermentativas. Un grupo de BRS usan principalmente H₂(g) o lactato (con oxidación incompleta de acetato) como sustrato:



Otro grupo de BRS utilizan el acetato como un sustrato con oxidación completa:



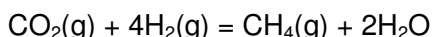
Finalmente, hay evidencias de oxidación anaeróbica de metano (CH_4) por BRS:



Entre los metanógenos se pueden distinguir dos grupos. Un grupo (metanógenos acetoclásticos) utiliza el acetato como sustrato:



El otro grupo (metanógenos hidrogenotrópicos) usa el $\text{H}_2(\text{g})$ como donador de electrones para la reducción de $\text{CO}_2(\text{g})$, $\text{CO}(\text{g})$ o formando:



La remoción biológica de sulfato es utilizada en un gran número de tecnologías de tratamiento de aguas servidas. Las tecnologías discutidas en esta revisión incluyen:

- Biorreactor
- Humedales construidos
- Sistemas de producción de alcalinidad
- Barreras reactivas permeables (BRP)

Las tecnologías que utilizan remoción biológica de sulfato (excepto biorreactor) son considerados tratamientos pasivos.

La remoción biológica de sulfato es limitada por: la utilización de sulfato en presencia de otra bacteria anaeróbica y la toxicidad inducida por $\text{H}_2\text{S}(\text{g})$ y metales disueltos.

En presencia de sulfato, los acetógenos y metanógenos compiten con las BRS por la disponibilidad de sustratos. Las BRS compiten de manera muy eficaz con los metanógenos por sustratos comunes ($\text{H}_2(\text{g})$ y acetato). En ausencia de sulfato, los acetógenos son necesarios para la conversión de ácidos grasos y alcoholes a acetato y $\text{H}_2(\text{g})$. Bajo condiciones ácidas, los homoacetógenos dejan fuera de competencia a los metanógenos (hidrogenotrópicos) por el $\text{H}_2(\text{g})$ y el acetato producido es degradado por los metanógenos (acetoclásticos). Bajo condiciones más neutras, los metanógenos (hidrogenotrópicos) dominan el consumo de $\text{H}_2(\text{g})$.

El sulfuro de hidrógeno (H_2S) puede ser tóxico para muchas bacterias. Las BRS son generalmente menos sensibles al $\text{H}_2\text{S}(\text{g})$ que otras bacterias anaeróbicas. El efecto tóxico puede ser atribuido al estado no-ionizado del $\text{H}_2\text{S}(\text{g})$, el cual permite cruzar la membrana de la célula más rápidamente. En la celda, esto puede interferir con el metabolismo o afectar el pH intracelular. También las concentraciones de metales disueltos (traza) parecen inhibir la reducción de sulfato. El sulfuro metálico aparece para actuar como una barrera que previene el acceso de reactantes para las enzimas necesarias.

3.7.5.1. Biorreactor

En el desarrollo y uso de biorreactores para remoción biológica de sulfato, distintos temas han recibido particular atención. Estos temas involucran el uso del sustrato, la toxicidad de los residuos de las BSR y el tipo o diseño del biorreactor utilizado (Lorax Environmental, 2003).

Las BSR prefieren compuestos orgánicos relativamente simples como fuentes de carbono y energía, y depende de otras bacterias anaeróbicas (por ejemplo, fermentativas) para oxidar la mayoría de complejos compuestos orgánicos (por ejemplo melasa) para producir lactato y piruvato. La competición de las BRS con otras bacterias anaeróbicas (por ejemplo metanógenos, acetógenos) por la disponibilidad del sustrato dependerá de la relación de la demanda química de oxígeno (DQO) y la concentración de sulfato en el agua residual. En una relación DQO/sulfato > 0,67 habrá suficiente materia orgánica para reducir completamente la disponibilidad de sulfato. A menor proporción la cantidad de materia orgánica es insuficiente para una reducción completa de sulfato y se requiere sustrato adicional.

Si los donantes de electrones son insuficientes y las fuentes de carbono están disponibles para la reducción de sulfato, se pueden agregar donantes de electrones apropiados. La selección de un donante de electrones apropiado dependerá de: los costos, y el potencial residual o “*rest-pollution*” producido al agregar un donante de electrones (es decir, sustrato no consumido). En estudios de remoción biológica de sulfato en biorreactores han sido utilizados una gran variedad de sustratos, incluyendo abono de hongos gastados, material degradable de plantas, paja, glicol etileno, metanol y etanol. La elección del sustrato es obviamente determinado por la disponibilidad y los costos. Sin embargo, basados en el efecto de potencial residual, los compuestos orgánicos simples o gas sintetizado (mezcla de H₂, CO₂ y CO) son preferidos sobre complejos residuales (orgánicos) o H₂(g) puro (muy costoso). Altas tasas de carga de sulfato (30 [g/L,día]) pueden ser alcanzadas con una mezcla (80:20) de H₂(g) (fuente de energía) y CO₂(g) (fuente de carbono) en reactores “*gas-lift*”. Considerando los costos de H₂(g), la síntesis de gas es una alternativa para gran cantidad de aplicaciones mientras que el metanol y el etanol se prefieren para pequeñas aplicaciones.

Cuando el sulfato está en exceso y el H₂(g) es limitado, las BRS compiten con los acetógenos y los metanógenos por la disponibilidad de H₂(g). Basado en la cinética del crecimiento, la competición a menor concentración de H₂(g) seguiría el siguiente orden BRS < metanógenos < acetógenos. Sin embargo, en estudios con reactores “*gas-lift*” los acetógenos aparecen para superar a los metanógenos por el sustrato H₂/CO₂ cuando el sulfato está disponible en exceso. Bajo condiciones limitantes de sulfato se aplica lo contrario.

Un problema asociado con la tenencia de biomasa en el agua residual (un reactor) es el potencial efecto tóxico del agua residual sobre la población microbiana. Las BRS y otras bacterias anaeróbicas pueden ser expuestas a condiciones altamente ácidas, altas concentraciones de H₂S(g) y de metales tóxicos disueltos. En aguas ácidas de mina (por ejemplo pH 3) las BRS acidófilas son más eficientes en la oxidación de varios sustratos que las BRS neutrófilas. Altas concentraciones de H₂S(g) (50-130 [mg/L]) tienen un efecto sobre las bacterias anaeróbicas e inhiben la reducción de sulfato.

Las nuevas mejoras tienen mayores ventajas sobre las antiguas, entre ellas:

- Las BRS y otras bacterias anaeróbicas ya no están expuestas a condiciones de potencial tóxico asociado con las aguas residuales tratadas;
- La carga de flujo residual ocurre en un reactor separado y ya no es dependiente de la retención de biomasa (reactor separado);
- Un pequeño reactor y una gran variedad de sustratos pueden ser utilizados

La precipitación de sulfuro metálico puede ser controlada en un medio ambiente que no afecte a las BRS. Además, es posible controlar la precipitación sucesiva de diferentes sulfuros metálicos en reactores separados, permitiendo una recuperación de metales individuales relativamente pura desde las aguas ARD.

3.7.5.2. Humedales construidos

Los humedales construidos pueden ser subdivididos en dos categorías principales: humedales de flujo subsuperficial FS “*Subsurface Flow*” (Figura 3-22) y humedales de agua superficial “*Free Water Surface*”; FWS (Figura 3-23). La mayoría de los humedales naturales son humedales de tipo FWS (Lorax Environmental, 2003).

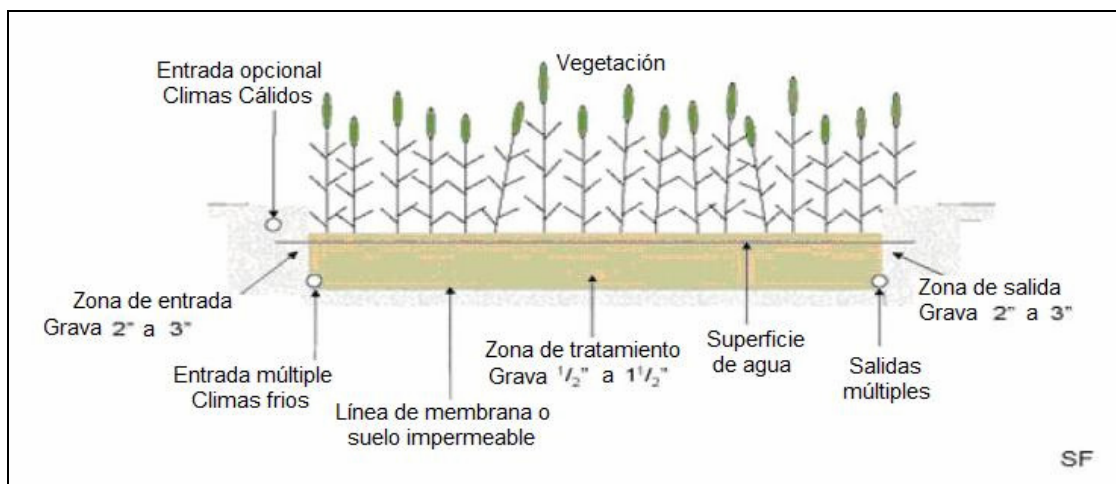


Figura 3-22: Humedales de flujo subsuperficial (SF)

En los humedales FWS, el agua tratada fluye sobre una superficie vegetal desde una entrada hacia una salida. Los humedales FWS son generalmente cuencas poco profundas con una barrera subsuperficial que previene la filtración. Pueden ser aeróbicos o anaeróbicos. Una capa de suelo sumergido soporta la vegetación macrófita. Un humedal SF es diseñado para el tratamiento de agua mediante el agarre en un medio apropiado, un macizo o canal. El nivel del agua sigue siendo inferior a la superficie del macizo, el cual es plantado con vegetación emergente. El volumen del medio usado en humedales SF es generalmente mayor que el de humedales FWS. Para la remoción biológica de sulfato de las aguas servidas, los humedales FWS son más adecuados.

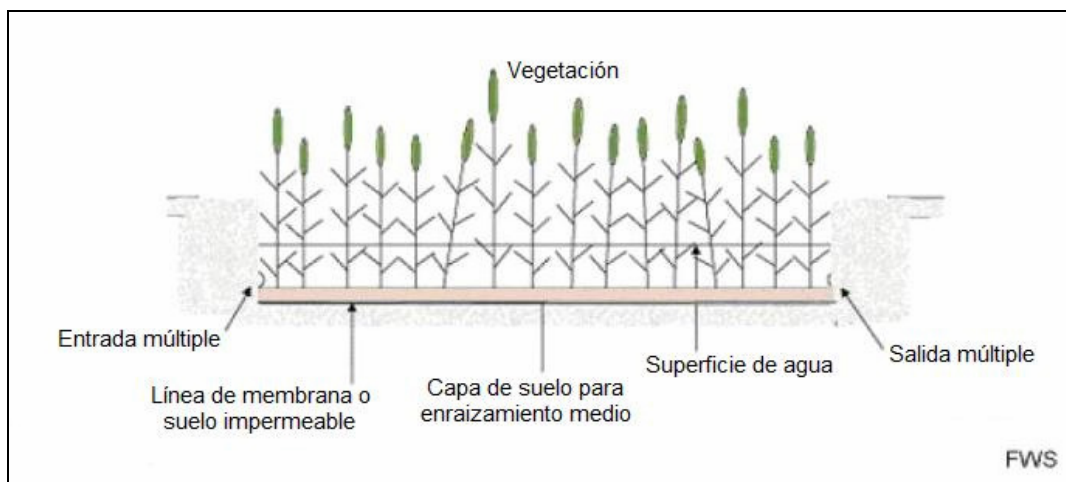


Figura 3-23: Humedales de agua superficial (FWS)

Los procesos claves en el tratamiento de aguas residuales están concentrados en las capas superficiales poco profundas. Los humedales aeróbicos son utilizados para proveer tiempo de residencia y aireación para aumentar la precipitación de metales a través de la oxidación biótica y abiótica. Generalmente el agua tiene una alcalinidad neta. Los humedales anaeróbicos están caracterizados por ser relativamente profundos (por ejemplo 30 cm), sedimentos permeables que consisten en una mezcla de suelos y varios materiales orgánicos (agregados). La caliza es a menudo agregada a la mezcla. El proceso clave en el tratamiento de aguas subterráneas involucra interacciones con todos los sustratos. Los humedales anaeróbicos son utilizados con frecuencia para el tratamiento de aguas ácidas. La alcalinidad usada en la neutralización es derivada de la disolución de caliza y de la reducción de sulfato en la subsuperficie (anaeróbica). La hidrólisis metálica y la oxidación son los procesos dominantes en la capa aeróbica superficial. Los humedales anaeróbicos son obviamente los más apropiados para la remoción biológica de sulfato.

Un diagrama esquemático de un humedal construido se muestra en la Figura 3-24. A menudo la descarga de aguas residuales es desviada inicialmente a un pequeño estanque de sedimentación. Después del estanque de sedimentación el agua fluye dentro de una gran celda del humedal, la primera en una serie de celdas. Para incrementar el tiempo de retención del agua a ser tratada, una serie de deflectores son utilizados para incrementar la vía de circulación. Después de la última celda, generalmente hay un estanque de sedimentación para la precipitación y remoción de sólidos del agua tratada. El diseño de las celdas de humedales depende de la cantidad de flujo y la composición química del flujo. El tamaño de la celda está basado en el área necesaria para el tratamiento del flujo de un determinado parámetro (por ejemplo acidez).

La mayor atención en las investigaciones y aplicaciones de los humedales construidos en el tratamiento de drenaje de minas se centran en la acidez y los metales disueltos. La remoción biológica de sulfato en humedales ha recibido menos atención, y la escasa información sobre sulfato disuelto no es clara respecto a si la remoción de este es debido a la reducción de sulfato o no.

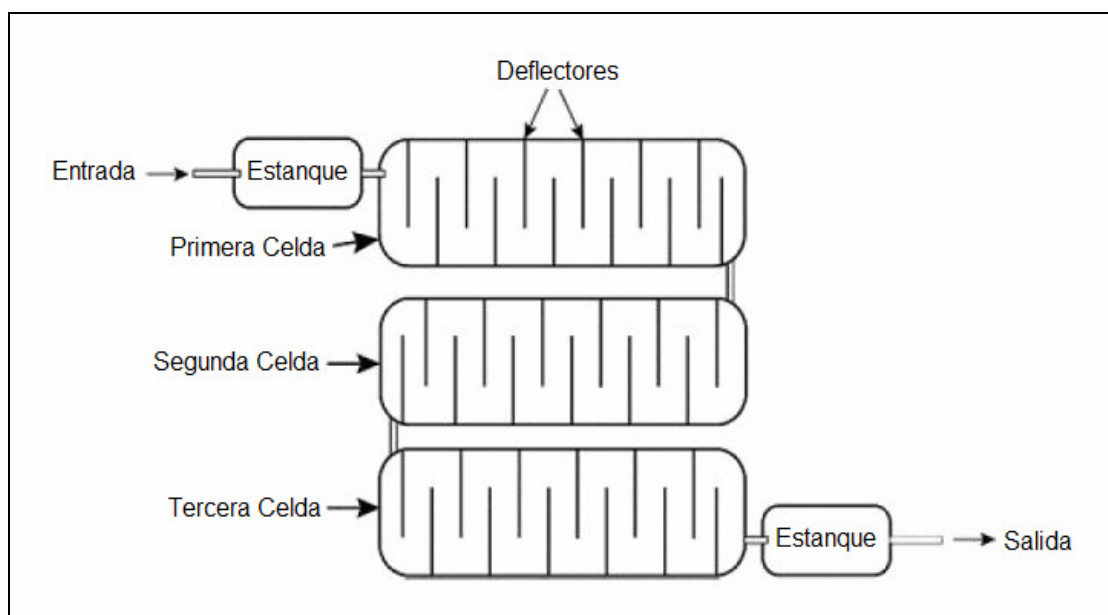


Figura 3-24: Diseño de humedales construidos

Las diferencias entre las concentraciones de sulfato disuelto en afluentes y efluentes pueden ser atribuidas a varios procesos, incluyendo la reducción de sulfato; entre los que se encuentran:

- Oxidación de compuestos inorgánicos de azufre reducido (RIS)
- Hidrólisis de esteres de sulfato (ES)
- Consumo de sulfato por heterótrofos (por ejemplo vegetación)
- Adsorción
- Difusión en sedimentos y
- Precipitación mineral (por ejemplo yeso)

Estudios en humedales construidos utilizados en el tratamiento de ARD muestran que los humedales construidos no siempre funcionan bien en términos de remoción biológica de sulfato. Esto se encuentra directamente relacionado con su diseño, el sustrato orgánico utilizado y el “*redox buffering*” proporcionada por otros oxidantes (por ejemplo Fe^{+3} , NO_3^- versus SO_4^{2-}).

La evaluación del diseño de un humedal construido está basada en gran parte en la eficiencia de tratamiento de parámetros químicos seleccionados. Los más comunes son la acidez, y las concentraciones de hierro, manganeso y aluminio. Maximizando el flujo superficial y las condiciones de oxidación mejoran las eficiencias de tratamiento para esos parámetros. Estas condiciones, sin embargo, no necesariamente promueven la reducción de sulfato, lo que requiere menos circulación de agua y condiciones reducidas.

En experimentos realizados en un humedal dirigido a obtener los parámetros de diseño de este, la reducción de sulfato fue estimulada por una reducción de caudal y la carga de metal. Un efecto similar en la reducción de sulfato fue observado en el balance de azufre de un humedal construido para tratar el AMD. La remoción de sulfato y metales fueron inconsistentes durante un período con alto caudal.

Aunque la cantidad de materia orgánica en humedales parece ser suficiente, no es claro si la elección de materia orgánica como sustrato es particularmente crítica para la reducción de sulfato. Se ha mostrado que la composición de la población de BRS varía entre los humedales que son ecológicamente diferentes. Bajo condiciones de laboratorio, estas poblaciones de BRS mostraron notables diferencias en la utilización del sustrato, resultando en importantes diferencias en la generación de sulfuro. Por otro lado la elección del sustrato orgánico utilizado en un humedal puede ser un factor muy importante para la remoción de sulfato. El sustrato gastado de setas es considerado como uno de los sustratos orgánicos más adecuado para ser utilizado en humedales construidos.

La presencia de otros aceptores de electrones (oxidantes) más favorables (energéticamente) que el sulfato (por ejemplo Fe^{3+} , NO_3^-) pueden afectar la reducción de sulfato en humedales. Si se presentan en altas concentraciones, estos oxidantes pueden prevenir la reducción de sulfato u oxidar sulfuros producidos por la reducción de sulfatos. El efecto de “*redox buffering*” ha sido sugerido como una explicación para tasas inferiores de reducción de sulfato en varios estudios de humedales.

Las tasas de reducción de sulfato en humedales naturales y construidos, varían entre un rango de 0,3 a 675 [mg SO_4/L , día]. La mayoría de los valores reportados están entre 30 y 150 [mg SO_4/L , día]. Comparados con los biorreactores (12 a 30 [gr/L, día]), la tasa de reducción de sulfato en humedales es muy baja.

A continuación se presenta un resumen de los métodos de remoción.

Tabla 3-6: Resumen de métodos de remoción de sulfato. Tratamiento químico.

	Cal/Caliza	BaS	SAVMIN	CESR
Año	2001	1990	1999 - 2001	2001?
Pretratamiento	No	No	No	No
Agua de alimentación [mg/L]	3000	27500	649	29100
Producto [mg/L]	1219	190	69	190
Salmuera	No	No	No	No
Producción de lodos	Bajo - Moderado	Bajo - Moderado	Moderado - Alto	Alto – Muy alto
Monitoreo	Moderado - Alto	Alto	Alto	Alto
Mantenimiento	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo

	Cal/Caliza	BaS	SAVMIN	CESR
	Cal/Caliza	BaS	SAVMIN	CESR
Costo de capital	Desconocido (Bajo)	USD 0,48 M por 10 ³ m ³ /día (ΔSO ₄ : 2000 mg/L)	USD 0,31 M por 10 ³ m ³ /día	Desconocida
Costos de operación	USD 0,1/m ³	USD 0,36/m ³ (ΔSO ₄ : 2000 mg/L)	USD 0,17/m ³	USD 0,79/m ³ (ΔSO ₄ : 1500 mg/L)
Ventajas	Remueve metales traza. Muy barato.	Bajos niveles de sulfato. Reciclaje de BaS expansivo.	Bajos niveles de sulfato. Reciclaje de etringita. Remueve metales traza.	Bajos niveles de sulfato. Remueve metales traza.
Desventajas	Remoción limitada de sulfato. Producción de lodos.	Baja remoción de metales traza. Producción de lodos.	Producción de lodos.	Producción de lodos.
Mejoras	Reciclaje de lodos	Reciclaje de lodos	Reciclaje de lodos	Reciclaje de lodos

Tabla 3-7: Resumen de métodos de remoción de sulfato. Membranas.

	RO	SPARRO	EDR
Año	2001	1992 - 1994	2001
Pretratamiento	Si	Si	Si
Agua de alimentación [mg/L]	4920	6639	4178
Producto [mg/L]	113	152	246
Salmuera	Si	Si	Si
Producción de lodos	Bajo	Bajo	Bajo
Monitoreo	Bajo - Moderado	Bajo - Moderado	Bajo - Moderado
Mantenimiento	Alta	Alta	Alta
Costo de capital	USD 0,44-0,53 M por 10 ³ m ³ /día	USD 0,52 M por 10 ³ m ³ /día	USD 0,56-0,67 M por 10 ³ m ³ /día
Costos de operación	USD 0,88/m ³	USD 0,22/m ³	USD 0,48/m ³

	RO	SPARRO	EDR
Ventajas	Calidad de agua potable.	Calidad de agua potable. Mejora de la vida de la membrana.	Calidad de agua potable.
Desventajas	Problemas de escala. Corta vida de la membrana.	Corta vida de la membrana.	Problemas de escala. Corta vida de la membrana.
Mejoras	No adecuada a escala de agua potable	Vida de la membrana	No adecuada a escala de agua potable

Tabla 3-8: Resumen de métodos de remoción de sulfato. Intercambio iónico.

	GYP - CIX
Año	2001
Pretratamiento	No
Agua de alimentación [mg/L]	4472
Producto [mg/L]	<240
Salmuera	Si
Producción de lodos	Bajo - Moderado
Monitoreo	Bajo
Mantenimiento	Moderado
Costo de capital	USD 0,33-0,37 M por 10 ³ m ³ /día
Costos de operación	USD 0,60/m ³
Ventajas	Calidad de agua potable
Desventajas	Producción de lodos
Mejoras	Reciclaje de lodos

Tabla 3-9: Resumen de métodos de remoción de sulfato. Remoción biológica.

	Birreactor	Humedales Construidos
Año	2001	1993/1999
Pretratamiento	Si	Si
Agua de alimentación [mg/L]	8432	1700
Producto [mg/L]	198	1540
Producción de lodos	Bajo - Moderado	No
Monitoreo	Moderado - Alto	Bajo
Mantención	Moderado	Bajo
Tasa de reducción de SO₄	12-30 g/L,día	0,3-197 mg/L,día
Costo de capital	USD 0,24 M por 10 ³ m ³ /día (ΔSO ₄ : 2000 mg/L)	Desconocido (bajo)
Costos de operación	USD 0,27/m ³ (ΔSO ₄ : 2000 mg/L)	Desconocido (bajo)
Ventajas	También remueve metales traza. Reciclaje de H ₂ S y CO ₂ .	También remueve metales traza. Tratamiento pasivo.
Desventajas	Costos de fuentes de energía de C+ Producción de lodos.	Baja reducción de sulfato.
Mejoras	Reciclaje de lodos. Fuentes de energía económicas de C+	Se requiere un diseño específico.

CAPÍTULO 4. FITORREMEDIACIÓN

4.1. INTRODUCCIÓN

En el presente capítulo se realiza un análisis acerca del proceso de fitorremediación. Se profundiza sobre los procesos de tratamiento biológicos, entre ellos la fitorremediación y se describen los distintos procesos asociados a esta.

Se analizan las principales especies vegetales utilizadas y los elementos que son removidos mediante este proceso.

Además se presenta información recolectada de la bibliografía de experiencias a nivel mundial de utilización del proceso de fitorremediación en la remoción de contaminantes, finalizando con la presentación de las principales ventajas y desventajas del proceso.

4.2. BIORREMEDIACIÓN

El término biorremediación nace a principios de la década de los 80, y se desprende del término "remediación". La biorremediación hace referencia a una rama de la biotecnología que busca resolver los problemas de contaminación, mediante el uso de seres vivos. Estos seres vivos son capaces de degradar compuestos que producen algún tipo de desequilibrio en el medio ambiente (El Cuaderno de Porquebiotecnología, 2006).

La biorremediación permite remover peligrosos químicos del medio ambiente mediante un proceso natural. Insectos microscópicos o microbios que viven en el suelo y aguas subterráneas consumen ciertos químicos peligrosos, entre los que se encuentran en la gasolina y los derrames de aceite. Cuando estos químicos son completamente digeridos por los microorganismos, ellos los transforman en agua y gases como el dióxido de carbono (EPA. Environmental Protection Agency, 2001).

Existen tres tipos de biorremediación: degradación enzimática, remediación microbiana y fitorremediación.

4.2.1. DEGRADACIÓN ENZIMÁTICA

Este tipo de biorremediación se basa principalmente en el empleo de enzimas en el sitio contaminado con el fin de degradar las sustancias nocivas. Estas enzimas se obtienen en cantidades industriales por bacterias que las producen naturalmente o por bacterias modificadas genéticamente que son comercializadas por empresas biotecnológicas.

Existen enzimas que además de hidrolizar una gran variedad de compuestos son capaces de degradar compuestos altamente tóxicos. Estas enzimas son utilizadas en tratamientos en donde los microorganismos no pueden desarrollarse debido a la alta toxicidad de los contaminantes.

4.2.2. REMEDIACIÓN MICROBIANA

En este tipo de biorremediación se utilizan microorganismos directamente en el foco de la contaminación. Estos organismos tienen la capacidad de transformar moléculas orgánicas en sustancias más pequeñas que resultan menos tóxicas, reduciendo así la contaminación de los sistemas acuáticos y terrestres (Figura 4-1).

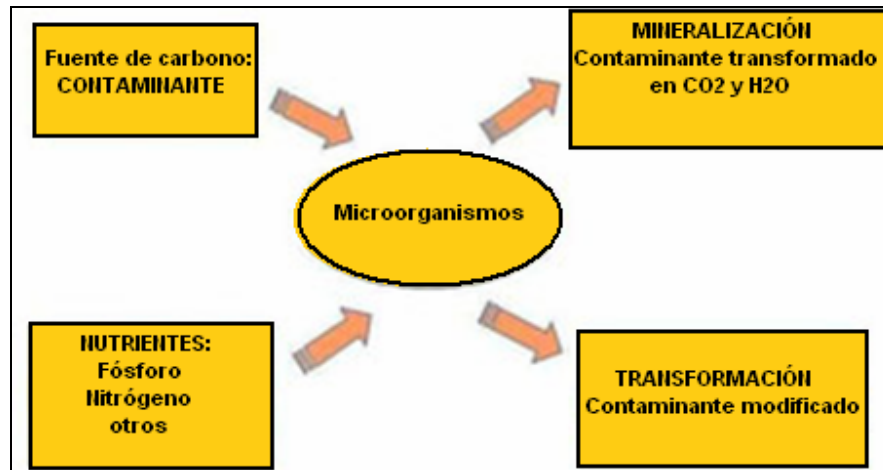


Figura 4-1: Metabolismo microbiano

Los microorganismos, como parte de su metabolismo, ingieren los contaminantes como fuente de carbono, y algunos nutrientes como fósforo y nitrógeno. Estos compuestos son digeridos y transformados en sustancias más simples. Esta digestión puede resultar en la degradación total o parcial del compuesto, transformándolo en dióxido de carbono (CO_2) y agua (H_2O).

La gran diversidad de microorganismos existente ofrece muchos recursos para limpiar el medio ambiente y, en la actualidad, esta área está siendo objeto de intensa investigación.

Existen, por ejemplo, bacterias y hongos que pueden degradar con relativa facilidad petróleo y sus derivados, benceno, tolueno, acetona, pesticidas, herbicidas, éteres, alcoholes simples, entre otros. Los metales pesados como uranio, cadmio y mercurio no son biodegradables, pero las bacterias pueden concentrarlos de tal manera de aislarlos para que sean eliminados más fácilmente.

En algunos casos se utiliza la combinación de la degradación enzimática con la remediación microbiana, es el caso de grupos de enzimas que hidrolizan polímeros complejos para luego terminar de degradarlos con el uso de microorganismos. Un ejemplo lo constituyen las enzimas lipasas que se usan junto a cultivos bacterianos para eliminar depósitos de grasa.

Otras enzimas que rompen polímeros utilizados de forma similar son las celulasas, proteinasas y amilasas, que degradan celulosa, proteínas y almidón, respectivamente.

4.2.3. FITORREMEDIACIÓN

El término fitorremediación, proviene de la traducción en español de la palabra “phytoremediation” (phyto=planta y remediation=corregir el mal), es relativamente nuevo, y hace referencia a un conjunto de tecnologías que utiliza plantas para limpiar sitios contaminados (EPA, 2000).

La fitorremediación es una tecnología emergente que utiliza varias plantas para degradar, extraer, contener o inmovilizar contaminantes de suelos y aguas.

Algunas de las sustancias que pueden ser removidas por las plantas son: metales pesados, derivados del petróleo, solventes clorados, pesticidas, compuestos radioactivos, explosivos y nutrientes en exceso (Gálvez, 2003).

Dependiendo de la forma en que la planta incorpora las sustancias contaminantes a ella, el proceso recibe distintos nombres, los que se detallan en la Figura 4-2.

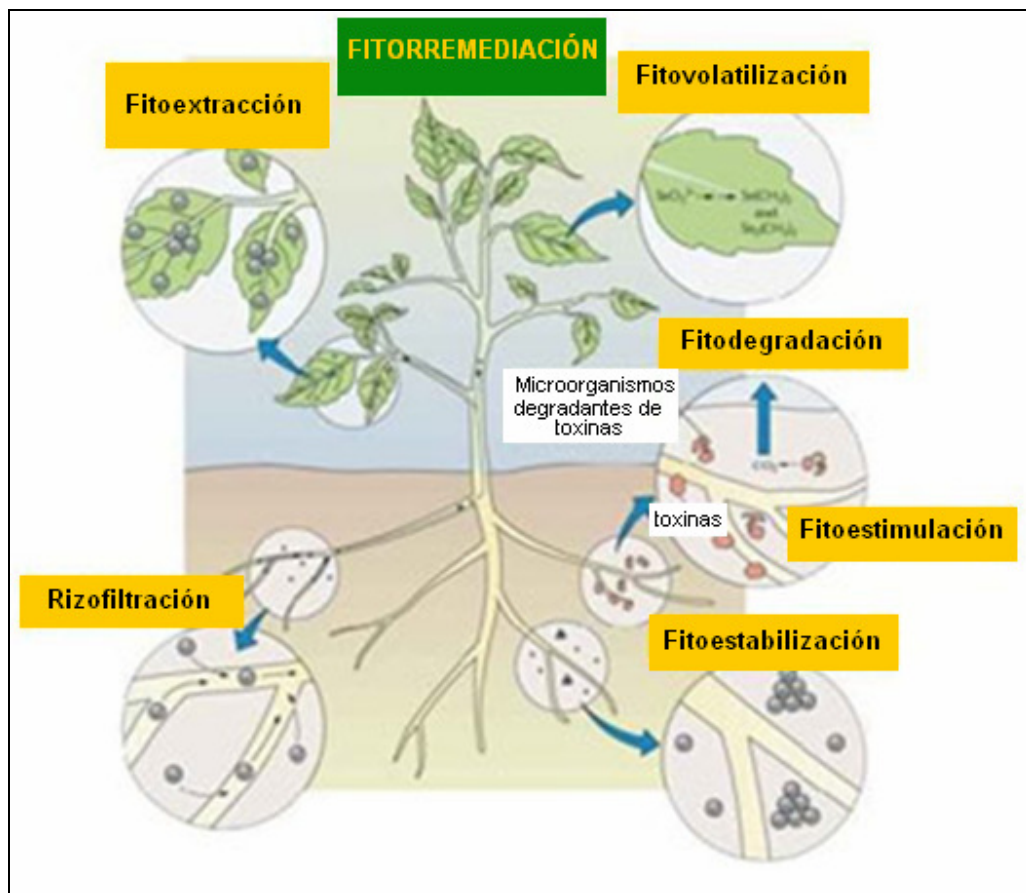


Figura 4-2: Fitorremediación

4.2.3.1. Fitoextracción

Es el consumo del contaminante por las raíces de las plantas y traslado al interior de la planta. El contaminante es absorbido por la planta desde las raíces y es transportada hacia las partes superiores de ella: tronco y hojas. Los contaminantes son generalmente removidos mediante la cosecha de las plantas. Esta tecnología de concentración deja una masa mucho menor para ser dispuesta que la que se obtiene de la excavación del suelo u otro medio (EPA, 2000).

Está tecnología es utilizada la mayoría de las veces para suelos contaminados con metales, como: Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn; metaloides como: As y Se; radionucleidos como: ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu , ^{238}U , ^{234}U ; no metales como: B; en el caso de los compuestos orgánicos, no se considera como una estrategia de remediación.

La fitoextracción es utilizada principalmente en el tratamiento de suelos, sedimentos y lodos. Puede ser usada en menor medida para el tratamiento de aguas contaminadas.

4.2.3.2. Fitovolatilización

La fitovolatilización es un proceso mediante el cual la planta realiza el consumo del contaminante y mediante los procesos de metabolismo y transpiración el contaminante, o una forma modificada de este, es liberado a la atmósfera (EPA, 2000).

La fitodegradación es un proceso de fitorremediación que puede estar relacionado con el proceso de fitovolatilización.

La fitovolatilización es aplicada principalmente a aguas subterráneas, pero puede ser aplicada a suelos, sedimentos y lodos.

Remueven elementos como: mercurio, selenio y solventes clorados (tetraclorometano y triclorometano) (El Cuaderno de Porquebiotecnología, 2006).

4.2.3.3. Fitodegradación

La fitodegradación (también llamada fitotransformación) es la descomposición de contaminantes consumidos por las plantas a través de procesos metabólicos que ocurren en el interior de la planta, o la descomposición de contaminantes externos a la planta a través de los compuestos (tales como las enzimas) producidos por las plantas. Cualquier degradación causada por microorganismos asociados o afectados por las raíces de las plantas es considerada rizodegradación (EPA, 2000).

La fitodegradación es usada en el tratamiento de suelos, sedimentos, lodos y aguas subterráneas. Aguas superficiales también pueden ser remediados utilizando fitodegradación.

Los compuestos orgánicos son la categoría principal de contaminantes sujetos a fitodegradación. En general, los compuestos orgánicos con un $\log k_{ow}$ entre 0,5 y 3 pueden estar sujetos a degradación al interior de la planta. Nutrientes inorgánicos son también remediados a través del consumo y metabolismo de la planta. La fitodegradación al exterior de la planta no depende del $\log k_{ow}$ y del consumo de la planta.

Las plantas acuáticas y terrestres captan, almacenan y degradan compuestos orgánicos para dar subproductos menos tóxicos o no tóxicos (El Cuaderno de Porquebiotecnología, 2006).

Se utiliza para tratar compuestos como: municiones (TNT, DNT, RDX, nitrobenzeno, nitrotolueno), atrazina, solventes clorados, DDT, pesticidas fosfatados, fenoles y nitrilos, entre otros.

4.2.3.4. Fitoestabilización

Se define como la inmovilización de los contaminantes en el suelo a través de la absorción y acumulación por las raíces, adsorción en las raíces, o precipitación dentro de la zona de las raíces de las plantas. Otra definición utilizada para la tecnología de fitoestabilización es: el uso de plantas y de las raíces de las plantas para prevenir la migración de los contaminantes a través del viento y la erosión del agua, lixiviación y dispersión del suelo (EPA, 2000).

La fitoestabilización ocurre a través de la zona radicular mediante procesos microbiológicos y químicos. El pH del suelo puede ser cambiado por los exudados de las raíces o a través de la producción de CO_2 . La fitoestabilización puede cambiar la solubilidad y movilidad de los metales o impactar la disociación de los compuestos orgánicos. El medio ambiente suelo planta-afectada puede convertir metales de un estado de oxidación soluble a uno insoluble. La fitoestabilización puede ocurrir a través de la sorción, precipitación, complejización, o reducción de la valencia de los metales. Las plantas pueden también ser utilizadas para reducir la erosión de suelos contaminados con metales.

La fitoestabilización es usada en el tratamiento de suelos, sedimentos y lodos. (EPA, 2000) También se utiliza para el tratamiento de lagunas de desecho de yacimientos mineros. Ha sido propuesto para fenólicos y compuestos clorados (El Cuaderno de Porquebiotecnología, 2006).

4.2.3.5. Rizodegradación

La rizodegradación es la descomposición de un compuesto orgánico en el suelo a través de la actividad microbiana que puede ser realizada por la presencia de la zona de raíces (EPA, 2000).

La rizodegradación es utilizada para remover contaminantes como: TPH, PAHs, BTEX, pesticidas, solventes clorados, PCP, PCBs, y surfactantes.

4.2.3.6. Rizofiltración

La rizofiltración es la adsorción, absorción o precipitación en las raíces de las plantas de los contaminantes que están en solución alrededor de la zona de raíces, debido a procesos bióticos o abióticos. La absorción, concentración y transporte de las plantas podrían ocurrir dependiendo del contaminante. Los exudados de las raíces de las plantas podrían causar precipitación de algunos metales. La rizofiltración primero resulta en la contención del contaminante, en la cual los contaminantes son inmovilizados o acumulados en o entre la planta. Los contaminantes son luego removidos físicamente por la planta (EPA, 2000).

Aguas subterráneas extraídas, aguas superficiales, y aguas residuales pueden ser tratadas usando esta tecnología. La rizofiltración es aplicada generalmente a condiciones de concentraciones bajas y de alta dilución. Esta tecnología no trabaja bien con suelos, sedimentos o lodos, debido a que los contaminantes necesitan estar en solución para ser sorbidos por el sistema de la planta.

Las raíces de las plantas se usan para absorber, precipitar y concentrar metales pesados a partir de efluentes líquidos contaminados y degradar compuestos orgánicos. (El Cuaderno de Porquebiotecnología, 2006)

Se tratan elementos como: cadmio, cobalto, cromo, níquel, mercurio, plomo, selenio, zinc, isótopos radioactivos, compuestos fenólicos.

4.3. ESPECIES VEGETALES UTILIZADAS EN FITORREMEDIACIÓN

La fitorremediación es una tecnología que se utiliza principalmente en el tratamiento de aguas residuales. Las especies que se han utilizado en el tiempo para fitorremediación se basan principalmente en los resultados de remoción que se han obtenido de esos estudios.

Existen varias especies que se utilizan en el tratamiento de aguas y que son reconocidas por los elevados porcentajes de remoción que obtienen en una variada gama de sustancias. Se conocen alrededor de 400 especies de plantas con capacidad para hiperacumular selectivamente alguna sustancia. Entre se encuentra el girasol (*Heliantus annuus*) que es capaz de absorber en grandes cantidades el uranio depositado en el suelo. Los álamos (género *Populus*) absorben selectivamente níquel, cadmio y zinc. La pequeña planta *Arabidopsis thaliana* es capaz de hiperacumular cobre y zinc. Otras plantas comunes que se han ensayado como posibles especies fitorremediadoras son el girasol, la alfalfa, la mostaza, el tomate, la calabaza, el esparto, el sauce y el bambú. Incluso existen especies vegetales capaces de eliminar la alta salinidad del suelo, gracias a su capacidad para acumular el cloruro de sodio (El Cuaderno de Porquebiotecnología, 2006).

Las plantas acuáticas utilizadas se denominan hidrófitas. Las plantas hidrófitas son todas aquellas plantas que viven en el agua, en suelo cubierto de agua o en suelo saturado de agua (Celis Hidalgo, y otros, 2005).

De acuerdo a las formas de vida de las hidrófitas se pueden clasificar en: (Sculthorpe, 1985)

- Hidrófitas fijas al sustrato (enraizantes)
 - Hidrófitas emergentes
 - Hidrófitas de hojas flotantes
 - Hidrófitas sumergidas
- Flotantes libres (flotantes)

Las plantas hidrófitas flotantes presentan varias ventajas con respecto a las enraizantes, sobre todo por la facilidad de instalación del sistema, debido a que estas plantas se pueden instalar directamente en el lugar de almacenamiento del RIL, sin necesidad de un sistema más sofisticado. Algunas de las especies acuáticas conocidas en Chile son: Jacinto de Agua (*Eichornia Crassipes*), Lenteja de Agua (*Lemna Minor*) y Helecho de Agua (*Azolla*). Estas especies son constantemente nombradas en la literatura debido a que son especies que se reproducen con gran facilidad y presentan altos niveles de remoción de algunos contaminantes (Celis Hidalgo, y otros, 2005).

El Jacinto de agua por ejemplo, obtiene del agua todos los nutrientes que requiere para su metabolismo; entre ellos los más importantes son: el nitrógeno, el fósforo, junto a los iones de potasio, calcio, magnesio, fierro, amonio, nitrito, cloro, fosfato, carbonato, y sulfato; nuestro contaminante de interés.

Por otro lado se encuentran las hidrófitas emergentes. Estas plantas se encuentran en suelos sumergidos o expuestos, donde el nivel de la napa freática se encuentra a 50 cm o más de la superficie del suelo. En caso de estar cubierto, la columna de agua puede superar 1,5 m. En general, son plantas rizomatosas, y las hojas sumergidas o flotantes preceden a las áreas maduras. Todas cuentan con órganos reproductivos externos. (Sculthorpe, 1985)

Las especies de este tipo que se encuentran en Chile son: Ciperáceas, Gramíneas, Iridáceas, Juncáceas, Tifáceas. Las especies más reconocidas en el tratamiento de aguas residuales son las ciperáceas (como *Scirpus*, y *Cyperus*), las tifáceas (*Typha*) y las gramíneas (*Phragmites*). (Celis Hidalgo, y otros, 2005)

Las tifáceas son capaces de acumular en sus tejidos altas concentraciones de metales pesados, por lo que se suele utilizar en minería.

4.4. VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LA FITORREMEDIACIÓN

4.4.1. VENTAJAS

Entre las ventajas que presenta la fitorremediación se encuentran: (El Cuaderno de Porquebiotecnología, 2006), (Carpena, y otros, 2007), (Bioplanet s.c.a., 2007).

- Se puede realizar in situ.
- Tiene bajo costo de implementación y de mantención.
- Permite su aplicación, tanto en suelos, como en aguas.
- Sólo requieren prácticas agronómicas convencionales.
- Actúa positivamente sobre el suelo, mejorando sus propiedades físicas y químicas.
- Es medioambientalmente aceptable, debido a que se basa en la formación de una cubierta vegetal.
- Las plantas pueden ser utilizadas como bombas extractoras de bajo costo para depurar suelos y aguas contaminadas.
- Algunos procesos ocurren en forma más rápida con plantas que con microorganismos.
- Es un método apropiado para descontaminar superficies grandes o para finalizar la descontaminación de áreas restringidas en plazos largos.

4.4.2. DESVENTAJAS

La fitorremediación muestra una serie de limitaciones, tales como: (El Cuaderno de Porquebiotecnología, 2006), (Carpena, y otros, 2007)

- Es necesario que el contaminante se encuentre cercano a la rizosfera, debido a que el proceso se limita a la profundidad de penetración de las raíces o aguas poco profundas.
- Para realizar la fitorremediación es necesario que el suelo cuente con condiciones químicas y físicas (tales como pH, salinidad y el contenido de nutrientes) determinadas. Esto impide que pueda ser utilizada en suelos que no cuenten con estas condiciones.
- Si la concentración del contaminante es muy alta, puede que la fitorremediación no sea un método apropiado de remediación.
- Existen riesgos de lixiviación de los contaminantes más móviles.
- Los tiempos del proceso pueden ser muy prolongados, debido a que el proceso de fitorremediación es un proceso lento.
- La biodisponibilidad de los compuestos o metales es un factor limitante de la captación.

CAPÍTULO 5. DISEÑO DE UN SISTEMA DE FITORREMEDIACIÓN PARA LA REMOCIÓN DE SULFATOS

5.1. INTRODUCCIÓN

Si bien no se han encontrado estudios en la bibliografía que hagan referencia directa a la eliminación de sulfato en RILES mediante fitorremediación, existen estudios en los que se presenta la fitorremediación como un método muy efectivo para el tratamiento de aguas residuales. La información entregada en estos artículos ha servido para sentar las bases de este trabajo.

Los tratamientos de fitorremediación son generalmente implementados como sistemas de humedales construidos. Estos sistemas son utilizados principalmente en el tratamiento de aguas residuales. La efectividad en la remoción de parámetros como DBO, SS, nitrógeno o fósforo se encuentra ya probada. Sin embargo, los resultados que se han obtenido en la remoción de sulfato son muy auspiciosos. En estudios, en los que se ha utilizado la especie *Phragmites Australis* se han obtenido remociones de alrededor del 70% en pantanos de flujo horizontal y de alrededor de un 50% en pantanos de flujo vertical. (Ushñahua, 2002).

Aunque, en el tratamiento de aguas residuales los parámetros de estudio son muy distintos a los que se analizan en esta memoria, los resultados concernientes a la remoción de sulfato entregan una vaga idea del comportamiento del sulfato (como contaminante) ante un tratamiento de fitorremediación.

En este capítulo se presentan los criterios utilizados para la elección del sistema de tratamiento.

Se describe la implementación del sistema de tratamiento, los materiales utilizados y las especies vegetales escogidas.

Se muestra el funcionamiento del sistema y los principales factores que serán analizados durante la etapa de evaluación.

5.2. DESCRIPCIÓN GENERAL DEL SISTEMA

Como se señaló en el capítulo anterior los sistemas de fitorremediación generalmente se desarrollan dentro de los denominados “humedales construidos” (wetlands). Un diseño de este tipo funciona como un sistema de flujo pistón, en el cual el caudal de entrada tiene una dirección de flujo preferencial, por lo que el caudal que ingresa al sistema debe seguir una determinada trayectoria. De ahí la importancia de las dimensiones del recipiente, las que afectarán de manera directa el comportamiento del fluido.

5.2.1. CONDICIONES CLIMÁTICAS

El sistema de tratamiento piloto fue instalado durante los meses de Abril y Mayo. Si bien durante esta etapa se dieron condiciones de abundante sol, también se presentaron varias heladas que interfirieron en el crecimiento de la planta.

Durante los meses de Junio, Julio y Agosto se realizó el proceso de análisis, en esta etapa se presentaron condiciones de bajas temperaturas y precipitaciones a lo menos una vez por semana.

5.2.2. UBICACIÓN

El desarrollo de la etapa experimental de esta memoria fue realizado en la empresa INDURA, la cual se encuentra ubicada en la avenida Camino a Melipilla 7060, en la comuna de Cerrillos, Santiago (Figura 5-1).



Figura 5-1: Ubicación empresa INDURA (Google Earth)

5.2.2.1. Ubicación del RIL

El estanque de almacenamiento del RIL se encuentra dentro de la planta INDURA (Figura 5-2), en un sector cercano al utilizado para el tratamiento de los residuos líquidos provenientes del proceso productivo.



Figura 5-2: Planta Indura (Google Earth)

5.2.2.2. Ubicación del sistema piloto

Debido a la estructura de la empresa fue difícil ubicar el sistema propuesto en las inmediaciones del estanque de almacenamiento del RIL. El sistema se ubicó a aproximadamente 100 [m] de la planta de tratamiento y del estanque de almacenamiento.

El lugar escogido permitió un monitoreo permanente y condiciones de luz y temperatura propicias para el desarrollo de las plantas.



Figura 5-3: Ubicación planta tratamiento piloto dentro de la planta

5.2.3. MATERIALES

5.2.3.1. Recipientes

Para la instalación del sistema de fitorremediación se buscó un recipiente que permitiera reproducir de alguna manera los sistemas de pantanos construidos que son utilizados en un sistema de fitorremediación. La idea principal del recipiente a utilizar fue que las dimensiones de este fueran las adecuadas para representar un **sistema de flujo pistón**.

La primera solución planteada de acuerdo a los recursos disponibles fue la utilización de cajas de poliestireno (plumavit), en las que se mantuvieron las especies, durante un par de meses. Durante este período las especies se mantuvieron con agua de pozo (obtenida en la misma empresa); arena fina y gruesa, además de suelo proveniente del lugar desde donde fueron trasplantadas.

Luego de un mes desde que las especies fueron trasplantadas a estas cajas se realizó una prueba con una mezcla de especies. Se les incorporó, a cambio del agua agregada semanalmente, el RIL en estudio, de manera de observar la tolerancia de las especies y del recipiente al RIL. Tras algunos meses de aplicación del RIL, se pudo observar un cambio de color en las hojas de las plantas, las hojas que en un principio eran de color verde, tomaron un color amarillo, y una apariencia de hojas secas (ver Figura 5-5).

En cuanto al recipiente si bien en un principio parecía adaptarse bien a los componentes del RIL, finalmente se observó un visible deterioro en el material, que derivó en la filtración del RIL hacia el exterior. Por esta razón fue necesario buscar un nuevo recipiente que fuese capaz de adaptarse a las características del RIL.

El material más utilizado en el transporte y disposición de residuos peligrosos es el HDPE (polietileno de alta densidad), debido a que es un material seguro, que impide filtraciones. Por esta razón, se decidió utilizar este material para realizar el diseño. Sin embargo, es difícil encontrar recipientes en este material con dimensiones que permitan lograr un flujo de tipo pistón. De acuerdo a los recursos disponibles la mejor opción para lograr las condiciones esperadas fue utilizar tambores estándar de 230 [l].

Los tambores de HDPE fueron cortados por la mitad, obteniendo así dos estructuras que entregaron las dimensiones esperadas. Finalmente, se implementó un sistema utilizando 4 de las estructuras señaladas.



Figura 5-4: Espacio ubicación sistema de tratamiento piloto



Figura 5-5: Plantas con RIL

5.2.3.2. Suelo

Se utilizó una combinación de arena fina, arena gruesa y grava fina (suelo inorgánico) y suelo orgánico. El suelo inorgánico fue comprado en empresas de abastecimientos de suelos. Mientras que el suelo orgánico proviene del lugar de origen de la planta, corresponde al suelo que se encuentra atrapado entre las raíces. En los extremos del sistema se utilizará grava gruesa.

A continuación se muestra una tabla con el tamaño promedio de los suelos utilizados (Tabla 5-1):

Tabla 5-1: Tamaño de suelo

Tipo de material	Arena Fina	Gravilla	Grava Gruesa
Tamaño efectivo D_{10} (mm)	2	8	32

5.3. DISEÑO

El sistema de tratamiento piloto consiste en tres sistemas individuales, cada uno con una especie distinta. Cada uno de los sistemas individuales será implementado en los estanques antes mencionados, siguiendo una distribución como la mostrada en la Figura 5-6. Como se puede ver en la Figura 5-6, se distinguen tres zonas bien definidas: zona de entrada, zona intermedia (suelo y plantas) y zona de salida.

Cada uno de los sistemas funcionará como un sistema SFS, de flujo subsuperficial, de los dos tipos presentados se utilizará el de flujo subsuperficial horizontal.

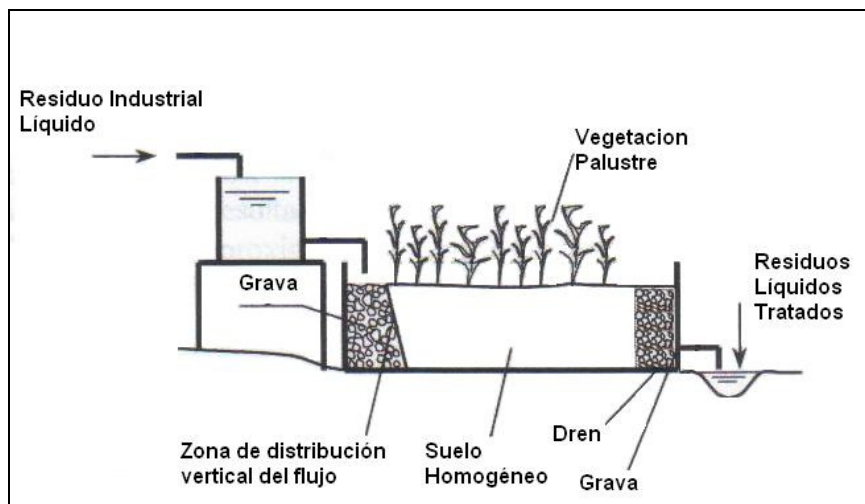


Figura 5-6: Esquema sistema piloto

5.3.1. ESPECIES VEGETALES UTILIZADAS

Se realizó un estudio preliminar para determinar las especies a utilizar. Se consiguieron varias de las especies (mencionadas en el capítulo anterior), del tipo acuáticas flotantes: jacinto de agua, lenteja de agua y helecho de agua. Estas plantas fueron colocadas en recipientes con agua potable, esperando conseguir una abundante proliferación de ellas (como lo señalaba la literatura); sin embargo, todas las especies murieron.

Ante esta situación se plantearon algunas hipótesis:

- Se necesitan condiciones de flujo, no es posible mantener estas especies en condiciones estancadas sin una circulación de agua.
- Es necesario que el sistema (en este caso el agua) cuente con los nutrientes necesarios para el desarrollo de la planta
- Las bajas a temperaturas a las cuales se encuentra expuesta la zona central de Chile durante el período de otoño-invierno (incluso con temperaturas bajo cero) afecta e crecimiento de estas. (Celis Hidalgo, y otros, 2005)

También se consiguieron varias especies enraizantes; entre ellas. Gramíneas (*Phragmites australis*), Tifáceas (*Typha angustifolia*), Ciperáceas (*Cyperus eragrostis*, *Scirpus sp.*, *Carex sp.*). Estas especies se plantaron en recipientes de poliestireno, se utilizó un suelo compuesto por suelo proveniente del sector desde donde se extrajo la planta y una mezcla de suelo (gravilla, arena fina, arena gruesa). Se mantuvo un régimen de riego bastante poco planificado y no sistemático. Las plantas se mantuvieron en perfectas condiciones.

Debido a que el sistema de tratamiento requerido debía ser utilizado en cualquier época del año, el uso de plantas acuáticas flotantes ya sea como especie única o en combinación con otras quedó absolutamente descartado.

Se decidió entonces, utilizar plantas acuáticas enraizantes. Las especies escogidas para utilizar durante este trabajo fueron las que presentaron la mejor reacción al contaminante; ya sea porque no se secaron, o porque presentaron brotes nuevos durante la etapa de aplicación del contaminante.

Las especies escogidas son: *Typha angustifolia* (Figura 5-7), *Cyperus eragrostis* (Figura 5-8), *Carex Sp.* (Figura 5-9) y *Phragmites australis* (Figura 5-10).

De estas 4 especies escogidas en la etapa de diseño, finalmente se utilizaron 3 de ellas; la especie *Phragmites australis* no se adecuó al trasplante, y si bien con el tiempo se recuperó tardó bastante tiempo en hacerlo.



Figura 5-7: *Typha angustifolia*



Figura 5-8: *Cyperus eragrostis*



Figura 5-9: Carex sp.



Figura 5-10: Phragmites australis

5.3.1.1. *Typha angustifolia*

Familia	Género Plantae
Nombre Científico	<i>Typha angustifolia</i>
Nombre común o vulgar	Espadaña, Totorá, Enea, Junco, Bayón, Bayunco, Bohordo, Junco de la pasión, Maza de agua
Origen	América, Europa

▪ **Descripción**

Planta perenne alta, amacollada, de porte herbáceo y rizomatosa. Desde el suelo emite fascículos densos de hojas alargadas -en ocasiones de más de 1 m. de talla- y estrechas, fibrosas, que a menudo permanecen sobre la planta una vez secas; bajo el suelo se extiende un rizoma corto que va dando lugar a nuevas macollas de hojas. Lo más característico de la planta es su inflorescencia, dispuesta en un tallo elevado -conocido popularmente en muchas zonas como 'espadaña'- que sale del centro de los haces de hojas, y que porta en su extremo dos estructuras cilíndricas, en forma de cigarro puro, de color pardo-amarillento en la floración y más oscuro al formar las semillas. Una de estas estructuras corresponde a la inflorescencia masculina y otra a la femenina; la primera tiende a desaparecer tras la floración, mientras la segunda permanece bastante tiempo, en tanto maduran los frutos, compuestos por pequeñas semillas en cuya base se dispone un vilano -fascículo de pelos- que facilita su dispersión por el viento o flotando sobre el agua. Las especies más destacadas son: *T. latifolia*, *T. angustifolia*, *T. dominguensis*, *T. minima* (EL Estanque).

▪ **Comportamiento**

Ideal para la zona palustre de un estanque, en especial los bordes cercanos a movimientos de aguas. Además de la zona palustre, puede estar también en la zona húmeda, preferentemente a los comienzos. Vive con los rizomas sumergidos y sólo resiste fuera del agua durante periodos muy breves.

Se debe plantar a unos 40 cm de profundidad. Soporta un amplio rango de temperaturas; es una de las acuáticas más resistentes y menos exigentes. No necesitan un suelo especialmente rico.

Es una planta invasora, de crecimiento rápido.

▪ **Reproducción**

Por división de los rizomas a finales de verano, una vez que las flores se marchitan completamente. Se pueden plantar inmediatamente y bien conservarlos hasta finales de invierno para ser plantados de nuevo. Otro método es por semillas.

Estas plantas tienen la capacidad de depurar el agua mediante la asimilación directa de nutrientes (en especial N y P) y metales, que son retirados del medio e incorporados al tejido vegetal. Además de este efecto directo los tallos y hojas tienen unos tejidos especializados, aerenquima, por los que conducen el oxígeno del aire y el producido en la fotosíntesis hasta las raíces donde es utilizado por los microorganismos heterótrofos que crecen sobre ellos en forma de biopelícula, lo que contribuye a la reducción de contaminantes a través de procesos aerobios de degradación.

Por otra parte esta planta se adapta satisfactoriamente a las condiciones invernales presentando una gran capacidad depuradora a lo largo de todo el año. Diversos estudios han confirmado que su rendimiento aumenta si se realiza una corta sistemática de las plantas.



Figura 5-11: Inflorescencia Typha



Figura 5-12: Hoja Typha



Figura 5-13: Tallo Typha

5.3.1.2. Cyperus Eragrostis

Familia	Cyperaceae
Nombre científico	Cyperus eragrostis
Nombre común o vulgar	
Origen	América tropical y subtropical

- **Descripción**

Planta perenne, herbácea, con rizomas cortos y gruesos. Tallos de sección triangular, de hasta 90 cm. Hojas basales, lineales de hasta 1 cm de largo, algo coriáceas. Inflorescencia en umbela de 8-10 rayos y 5-11 brácteas largas. Espigas alargadas con 14-30 flores de color verde amarillento. Fruto en aquenio (Xunta de Galicia).

- **Comportamiento**

En la mayoría de los casos se encuentra en hábitats alterados, aunque también aparece en medios naturales o seminaturales (Xunta de Galicia).

Se encuentra en diferentes tipos de comunidades herbáceas asociadas a la alta humedad edáfica, márgenes de ríos y praderas encharcadas, costeras o no, en sotobosque de alisos alterados o sauces y otros.

Es considerada una especie invasora; el género *Cyperus* incluye algunas de las malas hierbas más problemáticas del planeta. Su introducción es accidental, probablemente como mala hierba en cultivos

- **Reproducción**

Se propaga tanto por semillas, como por regeneración a partir del rizoma.



Figura 5-14: Inflorescencia *Cyperus*

5.3.1.3. *Carex Sp.*

Familia	Cyperaceae
Nombre científico	Carex
Nombre común o vulgar	Carex

▪ **Descripción**

El género *Carex*, es el más extenso de la familia de las ciperáceas, comprende hierbas con espigas de flores unisexuales y frutos en forma de una minúscula ampolla denominados utrículos, que viven preferentemente en zonas húmedas. (Institución catalana de historia natural)

Es una especie perenne, con rizoma cespitoso, tallos de sección triangular. Las hojas son filiformes y la parte superior de las mismas se encuentra encorvada. La espiguilla es globosa. El fruto es seco, llamado aquenio.



Figura 5-15: Inflorescencia Carex

5.3.2. ZONA DE ENTRADA

La zona de entrada está compuesta por un sector de grava gruesa. El área superficial de esta zona es de [10] cm de largo, por 50 [cm] de ancho. La profundidad es variable debido a que el sistema es un semicilindro, siendo la profundidad máxima 25 [cm]

Esta zona tiene la función de recibir la descarga del RIL, e ingresarlo a la zona intermedia. La utilización de grava gruesa busca distribuir de manera homogénea el RIL a través de la zona transversal.

5.3.3. ZONA INTERMEDIA

La zona intermedia, es la zona comprendida entre la zona de entrada y la zona de salida. En ella se encuentra el suelo y las plantas.

El área superficial de esta zona es 70 [cm] de largo y aproximadamente 50 [cm] de ancho para todos los sistemas. La profundidad máxima varía de acuerdo a las especie. Las profundidades máximas son: 16 [cm] para la especie Typha, 12 [cm] para la especie Cyperus, y 9 [cm] para el caso de la especie Carex.

La distribución de las plantas dentro del sistema es distinta para cada una de las especies, esto debido a las diferencias en los tamaños de las raíces y las hojas:

- **Typha:** Las raíces son grandes y gruesas, las hojas son muy largas y esbeltas, y la disponibilidad de esta especie era mayor. Por esta razón, se distribuyeron en dos filas dispuestas de manera longitudinal siguiendo la dirección del flujo (ver Figura 5-16). Cada una de estas especies ocupa una superficie aproximada de 10 [cm²].
- **Cyperus:** Tiene raíces muy pequeñas, y un gran follaje (Figura 5-17). Las especies se distribuyen de manera longitudinal en una línea centrada, espaciadas de manera equitativa, ocupando un área de 10 [cm²] cada una. Se colocaron 4 especies.
- **Carex:** Se colocaron 5 especies. Cada planta ocupa un área de 10 [cm²], y fueron colocadas de manera longitudinal, distribuidas equitativamente. (Figura 5-18)



Figura 5-16: Typha



Figura 5-17: Cyperus



Figura 5-18: Carex

5.3.4. ZONA DE SALIDA

La zona de salida, está formada por un área de grava gruesa y gravilla. La principal función de esta zona es filtrar los elementos sólidos que puedan obstruir la salida del sistema. Además de esto el orificio de salida del sistema se encuentra cubierto por malla tipo rashell de manera de hacer más efectivo este filtrado.



Figura 5-19: Sistema de entrada



Figura 5-20: Sistema de salida

5.4. FUNCIONAMIENTO DEL SISTEMA

El caudal proporcionado a cada uno de los sistemas fue variable, debido a los diferentes consumos de cada una de las especies.

La recarga fue realizada una vez a la semana. Este período de recarga se estableció en función del comportamiento observado de las especies. Primero se probó con una recarga diaria de 2 litros, sin embargo, no se logró mantener la condición de flujo SFS, para ninguna de las especies. Durante esta semana, también se observó que las especies no tenían el mismo consumo de agua (o de RIL). Por otro lado, la época del año en que fue realizado el análisis (Junio) presenta bajos niveles de evaporación lo que permite disminuir el volumen de recarga y los días en que fue realizada la recarga.

Debido a la distancia existente entre el estanque de almacenamiento y el sistema piloto fue necesario transportar el RIL. Para esto se extrae el RIL desde el estanque de almacenamiento mediante bombas y es almacenado en un tambor de HDPE. Para proporcionar el caudal correspondiente hacia cada uno de los estanques individuales se utilizó un balde de 5 litros (Figura 5-21) y fue agregado mediante riego manual. El efluente del sistema de tratamiento piloto fue recogido en envases de PVC y medido en recipientes graduados.

5.5. ETAPA DE MUESTREO

La descarga del sistema se realizó una vez a la semana, obteniéndose el volumen de salida y una muestra del efluente (Figura 5-22) de cada uno de los sistemas. Estas muestras fueron llevadas al laboratorio donde se realizó un análisis químico para monitorear el sulfato presente en el efluente.



Figura 5-21: RIL afluente



Figura 5-22: Muestreo caudal efluente

Además del análisis del afluente, se analizó la cantidad de azufre (S) presente en cada una de las plantas y en el suelo del sistema. Para esto se recolectaron muestras de las hojas (ver Figura 5-23) y del suelo (Figura 5-24) de cada una de las plantas. Luego las muestras fueron colocadas en el horno a 100°C, las hojas se mantienen en el horno durante una hora, mientras que las muestras de suelo son dejadas durante un día entero. Posteriormente, utilizando la máquina LECO CS200, se analiza la cantidad de azufre presente en las hojas, el que servirá como indicador de la cantidad de sulfato consumida por la planta.



Figura 5-23: Muestras hojas



Figura 5-24: Muestras suelo

CAPÍTULO 6. COMPORTAMIENTO Y EVALUACIÓN DEL SISTEMA DE FITORREMEDIACIÓN

6.1.1. COMPORTAMIENTO DE LAS PLANTAS

6.1.1.1. *Typha angustifolia*

La especie *Typha* sufrió varias alteraciones durante la etapa de estudio. La primera de ellas fue su lenta adaptación al trasplante realizado al principio del estudio. Debido a esto se decidió agregar un complejo de nutrientes N, P, K, y así inyectarle la energía los nutrientes necesarios para continuar con las etapas posteriores del proyecto. Sin embargo, el debilitamiento de la planta, junto al exceso de nutrientes hizo de ella el candidato perfecto para ser atacada por pulgones. Debido a la existencia de esta plaga, se comenzó a evidenciar la presencia de hormigas, de huevos de pulgones, “chinitas” (ver Anexo) y de grandes manchas negras que evidenciaban la presencia de hongos.

La especie se vio completamente amenazada (ver Figura 6-1) ya que como se señala en el anexo los pulgones son especies altamente nocivas para las plantas debido a que ellos ingieren la savia de las plantas provocando que éstas se debiliten. Además los pulgones producen una sustancia denominada melaza, esta sustancia es una importante fuente para el asentamiento de hongos, quienes disminuyen la capacidad de la planta para realizar la fotosíntesis.

Se decidió luego de un par de semanas exterminar esta plaga, sobre todo debido a que se estaba extendiendo por todo el sector y terminaría por atacar a las otras especies. Primero que todo fue necesario exterminar a las hormigas, debido a que éstas recogen las gotas de melaza que excretan los pulgones y están cerca de ellos para limpiarlos y protegerlos (Infojardin); incluso atacando a las chinitas, su principal depredador. Se utilizó un insecticida específico de hormigas, el que fue aplicado únicamente al exterior del estanque, provocando que las hormigas se fueran.

Para el caso de los pulgones se utilizó un plaguicida orgánico. Este se aplicaba una vez a la semana. En este caso se aplicó solamente por dos semanas y los pulgones fueron eliminados completamente.

Luego de que los pulgones y las hormigas se fueron, la planta comenzó a recuperarse, sin embargo muchas de las hojas se encontraban completamente secas.



Figura 6-1: Ecosistema

Si bien el ataque de los pulgones debilitó en gran medida a la planta se sabe que esta especie, aunque se adapta bien a las condiciones invernales, su rendimiento mejora en gran medida si se realiza una corta sistemática de ella, por esta razón se cree que la especie debería ser podada durante la etapa de invierno para que retome su fuerza. A pesar de la sequedad presentada por la planta se observaron brotes nuevos de la planta durante toda la época de análisis (EL Estanque).

6.1.1.2. *Cyperus eragrostis*

La especie *Cyperus* presentó un muy buen comportamiento durante todo el desarrollo de la investigación. El color de la planta se mantuvo igual, salvo por una que otra hoja que se secó. La planta presentaba nuevos brotes constantemente.

Esta especie también se vio amenazada por los pulgones pero de manera muy inferior a la percibida por la especie *Typha*.

6.1.1.3. *Carex Sp.*

La especie *Carex* también presentó un muy buen comportamiento. Mantuvo su color verde y se presentó sin alteraciones durante toda la época de análisis.

Esta especie tuvo la peculiaridad de no ser atacada por los pulgones.

6.1.2. CAUDALES AFLUENTES

Los caudales agregados fueron estimados de acuerdo a un análisis previo realizado a cada una de las plantas. Teniendo en cuenta que se buscaba obtener un flujo de tipo subsuperficial.

Primero se agregó un caudal de 5 litros por semana y se observó que las 3 especies en análisis no fueron capaces de consumir este caudal, obteniéndose caudales de salida superiores a 2 litros.

Luego se agregaron 2 litros de RIL por semana; para este caudal, la especie *Carex* absorbió una parte y la otra fue eliminada a la semana como caudal afluente. En el caso de las especies *Typha* y *Cyperus*, estas absorbieron todo el RIL, lo que impidió contar con un caudal efluente que permitiera realizar los análisis químicos, por esta razón fue necesario agregar 1 litro más, siendo el caudal afluente igual a 3 litros por semana. De esta manera se aseguró que las 3 especies generaran un caudal efluente que permitiera realizar los análisis químicos y a la vez mantuvieran la condición de flujo subsuperficial.

Tabla 6-1: Caudales afluentes

Semana	Fecha	Typha [l]	Cyperus [l]	Carex [l]
1	23-06-2008	2	2	2
2	30-06-2008	2	2	2
3	07-07-2008	3	3	2
4	14-07-2008	3	3	2
5	21-07-2008	3	3	2
6	28-07-2008	3	3	2
7	04-08-2008	3	3	2
8	11-08-2008	3	3	2

6.1.3. CAUDALES EFLUENTES

Analizando los datos obtenidos se puede ver en la Tabla 6-2 que en la semana 4 no se registraron datos, esto se debe a que durante la semana 4 se presentó una fuerte lluvia que afectó a cada uno de los sistemas. En el día de análisis de la semana 4 se descargó toda el agua de todos los sistemas y no se realizaron mediciones de caudal, ni análisis químicos.

Tabla 6-2: Caudales efluentes

Semana	Fecha	Typha [l]	Cyperus [l]	Carex [l]
2	30-06-2008	1,000	0,180	0,700
3	07-07-2008	0,200	0,580	1,780
4	14-07-2008	-	-	-
5	21-07-2008	2,250	4,530	1,900
6	28-07-2008	1,650	0,000	0,900
7	04-08-2008	1,700	0,860	0,700
8	11-08-2008	0,880	0,480	0,870

En el Gráfico 6-1, el comportamiento de los caudales efluentes no presenta ninguna tendencia en particular. Esto se debe a varios factores, entre ellos: factores meteorológicas (lluvia, sol, etc.) y factores externos.

Durante las primeras 4 semanas el sistema se mantuvo a la intemperie, de manera de representar de la mejor forma las condiciones ambientales a las cuales el sistema sería expuesto si este fuese implementado en forma definitiva. Sin embargo, durante el mes de Julio se presentaron condiciones meteorológicas muy desfavorables para la realización de esta investigación. Se presentaron muy bajas temperaturas y fuertes lluvias, alternadas con escasos días soleados, por esta razón fue necesario implementar un refugio (Figura 5-4), en el cual el sistema piloto se encontrase protegido de las lluvias y heladas. No obstante, el refugio instalado no permitía el paso del sol de manera directa cambiando las condiciones de evaporación generadas en las primeras semanas de análisis.

Para analizar el comportamiento de los caudales efluentes con respecto al caudal afluente se muestra el Gráfico 6-2. En él se puede observar que si bien los datos siguen sin tener una tendencia bien definida, existe un comportamiento global, el que se ve reflejado por el descenso del volumen efluente desde la primera semana hasta la semana 5, semana en la que los caudales efluentes tienden a estabilizarse. Esto se debe principalmente a que durante las primeras semanas (hasta la semana 5) los sistemas se mantuvieron a la intemperie siendo afectadas directamente por las condiciones meteorológicas, estos factores mantienen al sistema con constantes variaciones en el caudal efluentes, debido a las variaciones en la humedad, la evaporación, y en los volúmenes de agua extra agregados por las lluvias. Después de la semana 5 los sistemas se encontraban cubiertos, esta condición permite una regulación de las condiciones meteorológicas, regulando la luz solar (y así la evaporación), las lluvias y las heladas que se presentaron durante las primeras semanas.

Si analizamos los tres sistemas de forma particular (ver Gráfico 6-2) se puede señalar lo siguiente: En el caso de la especie *Typha*, se puede observar que en un principio los niveles de absorción de caudal fueron muy altos, y descienden hasta llegar a una absorción de alrededor del 25% la semana 5. Luego se puede ver que el nivel de absorción comienza a aumentar paulatinamente. Esto se encuentra directamente relacionado con la etapa de estancamiento en la que entró esta especie durante el período de invierno.

En el caso de las especies *Cyperus* y *Carex*, se puede ver que estas siguen la tendencia global.

Gráfico 6-1: Caudal efluente

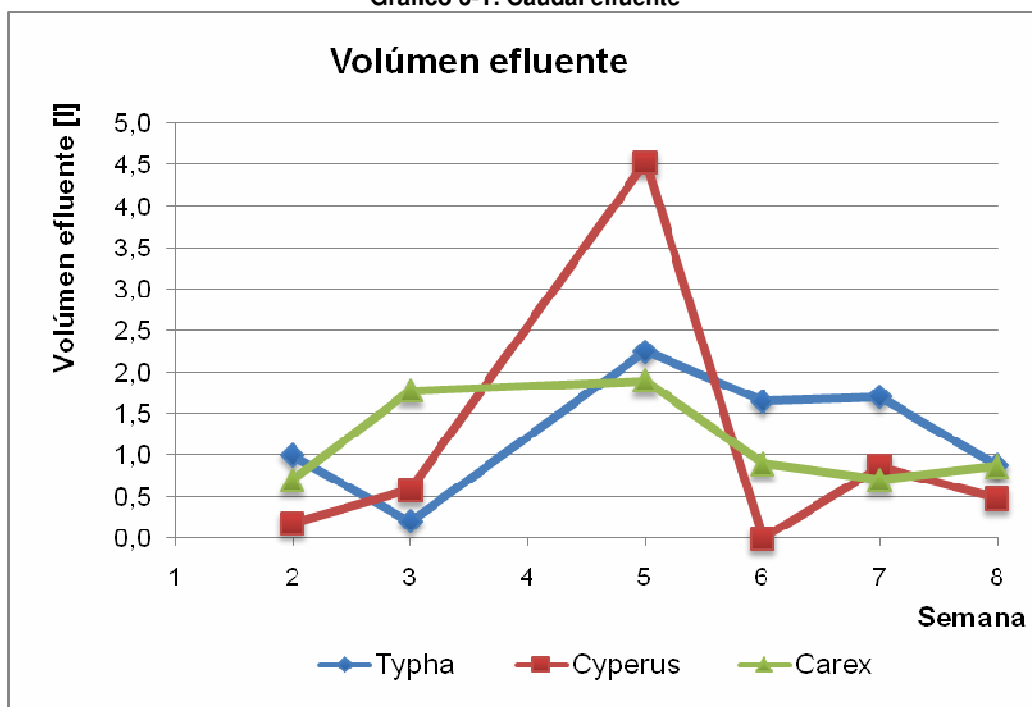
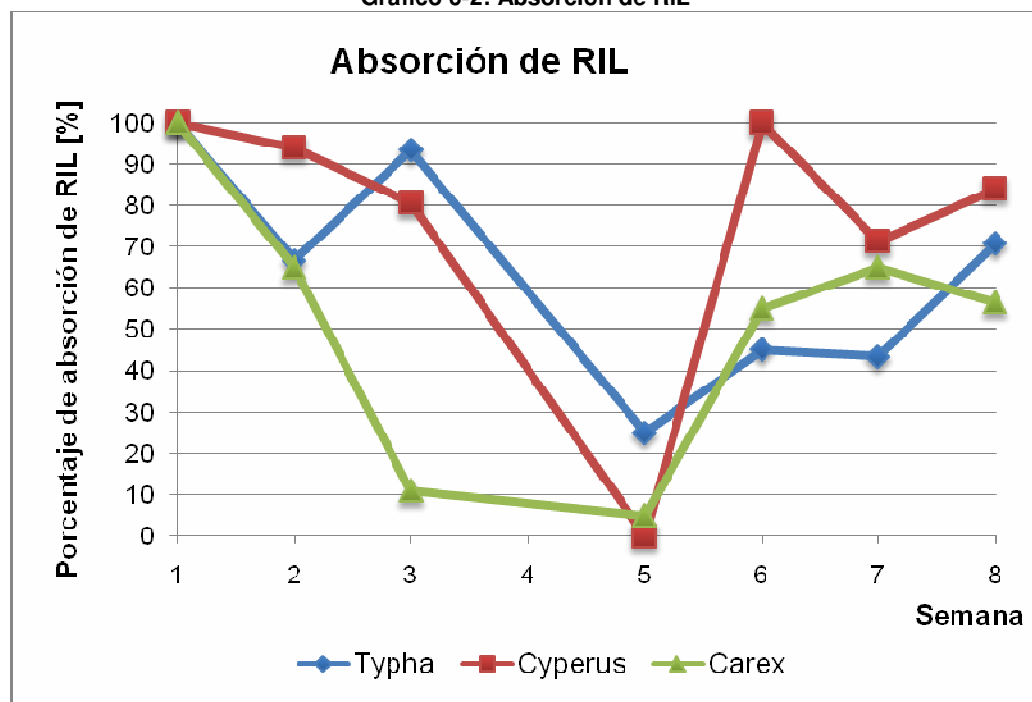


Gráfico 6-2: Absorción de RIL



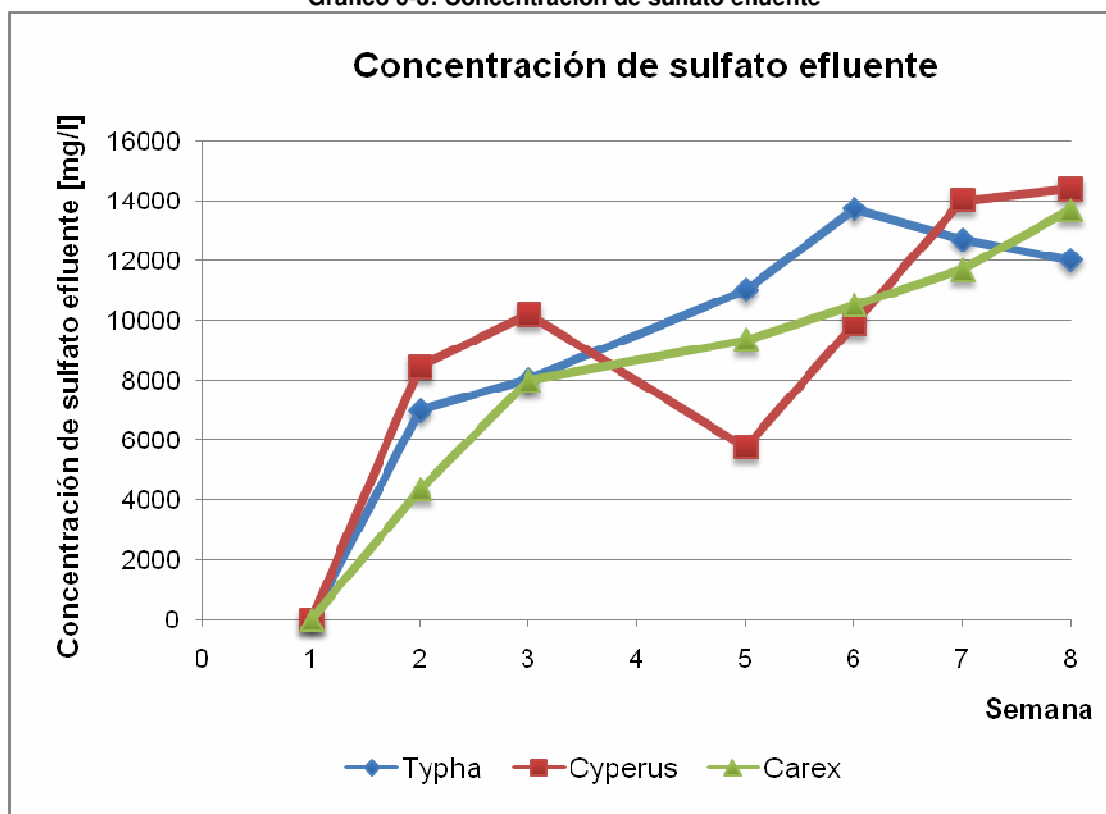
6.1.4. ANÁLISIS QUÍMICOS CAUDALES EFLUENTES

En la Tabla 6-3, se muestran los resultados obtenidos de los análisis químicos realizados al ril efluente al sistema. Estos datos son graficados en el Gráfico 6-1.

Tabla 6-3: Concentración sulfato en el efluente

Semana	Fecha	Typha [mg/l]	Cyperus [mg/l]	Carex [mg/l]
1	19-06-2008	0	0	0
2	30-06-2008	7000	8440	4340
3	07-07-2008	8030	10200	7980
4	14-07-2008	-	-	-
5	21-07-2008	11000	5760	9340
6	28-07-2008	13710	-	10500
7	04-08-2008	12700	14000	11700
8	11-08-2008	12000	14400	13700

Gráfico 6-3: Concentración de sulfato efluente



Como se puede ver en Gráfico 6-3, la concentración de sulfato en el efluente va aumentando a medida que van pasando las semanas hasta llegar a un estancamiento, esto se da en forma global para todas las especies.

6.1.5. SULFATO PRESENTE EN LAS PLANTAS

Los resultados obtenidos de los análisis de azufre en las hojas se presentan en la Tabla 6-4. La tabla Tabla 6-5, presenta los resultados convertidos en sulfato.

Tabla 6-4: Concentración de azufre en porcentaje presente en las hojas

Semana	Fecha	Typha [%]	Cyperus [%]	Carex [%]
0	16-06-2008	0,1367	0,1619	0,4764
1	23-06-2008	0,2102	0,3868	0,2874
2	30-06-2008	1,9110	1,2460	1,1820
3	07-07-2008	1,4920	1,4300	1,3350
4	14-07-2008	1,9330	1,5780	1,8420
5	21-07-2008	1,6670	2,4060	2,6460
6	28-07-2008	4,7560	3,8040	4,0120
7	04-08-2008	1,2140	1,7770	1,9070
8	11-08-2008	2,2100	2,6210	2,3350

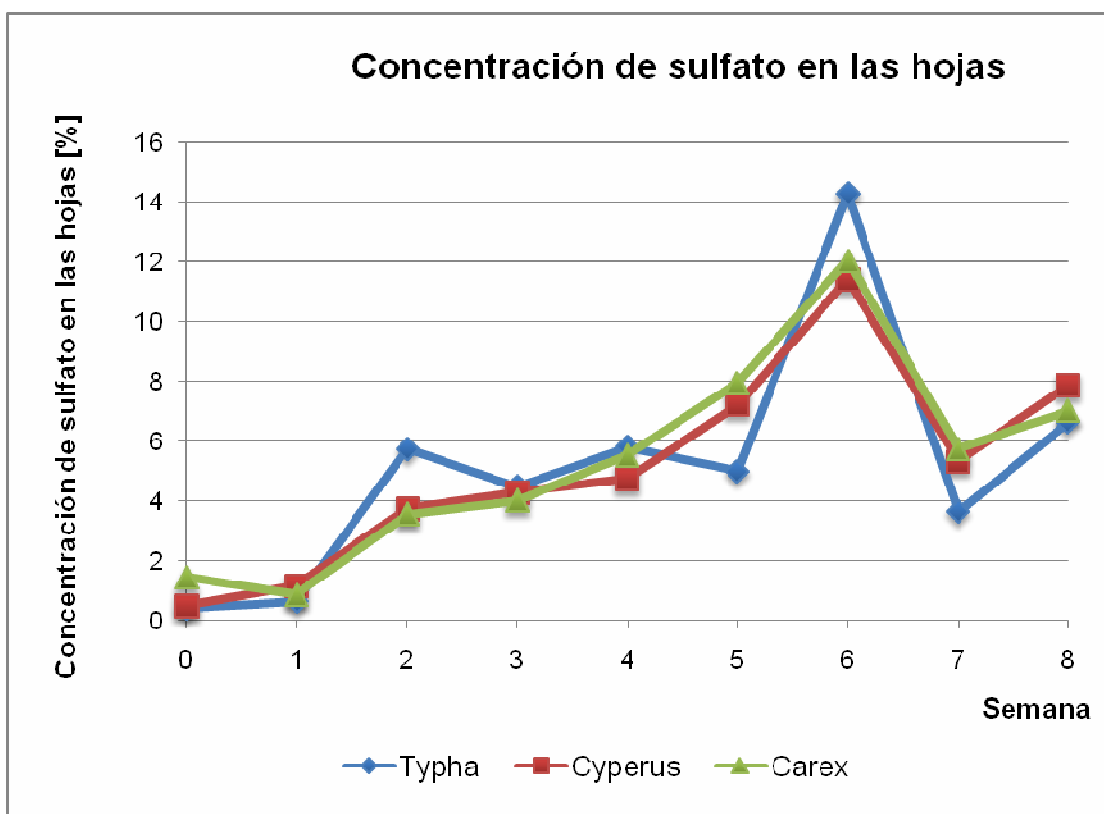
Tabla 6-5: Concentración de sulfato en porcentaje presente en las hojas

Semana	Fecha	Typha [%]	Cyperus [%]	Carex [%]
0	16-06-2008	0,410	0,485	1,427
1	23-06-2008	0,630	1,159	0,861
2	30-06-2008	5,725	3,733	3,541
3	07-07-2008	4,469	4,284	3,999
4	14-07-2008	5,791	4,727	5,518
5	21-07-2008	4,994	7,207	7,926
6	28-07-2008	14,247	11,395	12,018
7	04-08-2008	3,637	5,323	5,713
8	11-08-2008	6,620	7,852	6,995

En el Gráfico 6-4, se presentan los resultados de la Tabla 6-5. En él se puede observar que la concentración de sulfato en las hojas presenta un comportamiento similar para las 3 especies utilizadas en el estudio. Sin embargo, si bien la especie Typha mantiene en forma global un comportamiento similar a las otras dos especies, las variaciones en la concentración son mayores que en el caso de Cyperus y Carex, presentando en algunas semanas un comportamiento distinto a las otras dos especies, por ejemplo en la semana 5 en la que las especies Cyperus y Carex presentan un aumento en la concentración, en la especie Typha disminuye la concentración.

A nivel global se puede observar que la tendencia es a aumentar el nivel de sulfato en las hojas hasta la semana 6, momento en que se alcanza el "peak" en la concentración de sulfato en las hojas. Posteriormente la concentración de sulfato disminuye y tiende a estabilizarse.

Gráfico 6-4: Concentración de sulfato en las hojas



6.1.6. SULFATO PRESENTE EN EL SUELO

En la Tabla 6-6 y la Tabla 6-7 se presentan los resultados de las concentraciones medidas en el suelo, para azufre y sulfato respectivamente.

Tabla 6-6: Concentración de azufre en porcentaje presente en suelo

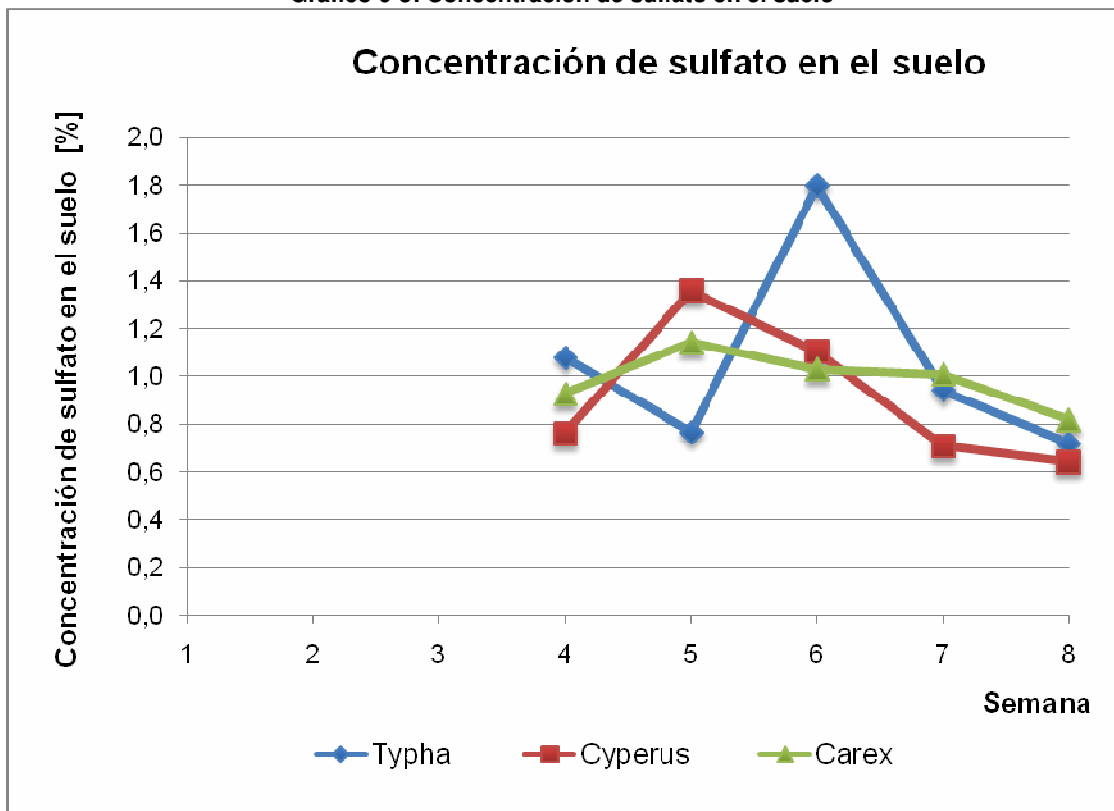
Semana	Fecha	Typha [%]	Cyperus [%]	Carex [%]	Blanco [%]
4	14-07-2008	0,360	0,254	0,309	0,216
5	21-07-2008	0,255	0,453	0,381	0,255
6	28-07-2008	0,599	0,368	0,343	0,510
7	04-08-2008	0,314	0,236	0,336	0,234
8	11-08-2008	0,240	0,214	0,273	0,420

Tabla 6-7: Concentración de sulfato en porcentaje presente en el suelo

Semana	Fecha	Typha [%]	Cyperus [%]	Carex [%]
4	14-07-2008	1,079	0,759	0,926
5	21-07-2008	0,764	1,357	1,141
6	28-07-2008	1,794	1,102	1,028
7	04-08-2008	0,941	0,707	1,007
8	11-08-2008	0,719	0,641	0,818

Gráfico 6-5 En el Gráfico 6-5 se presentan los datos de la Tabla 6-7. En este gráfico se puede observar que los niveles de sulfato en el suelo para cada una de las especies, no siguen una tendencia en particular. Se pueden ver variaciones, (aumentos y disminuciones) en los niveles durante todo el período de análisis.

Gráfico 6-5: Concentración de sulfato en el suelo



CAPÍTULO 7. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

DISCUSIONES

Durante el desarrollo de este trabajo de investigación se produjeron varios problemas que llevaron a que los resultados que se presentan no sean del todo satisfactorios.

Uno de los problemas más significativos fue el generado por las condiciones meteorológicas que se presentaron durante el período de análisis. Las temperaturas fueron muy bajas impidiendo el normal desarrollo de las plantas. Los altos niveles de nubosidad afectaron, no sólo el desarrollo de la planta debido a la alteración en los niveles de luz solar, sino también en los niveles de evapotranspiración y evaporación. Las lluvias, que de una u otra forma afectaron a los sistemas piloto entregaron caudales de agua limpia, que generaron una mayor dilución de los caudales efluentes, alterando los resultados obtenidos.

Los factores externos también alteraron de manera importante algunos de los resultados. La constante amenaza de plagas sobre las plantas es un factor que afecta las condiciones reales de las planta, generando una nueva situación. Esto altera los resultados y las conclusiones finales que se puedan obtener.

Se utilizó suelo de tipo inorgánico para todas las especies, de manera de homogeneizar los resultados obtenidos. Sin embargo, cada una de las especies al ser trasplantada agregaba una cierta cantidad de suelo orgánico al sistema. Este suelo orgánico y la presencia de bacterias en él, generan las variaciones de sulfato en el suelo.

CONCLUSIONES

El sulfato es un elemento que se encuentra de varias formas en la naturaleza, en una amplia gama de compuestos, y se obtiene como residuo en una gran cantidad de sectores industriales, especialmente en la minería. Si bien el sulfato no es un elemento nocivo para el ser humano, en grandes cantidades puede producir graves problemas a la salud, a los animales y al medio ambiente. Por esta razón es de gran relevancia tener en cuenta el destino que tendrán los residuos que se están generando hoy en día.

En la actualidad existen varios métodos de tratamiento para disminuir o eliminar el sulfato presente en RILes, sistemas de aguas y suelos. Estos varían dependiendo de su aplicación, alcance, los niveles de remoción alcanzados, su complejidad y su costo.

La fitorremediación es un conjunto de tecnologías que se utilizan hoy en día que consiste en el uso de plantas para descontaminar sitios contaminados. Existen varias especies capaces de realizar algún tipo de remoción de contaminante, así como también existen varios compuestos que pueden ser remediados mediante este tipo de tratamiento.

La fitorremediación es llevada a la práctica mediante la utilización de pantanos construidos. Este concepto fue recibido y adaptado para implementar un sistema de tratamiento de sulfato utilizando fitorremediación. Se mantuvieron condiciones de flujo subsuperficial que impidieran altos índices de evaporación y la presencia de insectos.

Los factores medioambientales son muy relevantes para el correcto desarrollo de un sistema de fitorremediación, debido a que producen alteraciones en la planta, las que se ven reflejadas directamente en los niveles de remoción obtenidos.

Las especies utilizadas se adaptaron de buena manera a las condiciones de sulfato expuestas, no se murieron, no se secaron, (exceptuando la especie *Typha*), y presentaron constantemente nuevos brotes durante todo el período.

De las 3 especies analizadas, la especie *Carex* sp. presenta varios beneficios sobre las otras:

- Presenta niveles de remoción por sobre el 30% hasta la 5ª semana.
- Los volúmenes de RIL requeridos para la mantención de la planta son inferiores a los de las otras dos especies.
- La cantidad de suelo requerido en este caso es inferior al requerido por las otras especies.
- En los análisis realizados en las hojas se observa que presenta un aumento en la concentración con el paso de las semanas.
- En el caso de los análisis de sulfato en el suelo, esta especie es la que muestra el comportamiento más estable.
- No se ve afectada por la plaga de pulgones (como la presentada durante el estudio)
- Esta especie es la que cuenta con menor masa y volumen de hojas y raíces, así la eliminación de los residuos finales se vuelve menos compleja.

El sistema de fitorremediación propuesto es un sistema sencillo de fácil instalación y con un requerimiento mínimo de mantención. Este sistema es posible utilizarlo en situaciones en que el volumen del RIL sea pequeño y las concentraciones no sean tan altas como las del caso de estudio (14.000 [mg/l]), alternando con un sistema en serie, que permita obtener niveles de remoción mayores al 30% en cada uno de los sistemas.

El sistema es capaz de remover sulfato, sin embargo, sólo por algunas semanas. Después de un período de 8 semanas el sistema se satura, impidiendo que se siga removiendo más contaminante. El nivel máximo de remoción obtenido, fue un 70% presentado por la especie *Carex*.

El sistema debe ser utilizado solamente por un período de un mes, para alcanzar los niveles de remoción mencionados, y evitar que el sistema se sature completamente.

Luego de este período se deben cosechar las hojas de la planta. Se propone extraer las raíces de la planta y trasplantarlas a un sistema limpio, en donde la planta pueda recuperarse, para volver a ser utilizada en un nuevo período. Esto se pudo apreciar durante el desarrollo de la investigación ya que se cosecharon las hojas de las tres plantas, siendo la especie Carex la que presentó la recuperación más rápida. Las hojas pueden ser mezcladas con el suelo contaminado y suelos limpios. Esta mezcla puede ser utilizada como fertilizante para otras plantas, ya que el sulfato es un elemento utilizado por la planta como nutriente.

Finalmente, se puede concluir que el sistema de fitorremediación propuesto no es viable de utilizar para la remoción de riles con exceso de sulfato generado por la empresa INDURA, debido a que los niveles de sulfato a remover son muy altos, y los niveles de remoción obtenidos con este sistema de tratamiento son muy bajos (alrededor de un 30%) lo que impide que se puedan alcanzar los valores de sulfato que entrega la norma para la descarga de riles hacia el alcantarillado. Sin embargo, debido a las altas cantidades de ril que son generadas mensualmente se debe continuar con la búsqueda de un método de tratamiento que permita eliminar los sulfatos con mayor eficiencia.

BIBLIOGRAFÍA

Agroinformación. 2002. Agroinformacion. *Ficha de la plaga: Pulgones*. [En línea] 2002. <http://www.agroinformacion.com/plaga-enfermedad.aspx?plaga=12>.

APHA. 1995. *Standard methods for examination of water & wastewater*. 19. 1995.

ATSDR. 1998. ATSDR, Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. *Reseña toxicológica del anhídrido sulfúrico y el ácido sulfúrico*. [En línea] 1998. http://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs117.html.

Biobest Sistemas Biológicos S.L. Control biológico: insectos y ácaros beneficiosos. *Adalia-System*. [En línea] <http://207.5.17.151/biobest/sp/>.

Bioplanet s.c.a. 2007. Agentes de control biológico. *Adalia Bipunctata, depredador de pulgones*. [En línea] 2007. <http://www.bioplanet.it/es/bcas/adalia.php>.

Carpena, R.O. y Bernal, M. Pilar. 2007. Ecosistemas. Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente. *Claves de la fitorremediación: fitotecnologías para la recuperación de suelos*. [En línea] Mayo de 2007. <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=490>. ISBN 1697-2473.

Celis Hidalgo, José, Junod Montano, Julio y Sandoval Estrada, Marco. 2005. Revista Theoria. *Recientes aplicaciones de la depuración de aguas residuales con plantas acuáticas*. [En línea] 2005. <http://omega.fdo-may.ubiobio.cl/th/v/v14/a2.pdf>. ISSN 0717-196X.

Dirección Nacional de Medio Ambiente, DINAMA. DINAMA. Uruguay. *Glosario técnico: Sulfatos*. [En línea] http://www.mvotma.gub.uy/dinama/index.php?option=com_glossary&func=display&letter=&page=5&catid=53&Itemid=120.

El Cuaderno de Porquebiotecnología. 2006. El Cuaderno de Porquebiotecnología. *Biorremediación: Organismos que limpian el ambiente*. [En línea] N°36, 2006. <http://www.porquebiotecnologia.com.ar/educacion/cuaderno/doc/EI%20Cuaderno%2036.doc>.

EL Estanque. El Estanque.es. *Plantas Palustres*. [En línea] <http://www.elestanque.es/plantaspalustres.htm>.

EPA. 2000. *Introduction to Phytoremediation*. 2000.

EPA. Environmental Protection Agency. 2001. A citizen's guide to bioremediation. [En línea] 2001. www.epa.gov/superfun/sites.

Gálvez, Alma Patricia Maqueda. 2003. *Fitorremediación de suelos contaminados con metales pesados*. Departamento de Química y Biología, Universidad de las Américas Puebla. México : s.n., 2003. Tesis profesional.

Gonzalez, G. 2006. Coccinellidae. *Los coccinellidae de Chile. Adalia Bipunctata*. [En línea] 2006. <http://www.coccinellidae.cl/adaliabipunctata.php>.

Google Earth. Mapa empresa INDURA. [En línea]

INDURA S.A. *Manual de calidad y medio ambiente corporativo en base a las normas ISO 9001 e ISO 14001*. Chile : s.n.

Infoagro. Infoagro. *Control de áfidos o pulgones*. [En línea] <http://www.infoagro.com/hortalizas/pulgones.htm>.

Infojardin. Infojardin. *Plaga o ataque de pulgones*. [En línea] http://articulos.infojardin.com/PLAGAS_Y_ENF/PLAGAS/Pulgones.htm.

Institución Catalana de Historia Natural. *Hexahidrita*. [En línea] <http://ichn.iec.cat/bages/geologia/lmatges%20Grans/chexahidrita.htm>.

Institución catalana de historia natural. El Medi Natural de Bages. *Carex Vulpina*. [En línea] <http://www.iec.es/institucio/societats/icHistoriaNatural/Bages/z-humides/lmatges%20grans/ccarex.htm>.

Instituto Nacional de Normalización, INN. 2005. NCh 409/1. *Norma Chilena de Agua Potable: Requisitos*. Chile : s.n., 2005.

Interempresas. 2004. Interempresas. *El sulfato de hierro beneficia la producción agrícola*. [En línea] 2004. <http://www.interempresas.net/quimica/Articulos/Articulo.asp?A=7786>.

Lenntech. Lenntech. Tratamiento de agua y purificación del aire Holding B.V. *Sulfatos*. [En línea] <http://www.lenntech.com/espanol/sulfatos.htm>.

Lorax Environmental. 2003. INAP, International Network for Acid Prevention. *Treatment of sulphate in mine effluents*. [Online] 2003. http://www.inap.com.au/public_downloads/Research_Projects/Treatment_of_Sulphate_in_Mine_Effluents_-_Lorax_Report.pdf.

Ministerio de Obras Públicas. 1998. D.S. 609. *Norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos industriales líquidos a sistemas de alcantarillado*. Chile : s.n., 1998.

Ministerio General de la Presidencia. 2002. D.S. 46. *Norma de emisión de residuos líquidos a aguas subterráneas*. Chile : s.n., 2002.

Ministerio Secretaria General de la Presidencia. 2000. D.S. 90. *Norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales*. 2000.

NCh1333. 1978. *NCh 1333. Requisitos de calidad de agua para diferentes usos.* 1978.

OMS. [En línea]

Perez, Retamales Laura. 1997. *Planta para tratamiento de efluentes industriales de Indura-Solcon.* Ingeniería Química, Universidad de Santiago de Chile. Santiago : s.n., 1997. Tesis.

PROQUIMSA. 2000. Hoja de seguridad de materiales. [En línea] 2000.

QuimiNet. 2008. El sulfato de aluminio. [En línea] 2008.
http://www.quiminet.com.mx/ar6/ar_%25DD%255B%2521U%25B0%25FFI%251A.htm.

—. **2007.** La barita o sulfato de bario. [En línea] 2007.
http://www.quiminet.com.mx/ar0/ar_N%25FD%253DD%2592%255C%25C2%259F.htm.

—. **2006.** Usos y especificaciones del sulfato de sodio. [En línea] 2006.
http://www.quiminet.com.mx/ar5/ar_%25FBO%252B%25D6E%25A9%2508.htm.

Sculthorpe, Duncan C. 1985. *The biology of aquatic vascular plants.* London : Koeltz Scientific Books, 1985. ISBN: 3874292576.

Servicio Agrícola y Ganadero, SAG. Criterios de calidad de suelos y aguas de riego. *Sulfato.* [En línea]
http://www2.sag.gob.cl/biblioteca_digital/documentos/medio_ambiente/criterios_calidad_suelos_aguas_agricolas/pdf_aguas/anexo_A/sulfato.pdf.

SIAGUA. Sistema Iberoamericano de Información sobre el agua. *Normas internacionales y parámetros para la calidad del agua potable para Latinoamérica, Norteamérica, Unión Europea y otros países del mundo.* [En línea] <http://hispagua.cedex.es/siagua/datos.php?m=4>.

Textos Científicos. Los sulfatos. [En línea]
<http://www.textoscientificos.com/quimica/inorganica/azufre/sulfatos>.

Universidad Nacional de Educación a Distancia. Universidad Politécnica de Madrid. *Baritina.* [En línea] <http://www.uned.es/cristamine/fichas/baritina/baritina.htm>.

—. Universidad Politécnica de Madrid. *Epsomita.* [En línea]
<http://www.uned.es/cristamine/fichas/epsomita/epsomita.htm>.

—. Universidad Politécnica de Madrid. *Thenardita.* [En línea] Su nombre proviene del griego “sin agua” por contraposición al yeso hidratado. (10).

Ushñahua, Lawrence Enrique Quipuzco. 2002. *Evaluación del comportamiento de dos pantanos artificiales instalados en serie con Phragmites Australis para el tratamiento de aguas residuales domésticas.* [En línea] 2002. ISSN 1561-0888.

Xunta de Galicia. Conselleria de medioambiente e desenvolvemento sostible. *Cyperus Eragrostis.* [En línea] <http://medioambiente.xunta.es>.

ANEXOS

A. ECOSISTEMA

A.1. PULGONES

Los áfidos o pulgones constituyen un grupo muy extenso de insectos. Pertenecen al orden *Hemiptera*, suborden *Homoptera* y forman parte de la superfamilia *Aphidoide* (Infoagro).

Los pulgones que se han presentado en este ecosistema son de color negro, y pertenecen al género *Aphis Fabae*.

Los pulgones son insectos chupadores. Están provistos de un largo pico articulado que clavan en el vegetal para absorber los jugos de la planta. Segregan un líquido azucarado y pegajoso por el ano, denominado melaza.

Los pulgones inmaduros son de color verde para ir oscureciendo a medida que crecen. Los adultos son de color negro mate o verde oliva. Miden entre 0,5 a 6 mm. Se agrupan en las hojas, las flores y los brotes tiernos formando colonias (Agroinformación, 2002).

Esta especie parte de un huevo de invierno. Cuando los primeros adultos llegan al cultivo, comienzan a formar las primeras colonias de hembras en los cogollos de las plantas. Una hembra fundadora da lugar a toda una serie de hembras vivíparas y partenogénicas, lo que provoca que se multipliquen con facilidad. El ciclo de vida de un pulgón puede ser de una semana (Infojardin).

Los pulgones son especies altamente nocivas para las plantas causando gran cantidad de problemas. El primero de ellos es al ingerir la savia de las plantas debido a que ésta se debilita enormemente. Otro problema se genera por la melaza segregada, ya que es una fuente importante para el asentamiento de los hongos, como la Negrilla. La formación de estos hongos disminuye la capacidad de la planta para realizar la fotosíntesis. Junto a esto los pulgones son importantes transmisores de virus, inyectando virus nocivos a una planta sana.

A.1. ADALIA BIPUNCTATA

Dentro del ecosistema diverso que rodea a las plantas utilizadas en este estudio, se encuentra la *Adalia Bipunctata*, más conocida como chinita o mariquita.

Esta es una especie originaria de los países de Europa y Asia, es extremadamente adaptable introduciéndose en Chile en el año 1941 (Gonzalez, 2006). Pertenecen al orden de los coleópteros y a la familia *Coccinellidae*. Se caracteriza por tener los élitros rojos con una mancha negra sobre cada uno de ellos (Bioplanet s.c.a., 2007).

Son depredadores primarios. Se alimentan principalmente de áfidos de varias especies, que se encuentran en los cultivos de plantas ornamentales, frutales y hortalizas. Se utilizan en el control de la plaga de pulgones, sola o en combinación con métodos auxiliares. Es inofensiva para los seres humanos y el medio ambiente. (Biobest Sistemas Biológicos S.L.)

Las hembras adultas depositan los huevos en pequeños grupos en las proximidades de los huevos de los pulgones. La puesta de una *adalia* adulta es de 20 a 50 huevos por día. Los huevos son alargados y de un color amarillo naranja. Una vez que eclosionan las larvas comienzan a nutrirse de presas. El desarrollo de un huevo a adulto pasa por cuatro estadios larvarios. Las larvas de tercer y cuarto estadio, junto con los adultos, son los estados más voraces, capaces de depredar hasta 100 pulgones por día. La probabilidad de supervivencia depende en gran medida de las circunstancias climatológicas y de la presencia de alimentos (pulgones).